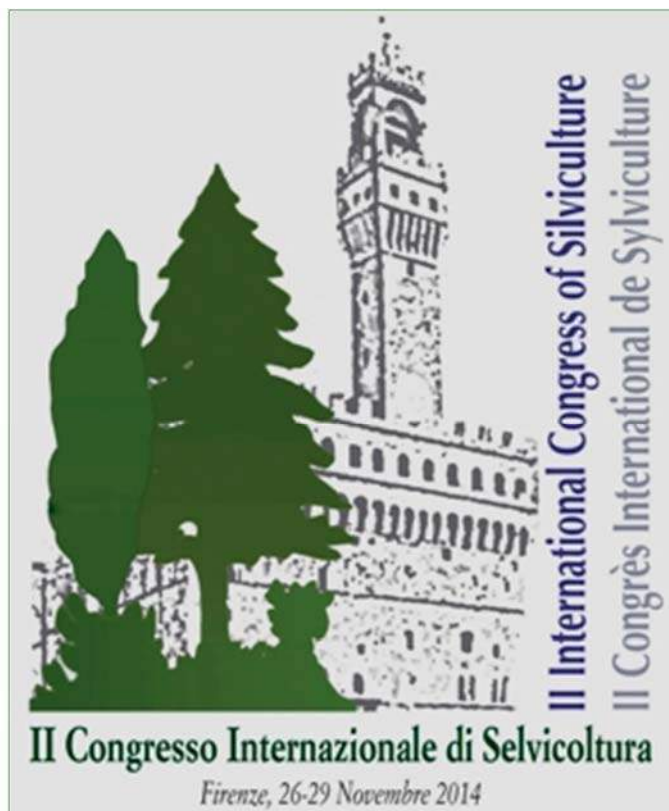




Accademia Italiana
di Scienze Forestali

Sotto l'Alto Patronato del Presidente della Repubblica
Under the High Patronage of the President of the Italian Republic



ATTI
del Secondo Congresso Internazionale di Selvicoltura
Progettare il futuro per il settore forestale

Firenze, 26-29 Novembre 2014

PROCEEDINGS
of the Second International Congress of Silviculture
Designing the future of the forestry sector

Florence, 26-29 November 2014

VOL. I

Accademia Italiana di Scienze Forestali
Firenze - 2015

Quanto esposto è di esclusiva proprietà scientifica e intellettuale degli Autori ed esclude ogni responsabilità del curatore e dell'Editore.

Intellectual and scientific property is exclusively of the authors of each contribution and does not entail responsibility of the editor and the publisher.

A cura di / *Edited by*
Orazio Ciancio

Con la collaborazione di / *In collaboration with*
Alga Ciuti, *Accademia Italiana di Scienze Forestali*
Chiara Lisa, *Accademia Italiana di Scienze Forestali*
Caterina Morosi, *Accademia Italiana di Scienze Forestali*
Francesco Paolo Piemontese, *Università degli Studi di Firenze*
Giovanna Puccioni, *Accademia Italiana di Scienze Forestali*

Gli Atti sono stampati grazie al contributo della Regione Toscana.

These Proceedings have been printed with the financial support of the Tuscany Region.

© 2015 Accademia Italiana di Scienze Forestali
Piazza Edison 11
50133 Firenze

ISBN 978-88-87553-21-5

Comitato Scientifico / *Scientific Committee*

Presidente / *President*: ORAZIO CIANCIO, Accademia Italiana di Scienze Forestali

Membri / *Members*

NALDO ANSELMi, Università della Toscana
SANZIO BALDINI, Unione Nazionale Istituti Ricerche Forestali
GIUSEPPE BARBERA, Università di Palermo
ANDREA BATTISTI, Università di Padova
STEFANO BERTI, Consiglio Nazionale delle Ricerche
STEFANO BISOFFI, Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura
CARLO BLASI, Università La Sapienza Roma
MARCO BORGHETTI, Università della Basilicata
ALESSANDRO BOTTACCI, Dirigente del CFS
GIOVANNI BOVIO, Università di Torino
GÉRARD BUTTOUD, Food and Agricultural Organization
PAOLO CAPRETTI, Università di Firenze
PAOLO CASANOVA, Università di Firenze
LEONARDO CASINI, Università di Firenze
RAFFAELE CAVALLI, Università di Padova
CARLO CHIOSTRI, Regione Toscana
GHERARDO CHIRICI, Università del Molise
CRISTIANA COLPI, Università di Padova
PIERMARIA CORONA, Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura
GIORGIO CORRADO, Università della Toscana
PAOLO DE ANGELIS, Università della Toscana
SANDRO DETTORI, Università di Sassari
LORENZO FATTORINI, Università di Siena
AGOSTINO FERRARA, Università della Basilicata
MARCO FIORAVANTI, Università di Firenze
CLAUDIO GARRONE, Federlegnoarredo
RAFFAELLO GIANNINI, Accademia Italiana di Scienze Forestali
ERVEDO GIORDANO, Fondazione San Giovanni Gualberto
GIANLUCA GIOVANNINI, Università di Firenze
GIOVANNI GULISANO, Università Mediterranea Reggio Calabria
AMERIGO HOFMANN, Fondazione San Giovanni Gualberto
PAOLO INGLESE, Università di Palermo
FRANCESCO IOVINO, Università della Calabria
VITTORIO LEONE, Università della Basilicata
FRANCESCO LORETO, Consiglio Nazionale delle Ricerche
PIETRO LUCIANO, Università di Sassari
FEDERICO MAETZKE, Università di Palermo
FEDERICO MAGNANI, Università di Bologna
MARCO MARCHETTI, Università del Molise
ENRICO MARCHI, Università di Firenze
ENRICO MARONE, Università di Firenze
FAUSTO MARTINELLI, Corpo Forestale dello Stato
LUIGI MASUTTI, Università di Padova
STEFANO MAZZOLENI, Università di Napoli
GIULIANO MENGUZZATO, Università degli Studi Mediterranea
CHRISTIAN MESSIER, Università del Quebec Canada
GIANFRANCO MINOTTA, Università di Torino
PAOLO MORI, Compagnia delle Foreste
RENZO MOTTA, Università di Torino
PAOLO NANNIPIERI, Università di Firenze
SUSANNA NOCENTINI, Università di Firenze
MARCO PACI, Università di Firenze
MARCELLO PAGLIAI, Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura
MARC PALAHI, European Forest Institute
NAZARIO PALMIERI, Dirigente del CFS
ELENA PAOLETTI, Consiglio Nazionale delle Ricerche

DAVIDE PETTENELLA, Università di Padova
 BRUNO PETRUCCI, Ministero dell'Ambiente
 GIACOMO PIETRAMELLARA, Università di Firenze
 GIANLUCA PIOVESAN, Università della Toscana
 LUIGI PORTOGHESI, Università della Toscana
 KLAUS PUETTMANN, Oregon State University, USA
 ALESSANDRO RAGAZZI, Università di Firenze
 FRANCESCO MARIA RAIMONDO, Università di Palermo
 FEDERICO ROGGERO, Università di Teramo
 EDUARDO ROJAS BRIALES, Food and Agricultural Organization
 MANUELA ROMAGNOLI, Università della Toscana
 RAOUL ROMANO, INEA
 SEVERINO ROMANO, Università della Basilicata
 FABIO SALBITANO, Università di Firenze
 JESUS SAN MIGUEL AYANZ, Joint Research Centre European Commission
 GIOVANNI SANESI, Università di Bari
 GIUSEPPE SCARASCIA MUGNOZZA, Università della Toscana
 BARTOLOMEO SCHIRONE, Università della Toscana
 ROBERTO SCOTTI, Università di Sassari
 GIANFRANCO SCRINZI, Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura
 ANDREA TANI, Università di Firenze
 FABIO TERRIBILE, Università di Napoli
 ROBERTO TOGNETTI, Università del Molise
 MARCO TOGNI, Università di Firenze
 CARLO URBINATI, Università Politecnica delle Marche
 LUCA UZIELLI, Università di Firenze
 GIOVANNI VENDRAMIN, Consiglio Nazionale delle Ricerche
 ANTONELLO ZULBERTI, Federazione Italiana Parchi e Riserve Naturali (Federparchi)

Con il patrocinio di / *Under the Patronage of*

- Presidenza del Consiglio dei Ministri
- Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali
- Ministero dei beni e delle attività culturali e del turismo
- Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare
- Conferenza delle Regioni e delle Province Autonome
- Expo Milano 2015
- La Toscana verso EXPO
- Toscana Promozione
- Università di Firenze
- Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura
- Progetto Integral
- Istituto Nazionale di Economia Agraria
- GESAAF- Dipartimento di gestione dei sistemi agrari, alimentari e forestali dell'università di Firenze
- Provincia di Firenze
- Comune di Firenze
- Accademia dei Georgofili
- Consiglio dell'Ordine Nazionale dei dottori agronomi e dei Dottori Forestali (CONAF)
- Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale (SISEF)
- Unione Nazionale delle Accademie per le Scienze Applicate allo Sviluppo dell'Agricoltura, alla Sicurezza Alimentare ed alla Tutela Ambientale (UNASA)
- Unione Zoologica Italiana

Con il contributo di / *With the support of*

- Ente Cassa di Risparmio di Firenze
- Consorzio Chianti
- Marchesi de' Frescobaldi
- PEFC
- Associazione Euroimprese

INDICE / TABLE OF CONTENTS

Volume I

PREFAZIONE	Pag.	XIX
PREFACE	»	XXI

SEDUTA INAUGURALE / OPENING CEREMONY

Indirizzi di apertura / Opening addresses

Alessia Bettini, Assessore all'Ambiente del Comune di Firenze / <i>Head of the Department of the Environment of the Municipality of Florence</i>	»	3
Roberto Ruta, Senatore dell'Ufficio di Presidenza della 9 ^a Commissione permanente del Senato Agricoltura e produzione agroalimentare / <i>Presidential Office of the 9th Permanent Commission on Agriculture and Food Production of the Italian Senate</i>	»	3
Giuseppe Castiglione, Sottosegretario del Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali / <i>Under Secretary of the Ministry of Agricultural, Food and Forestry Policies</i>	»	4
Gianni Salvadori, Assessore all'Agricoltura della Regione Toscana / <i>Head of the Department of Agriculture of Tuscany Region</i>	»	6
Cesare Patrone, Capo del Corpo Forestale dello Stato / <i>Head of the Italian State Forest Service</i>	»	7
Giuseppe Surico, Presidente della Scuola di Agraria dell'Università degli Studi di Firenze / <i>President of the School of Agriculture, University of Florence</i>	»	8
Leonardo Casini, Vice Direttore del Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali dell'Università degli Studi di Firenze / <i>Vice Director of the Department of Agricultural, Food and Forestry Systems, University of Florence</i>	»	9
Giampiero Maracchi, Presidente dell'Accademia dei Georgofili / <i>President of the Academy of Georgofili</i>	»	11
Augusto Marinelli, Vice Presidente dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali / <i>Vice President of the Italian Academy of Forest Sciences</i>	»	13
Eduardo Mansur, <i>Director, Forest Assessment, Management and Conservation, Forestry Department, FAO - Global bioeconomy and the world forest resources</i>	»	15

Introduzione al Congresso / Introduction to the Congress

Orazio Ciancio, Presidente dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali / <i>President of the Italian Academy of Forest Sciences</i>	»	
- Progettare il futuro per il settore forestale. La silvosistemica: conoscere per operare	»	23
- <i>Designing the future of the forestry sector. Silvossistema: to know is to act</i>	»	33

SESSIONE 1 - ECOLOGIA, BIODIVERSITÀ, GENETICA E PROCESSI DI ADATTAMENTO DELLE FORESTE AI CAMBIAMENTI CLIMATICI

SESSION 1 - ECOLOGY, BIODIVERSITY, GENETICS AND FOREST ADAPTATION PROCESSES TO CLIMATE CHANGE

Chairpersons Marco Borghetti, Raffaello Giannini

Relazioni Orali / Oral presentations

Paffetti D., Fiorentini S., Vettori C., Bottalico F., Buonamici A., Maltoni A., Nocentini S., Giannini R., Travaglini D. - La struttura genetica spaziale della diversità genetica può essere utilizzata come indicatore di vetustà dei boschi di faggio? Primi risultati in Italia centrale - <i>Can spatially explicit genetic structure be used as an indicator of old-growthness in beech dominated stands? First results from central Italy</i>	»	47
Bonavita S., Vendramin G.G., Bernardini V., Avolio S., Regina T.M.R. - Prima stima mediante marcatori SSR della variazione genetica tra le popolazioni di <i>Pinus laricio</i> Poir nel loro naturale areale di distribuzione - <i>The first SSR-based assessment of genetic variation among Pinus laricio Poir populations within their native area</i>	»	55
Spanu I., Vettori C., Giannini R., Paffetti D. - Struttura genetica spaziale di una popolazione relict di <i>Taxus baccata</i> L. - <i>Spatial genetic structure of Taxus baccata L. relict population</i>	»	60

Varela M.C., Tessier C., Ladier J., Dettori S., Filigheddu M., Bellarosa R., Vessella F., Almeida M.H., Sampaio T., Patrício M.S. - <i>Characterization of the international network FAIR 202 of provenance and progeny trials of cork oak on multiple sites for further use on forest sustainable management and conservation of genetic resources</i> - La rete internazionale FAIR 202: caratterizzazione di provenienze e progenie di quercia da sughero per l'ulteriore utilizzo in sistemi di gestione forestale sostenibile e per la conservazione delle risorse genetiche	Pag.	65
Varela M.C. - <i>Reproductive behaviour and clonal stump/root propagation and consequences for sustainable genetic variability in cork oak and holm oak in Portugal</i> - Comportamento riproduttivo e clonale ceppo / propagazione radice e le conseguenze per la variabilità genetica sostenibile in sughero e leccio in Portogallo	»	74
Zanella A. - <i>Novità sulle forme di humus - News about humus forms</i>	»	81
Lagomarsino A., Mazza G., Agnelli A.E. - <i>Processes involved in green-house gas emissions and mitigation potential of forest soil</i> - Emissioni di gas ad effetto serra da suoli forestali: processi e potenzialità di mitigazione	»	91
Carrari E., Ampoorter E., Verheyen K., Coppi A., Selvi F. - <i>Il significato ecologico delle carbonaie per la vegetazione erbaceo-arbustiva e la rinnovazione arborea delle foreste mediterranee - The ecological role of former charcoal kiln sites for understorey vegetation and tree regeneration in Mediterranean forests</i>	»	99
Papais E., Gallo A., Bini C. - <i>Valutazione dello stock di carbonio di suoli forestali del Friuli V.G. (NE Italia) - Carbon stock evaluation from topsoil of forest stands in Friuli V.G. (NE Italy)</i>	»	104
Marras T., Radoglou K., Smirnakou S., Schirone B. - <i>Artificial propagation of Oriental Plane through leds</i> - Propagazione artificiale del Platano orientale mediante LED	»	110
Dey D.C., Guyette R.P., Schweitzer C.J., Stambaugh M.C., Kabrick J.M. - <i>Restoring oak forests, woodlands and savannas using modern silvicultural analogs to historic cultural fire regimes</i> - Restauro delle savane e dei boschi di quercia utilizzando le moderne conoscenze derivanti dalla ricerca sulla storia degli incendi	»	116
Gentilesca T., Camele I., Colangelo M., Lauteri M., Lapolla A., Ripullone F. - <i>Il declino dei soprassuoli di querce nel sud Italia: il caso di studio del bosco di Gorgoglione - Oak forest decline in Southern Italy: the study case of Gorgoglione forest</i>	»	123
Ascoli D., Vacchiano G., Maringer J., Fraia F., Conedera M., Bovio G. - <i>L'interazione fra effetti del fuoco e pascione favorisce la rinnovazione del faggio - The interaction between fire effects and masting favors beech regeneration</i>	»	130
Romano S., Fanelli L., Viccaro M., di Napoli F., Cozzi M. - <i>I cambiamenti climatici e la funzione sink dei boschi - Climate change and the sink function of forest</i>	»	140
Maresi G., Battisti A., Maltoni A., Turchetti T. - <i>Gestione dei boschi di castagno e problematiche fitosanitarie - Chestnut wood management in relation to phytosanitary problems</i>	»	148
Gonthier P., Faccoli M., Garbelotto M., Capretti P. - <i>Invasioni biologiche ed effetti sulla biodiversità forestale - Bioinvasions and their effects on the forest biodiversity</i>	»	155
Di Filippo A., Baliva M., De Angelis M., Piovesan G. - <i>Analisi dendroecologica della pineta vetusta di Fregene (Fiumicino - RM) - Dendroecological study of the old-growth Pinus pinea forest of Fregene (Fiumicino - Rome)</i>	»	161
Posters	»	
De Luca A., Monteverdi M.C., Kuzminsky E., Valentini R. - <i>Popolamenti spagnoli di Tamarix spp. in ambienti estremi - Spanish Tamarix spp. populations and extreme environments</i>	»	169
Mancini G.M., Giannini R., Travaglini D. - <i>Variazione del limite altitudinale del bosco sui Monti della Laga (Provincia di Teramo) - The timberline variation on the Monti della Laga (province of Teramo)</i>	»	173
Marianello C., Mechilli M., Ortolani M.R., Bellarosa R. - <i>Influenza delle luci LED sulla crescita di piantine di Quercus ilex L. e Myrtus communis L. - Influence of the LED lights on the growth of Quercus ilex L. and Myrtus communis L. seedlings</i>	»	178
Merlino A., Baliva M., Di Filippo A., Piovesan G., Solano F. - <i>Analisi strutturali e dendroecologiche su popolamenti di Quercus petraea subsp. austrothyrrhenica Brullo, Guarino e Siracusa nel Parco Regionale delle Madonie (Sicilia) - Structural and dendroecological analysis of Quercus petraea subsp. austrothyrrhenica Brullo, Guarino & Siracusa in the Madonie Natural Park (Sicily)</i>	»	183
Ortolani M.R., Mechilli M., Marianello C., Bellarosa R. - <i>Innovazione tecnologica nella produzione di piantine di Myrtus communis (L.) e Quercus ilex (L.) - Innovative technology in Myrtus communis (L.) and Quercus ilex (L.) seedlings production</i>	»	190
Calderaro C., Palombo C., Fracasso R., Tognetti R., Marchetti M. - <i>Dinamiche di vegetazione di pino mugo e faggio nell'ecotono della treeline in risposta ai cambiamenti climatici e di uso del suolo sul massiccio della Majella - Mountain pine and beech at the treeline: vegetation dynamics with climate and land-use changes on the Majella massif</i>	»	194

Abstracts

Carriero G., Mills G., Hayes F., Brunetti C., Tattini M., Fares S., Calfapietra C., Paoletti E. - <i>Compound-specific effect of VOCs emission in Betula pendula, Roth under O₃ exposure and N fertilization</i>	Pag.	205
Certini G. - Il ruolo dei suoli forestali nel sequestro del carbonio - <i>The role of forest soils in carbon sequestration</i>	»	205
Gualdi V. - La selvicoltura sistemica riferita alle molteplici espressioni della foresta mediterranea dell'Italia meridionale peninsulare - <i>Systemic forest management for Southern Italy's numerous Mediterranean forest types</i>	»	206
Hoai N.T., Nam V.N. - <i>Carbon accumulation of natural forest in the central highland of Vietnam</i>	»	207
Hoshika Y., Carriero G., Zhang Y., Feng Z., Paoletti E. - <i>Ozone-induced stomatal sluggishness is related to ozone uptake per net photosynthetic rate in three tree species in China</i>	»	207
Hoshika Y., Pignattelli S., Carriero G., Lazzara M., Bartolini P., Pecori F., Paoletti E. - <i>Stomatal ozone flux-response relationship for net photosynthesis in poplar trees treated with or without EDU</i>	»	208
Lascoux M. - <i>Clinal variation and the genetic basis of adaptive traits in trees</i>	»	208
Lombardi F., Parisi F., Sciarretta A., Campanaro A., Tognetti R., Chirici G., Trematerra P., Marchetti M. - Relazioni tra struttura forestale, indicatori di naturalità e fauna saproxilica: un caso studio nell'abetina di "Abeti Soprani" (Molise) - <i>Forest structure, indicators of naturalness and saproxylic fauna: a case study in the "Abeti Soprani" silver fir forest (Molise)</i>	»	208
Magnani F. - <i>Forest water-use efficiency. Acclimation to climate and global change, interactions with forest management</i>	»	209
Mencuccini M. - <i>Functional responses and management strategies of woodlands and forests in relation to vulnerabilities caused by increased drought risks</i>	»	210
Panzacchi P., Ventura M., Wellstein C., Angeli S., Brusetti L., Burruso L., Casagrande S., Scandellari F., Zerbe S., Tonon G. - Effetto delle deposizioni azotate sulle caratteristiche strutturali e funzionali di un ecosistema forestale in Trentino - Alto Adige: un approccio multidisciplinare - <i>Effect of nitrogen deposition on structural and functional characteristics of a forest ecosystem in Trentino - Alto Adige: a multidisciplinary approach</i>	»	210
Pasquini S., Mizzau M., Petrusa E., Braidot E., Patui S., Gorian F., Lambardi M., Vianello A. - Stato energetico e capacità antiossidante in semi recalcitranti di leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) conservati in sacchetti di polietilene - <i>Energetic status and antioxidant capacity in recalcitrant seeds of holm oak stored in polyethylene bags</i>	»	212
Piermattei A., Garbarino M., Renzaglia F., Urbinati C. - Ricolonizzazione in altitudine di <i>Pinus nigra</i> nell'Appennino centrale: dinamismi preparatori all'innalzamento della <i>treeline</i> ? - <i>High altitude encroachment of Pinus nigra in central Apennines: a natural process preparing a treeline upshift?</i>	»	212
Sirca C., Salis M., Bosu G., Spano D. - Comportamento ecofisiologico della quercia da sughero in condizioni naturali - <i>Gas exchange and water potential monitoring in cork oak trees under natural conditions</i>	»	214
Vendramin G.G. - <i>Molecular signatures of climate adaptation in Mediterranean conifers</i>	»	215
Westergren M., Božič G., Konnert M., Fussi B., Aravanopoulos F., Kraigher H. - <i>Monitoring of genetic diversity - an early warning system to aid the assessment of a species response to environmental change at a long-term temporal scale</i>	»	215
Wu C., Pullinen I., Andres S., Carriero G., Fares S., Goldbach H., Hacker L., Kasal T., Kiendler-Scharr A., Kleist E., Paoletti E., Wahner A., Wildt J., Mentel T.F. - <i>Impacts of soil moisture on de-novo monoterpene emissions from European beech, Holm oak, Scots pine, and Norway spruce</i>	»	216

SESSIONE 2 - SELVICOLTURA E SALVAGUARDIA DEL TERRITORIO

SESSION 2 - SILVICULTURE AND PROTECTIVE FUNCTIONS OF THE FOREST

Chairperson Francesco Iovino

Relazioni orali / Oral presentations

Bončina A., Simončič T. - <i>Changes of forests and forest management in a changing world</i>	»	221
Iovino F., Nocentini S. - Selvicoltura e tutela del territorio - <i>Silviculture and land protection</i>	»	226
Aumento della complessità nei sistemi forestali semplificati e miglioramento dei boschi cedui Increasing complexity in simplified forest systems and improvement of coppice forests		
Portoghesi L. - I boschi di fronte al cambiamento globale: quale il ruolo della selvicoltura? - <i>Forest and global change: will silviculture still have a role?</i>	»	236

Andreatta G. - Il ceduo a sterzo nell'Appennino romagnolo: trattamento del passato o possibile realtà per il futuro? - <i>Coppice selection system in the Apennines of Romagna: a practice of the past, or a realistic possibility for the future?</i>	Pag.	241
Borchi S., Miozzo M. - Monitoraggio compositivo e strutturale della Foresta de La Verna (Italia - AR) attraverso la gestione selvicolturale dal 1890 a oggi - <i>Monitoring compositional and structural features of La Verna Forest (Italy - AR) through silvicultural management from 1890 to present</i>	»	249
Bottalico F., Bottacci A., Galipò G., Nocentini S., Torrini L., Travaglini D., Ciancio O. - Formazione dei gap causati dal vento in soprassuoli coetanei di abete bianco (<i>Abies alba</i> Mill.). Un caso di studio nella montagna appenninica (Italia centrale) - <i>Naturally-induced gap formation in even-aged silver fir (<i>Abies alba</i> Mill.) stands. A case study in the Apennine mountains (central Italy)</i> ...	»	257
Pircher G., Broll M. - I lariceti di protezione in val Venosta (BZ). Sfida selvicolturale in un contesto di impatti negativi - <i>The larch-dominated protection forest stands in Val Venosta (BZ). Silvicultural challenge in a context of negative impacts</i>	»	263
Cappelli V. - Recenti aspetti selvicolturali di Terre Regionali Toscane (Azienda Agricola di Alberese) - <i>Recent silvicultural aspects of "Terre Regionali Toscane" (Azienda Agricola di Alberese)</i>	»	269
Colpi C., Munari N. - Prove di diradamento selettivo in un ceduo di faggio in conversione sull'Altopiano dei Sette Comuni (VI) - <i>Free thinning in a Beech coppice in conversion to high forest on The Seven Municipalities Plateau (North-Eastern Italy)</i>	»	274
Diaz-Maroto I.J., Vila-Lameiro P. - <i>Pedunculate or common oak (<i>Quercus robur</i> L.) silviculture in natural stands of Galicia (NW Spain): environmental restrictions</i> - Selvicoltura della quercia pedunculata o farnia (<i>Quercus robur</i> L.) in popolamenti naturali della Galizia (NO Spagna): restrizioni ambientali	»	282
Gradi A. - Passato, presente, futuro della selvicoltura appenninica	»	289
Gonnelli V., Grifoni F., Quilghini G., Bottacci A., Zoccola A. - Impatto di erbivori selvatici sulla vegetazione erbacea ed arbustiva nelle abetine delle Riserve Naturali Casentinesi: asportazione di biomassa, alterazione della dinamica della vegetazione, semplificazione della flora e impatto sulla rinnovazione forestale - <i>Impact of wild herbivores grazing on herbaceous vegetation and shrubs at the silvers fir forest of the Riserve Naturali Casentinesi: removal of biomass, alteration of vegetation dynamics, simplification of flora and impact on forest regeneration</i>	»	299
Hofmann A.A. - Il bosco per l'uomo, l'uomo per il bosco. Considerazioni antropologiche sulla selvicoltura - <i>Woods for Man, Man for woods. Anthropologic reflections on silviculture</i>	»	308
Mattioli W., Barbati A., Portoghesi L., Ferrari B., Burrascano S., Sabatini F.M., Di Santo D., De Vita A., Gioiosa M., Giuliarelli D. - Il Progetto LIFE+ FAGUS: sperimentazione di approcci selvicolturali per coniugare uso e conservazione della biodiversità nelle faggete appenniniche - <i>LIFE+ FAGUS project: testing silvicultural approach to conjugate use and biodiversity conservation in Apennine beech forests</i>	»	315
Ottaviani C. - Vincoli sui territori forestali: puntualizzare e rendere coerenti gli obiettivi di tutela, unificare i procedimenti di valutazione - <i>Constraints in forest lands: accurately defining and bringing consistence to the objectives of protection, unify the evaluation procedures</i>	»	323
Biagioni A., Corsi F., Pezzo F., Tassi F. - Pinete costiere e necessità di conservazione forestale, faunistica e paesaggistica. Il Tombolo di Grosseto - <i>Coastal pinewoods and the need of forest, wildlife and landscape conservation. The "Tombolo" of Grosseto</i>	»	329
Ubertini C. - Il fondamento etico della selvicoltura contemporanea - <i>The ethical basis of contemporary silviculture</i>	»	337
Diaz-Maroto I.J., Vila-Lameiro P. - <i>Epidometric, bioclimatic and silvicultural characterization of oaklands (<i>Quercus petraea</i> Matts. Liebl) in Northwest of the Iberian Peninsula by cluster analysis: management guidelines</i> - Caratterizzazione incrementale, bioclimatica e selvicolturale dei boschi di quercia (<i>Quercus petraea</i> Matts Liebl.) nel nord-ovest della Penisola Iberica attraverso <i>cluster analysis</i> : linee guida di gestione	»	342
Lopinto M. - Indagine sui danni da <i>Pammene fasciana</i> (L.) nei castagneti da frutto del Vulture (Basilicata) - <i>The assement of damages caused by "Pammene fasciana" (Basilicata)</i>	»	351
Recupero forestale di aree degradate e di territori non più utilizzabili per fini agricoli <i>Forest recovery of degraded areas and abandoned agricultural lands</i>		
Abrami A. - Linee evolutive dell'ordinamento giuridico forestale	»	356
Maetzke F.G. - Rimboschimento e recupero di soprassuoli forestali artificiali degradati: due aspetti fondamentali per la salvaguardia del territorio montano - <i>Reforestation and degraded tree plantation recovery as fundamental tools for land and slope safeguard</i>	»	361
Iovino F., Colace D., Stepancich J.C., Nicolaci A. - Il valore dei rimboschimenti nel recupero dei territori degradati - <i>The value of reforestation in the recovery of degraded territories</i>	»	366

Prevenzione delle cause di degrado dei boschi - avversità entomologiche e fitopatologiche

Prevention of forest degradation factors - pests and diseases

Battisti A., Masutti L. - Strategie di difesa dai fitofagi in relazione ai cambiamenti ambientali - <i>Forest system protection in relation to environmental changes affecting herbivores</i>	Pag.	379
Anselmi N., Ragazzi A. - Foreste italiane: strategie per la prevenzione delle malattie crittogamiche - <i>Italian forests: strategies for preventing cryptogamic diseases</i>	»	386
Caramalli P. - Indagini fitopatologiche urgenti sulla diffusione di <i>Chalara fraxinea</i> Kowalski nelle riserve naturali statali dell'Alto Adriatico (Romagna, Italia) - <i>Fast survey on Chalara fraxinea Kowalski diffusion in the Alto Adriatico State Nature Reserves (Romagna coast, Italy)</i> ...	»	392
Scanu B., Vannini A., Franceschini A., Vettraino A.M., Ginetti B., Moricca S. - <i>Phytophthora</i> spp. nelle foreste mediterranee - <i>Phytophthora spp. in Mediterranean forests</i>	»	402

Prevenzione delle cause di degrado dei boschi - incendi

Prevention of forest degradation factors - fires

Bovio G. - Prevenzione selvicolturale degli incendi boschivi - <i>Silvicultural prevention of forest fires</i>	»	408
Elia M., Laforteza R., Lovreglio R., Sanesi G. - <i>Fuel models for Mediterranean wildland-urban interfaces in Southern Italy</i> - Modelli di combustibile ad hoc per le aree di interfaccia urbano-foresta del sud Italia	»	416
Foderi C., Vacchiano G. - Modelli di rischio di innesco di incendio in Valle d'Aosta: analisi delle interazioni tra componenti naturali e antropiche per l'ottimizzazione dei modelli - <i>Wildfire ignition risk modeling in Aosta Valley: natural and anthropogenic components interactions analysis for models optimization</i>	»	426
Marziliano P.A., Menguzzato G., Barreca L., Scuderi A. - Rinnovazione naturale post incendio in una pineta di pino d'Aleppo in ambiente mediterraneo - <i>Post-fire regeneration of a Pinus halepensis forest in Mediterranean environment</i>	»	432
Notarnicola G. - Analisi della rinnovazione naturale post-incendio in una pineta litoranea. Un caso di studio nella Riserva Naturale "Stornara" - <i>Analysis of post-fire regeneration in a coastal pine forest. A case study in the "Stornara" Natural Reserve</i>	»	438
Zadina M., Purina L., Pobiarzens A., Katrevics J., Jansons J., Jansons A. - <i>Height-growth dynamics of Scots pine (Pinus sylvestris L.) in burned and clearcut areas in hemiboreal forests, Latvia</i> - La dinamica della crescita in altezza del pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i> L.) nelle aree bruciate e in quelle disboscate a taglio raso delle foreste emiboreali, Lettonia	»	443

Modalità di utilizzazione a basso impatto ambientale

Low impact forest utilization and logging systems

Marchi E., Certini G. - Impatti ambientali delle utilizzazioni forestali e strategie di mitigazione - <i>Environmental impact of forest operations and possible countermeasures</i>	»	448
Bartolozzi L., Ignesti S., Leoncini A. - Lo stato delle utilizzazioni boschive in provincia di Firenze: un'analisi dei controlli eseguiti dal Corpo Forestale dello Stato nel quinquennio 2009-2013 - <i>The status of forest utilizations in the province of Florence: an analysis of the controls carried out by Corpo Forestale dello Stato during the 2009-2013 period</i>	»	454
Cambi M., Fabiano F., Foderi C., Marchi E. - Impatto sul suolo forestale per il transito di un trattore forestale. Un caso di studio nell'Italia centrale - <i>Impact on the soil due to forestry tractor trafficking. A case study in central Italy</i>	»	459
Proto A.R., Zimbalatti G., Bernardi B. - Nuovi strumenti al servizio delle utilizzazioni forestali - <i>New tools at the service of forest utilization</i>	»	463
Dani A., Preti F. - Evoluzione temporale della stabilità di versante a seguito di trattamenti selvicolturali - <i>Slope stability temporal changes due to timber harvesting</i>	»	469

Posters

Cristinzio G., Bosso L., Somma S., Varlese R., Saracino A. - <i>Serious damage by Diplodia africana on Pinus pinea in the Vesuvius National Park (Campania Region, Southern Italy)</i>	»	479
Gui L., Castelletti S., Maresi G. - Recupero di un impianto sperimentale di farnia soggetto a deperimento - <i>Recovering of a declining pedunculate oak stands</i>	»	482
Meloni F., Nosenzo A., Martelletti S., Motta R., Lazzaro Q., Pela A., Sibille M.C. - Il recupero di habitat degradati attraverso trent'anni di imboscamenti nel Parco delle Lame del Sesia (Piemonte) - <i>Restoration ecology in degraded habitats of "Lame del Sesia" Protected Area (Piedmont) by a thirty years afforestation program</i>	»	487
Sirca C., Filigheddu M.R., Zucca G.M., Cillara M., Bacciu A., Bosu S., Dettori S. - <i>Long-term researches on post fire recovery techniques of cork oak stands</i> - Esperienze di recupero post-incendio delle foreste di quercia da sughero	»	491

Abstracts

Berretti R., Vacchiano G., Motta R., Negro M., Palestini C., Rolando A. - Gestione delle faggete e conservazione della biodiversità in un sito Natura 2000 - <i>Beech forest management and biodiversity conservation in a Natura 2000 site</i>	Pag.	499
Compagno R., Venturella G., La Mela Veca D.S., Maetzke F.G., Cullotta S., Gargano M.L. - Biodiversità dei funghi lignicoli in ecosistemi forestali della Sicilia, analisi comparativa e potenziale influenza dei trattamenti selvicolturali - <i>Wood-inhabiting fungal diversity in forest ecosystems of Sicily (Southern Italy), comparative analysis and potential influence of silvicultural treatments</i>	»	499
Cullotta S., La Placa G., Lo Casto A., Maetzke F.G. - Pratiche di ceduzione in popolamenti marginali di faggio in Sicilia: criticità e riduzione dello stato di salute in soprassuoli frammentati - <i>Coppice practices in the southernmost beech forest of Europe (Sicily): reduced tree health in fragmented stands at the range edge</i>	»	500
Motta R., Berretti R., Dotta A., Motta Frè V., Terzuolo P.G. - Il governo misto: una forma di governo antica adatta alle esigenze di oggi - <i>The coexistence between regeneration from stools and regeneration from seeds in the same stand as a management tool in Piedmont (Italy): new rules for an old silvicultural system</i>	»	502
Terribile F., Iamarino M., Marano G., Valentini S. - Evidenze di una stretta associazione: le foreste italiane ed i loro suoli fertili, nascosti e fragili - <i>Evidences about an intimate relationship: Italian forests and their hidden but powerful and very fragile soils</i>	»	502
Urbinati C., Agnoloni S., Bagnara L., Gallucci V., Garbarino M., Iorio G., Renzaglia F., Santini E. - Faggete appenniniche dell'Italia centrale: strutture, funzioni e selvicoltura in transizione - <i>Beech forests in Central Apennines: adaptive management for structure and functions in transition</i>	»	503

SESSIONE 3 - CAMBIAMENTI GLOBALI: SELVICOLTURA, RESILIENZA DEI PAESAGGI FORESTALI E PRODUZIONE DI SERVIZI ECOSISTEMICI

SESSION 3 - GLOBAL CHANGE: SILVICULTURE, RESILIENCE OF FOREST LANDSCAPES AND ECOSYSTEM SERVICES

Chairperson Giovanni Sanesi

Relazioni orali / Oral presentations

Cutini A., Chianucci F., Apollonio M. - <i>Wild ungulates and forests in Europe: insights from long term studies in Central Italy</i> - Rapporti fra ungulati selvatici e foreste in Europa: riflessioni e indicazioni di ricerche decennali condotte in Italia centrale	»	509
Bianchi L., Lelli C., Paci M., Quilghini G. - Successioni secondarie in prati e pascoli casentinesi: conseguenze paesaggistiche e funzionali - <i>Secondary successions in meadows and pastures in the Casentino Valley (Tuscany): landscape and functional consequences</i>	»	518
Sitzia T., Cattani M., Disegna M., Pasutto I., Giupponi C. - <i>Climate change adaptation strategies in forest management: use of a decision support system for a district forest plan</i> - Strategie di adattamento ai cambiamenti climatici nella gestione delle foreste: applicazione di un sistema di supporto decisionale ad un piano forestale comprensoriale	»	527
Fabbio G., Cantiani P., Ferretti F., Chiavetta U., Bertini G., Becagli C., Di Salvatore U., Bernardini V., Tomaiuolo M., Matteucci G., De Cinti B. - <i>Adaptive silviculture to face up to the new challenges: the ManForCBD experience</i> - Selvicoltura adattativa per affrontare le nuove sfide: l'esperienza ManForCBD	»	531
Maluccio S., Romano R., Brotto L., Maso D., Corradini G., Portaccio A., Perugini L., Chiriaco M.V. - Il mercato volontario forestale del carbonio in Italia - <i>The voluntary forest market of carbon credits in Italy</i>	»	539
Marino D., Schirpke U., Gaglioppa P., Guadagno R., Marucci A., Palmieri M., Pellegrino D., Comini B., Concetti B. - Stima dei Servizi Ecosistemici forniti dalle foreste italiane: primi risultati del progetto LIFE+ Making Good Natura - <i>Assessment of Ecosystem Services provided by Italian forests: first results from Life+ Making Good Natura project</i>	»	545
Marziliano P.A., Veltri A., Menguzzato G., Pellicone G., Coletta V. - <i>A comparative study between "default method" and "stock change method" of Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (IPCC, 2003) to evaluate carbon stock changes in forest</i> - Uno studio comparativo tra il metodo "default" e quello dello "stock change" della Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (IPCC, 2003) per valutare le variazioni di stock di carbonio in foresta	»	551

Pelleri F., Ferretti F. - <i>Relevance of secondary forest successions and their possible management</i> - Rilevanza delle successioni secondarie e loro possibile gestione	Pag.	558
Vadalà G. - <i>Cibo valore comune, non un bene qualsiasi: ruolo multifunzionale dell'agricoltura</i> - <i>Food common value, not a simple asset: multifunctional role of agriculture</i>	»	565

Posters

Agrimi M. - <i>Inventari forestali per la gestione delle aree boscate nei parchi storici</i> - <i>Forest inventories for management of woodlands in historical parks</i>	»	573
Degli Antoni P., Angiolini S. - <i>Rinaturalizzazione e ricoltivazione dei terreni agricoli abbandonati in Toscana 1954-2014</i> - <i>Renaturation and recultivation of abandoned farmland in Tuscany 1954-2014</i>	»	579
Maetzke F.G., Cullotta S., Miozzo M., Saporito L., Sferlazza S., La Mela Veca D.S. - <i>Resilienza al cambiamento climatico nelle foreste mediterranee</i> - <i>Climate change resilience of Mediterranean forests</i>	»	585
Nosenzo A., Meloni F., Ferrarato M., Ferrazzi P., Freppaz M., Lonati M., Martelletti S., Paone A., Cucerzan F., Motta R. - <i>Efficacia degli interventi di restauro ecologico lungo il tracciato ferroviario ad alta velocità To-Mi</i> - <i>Effectiveness of tree planting for ecological restoration along a high-speed railway track</i>	»	592
Serenelli C., Salbitano F., Sanesi G., Brini S., Chiesura A. - <i>La foresta urbana per la città sostenibile. Verso un inventario italiano dei boschi urbani e periurbani</i> - <i>The Urban Forest for a sustainable city. Toward an Italian inventory of urban and periurban forests</i>	»	596

Abstracts

Chassany J.P., Bonin G., Afxantidis D. - <i>La place du paysage dans les activités de l'Association (française) Forêt Méditerranéenne</i>	»	605
Corrieri U., Latini M.P., Biagioni A. - <i>Salvaguardare le pinete litoranee in Italia: il caso di Marina di Grosseto</i>	»	605
Cullotta S., Barbera G., Motisi A. - <i>Approcci quantitativi allo studio della complessità e resilienza e relazioni ecogeografiche nei paesaggi agro-forestali e forestali della Sicilia</i> - <i>Landscape structure, resilience and ecogeographic relations between agro-forestry and forestry landscapes of Sicily: quantitative approaches</i>	»	606
Fico R., Ambrogi C. - <i>Pressione della fauna selvatica sul territorio rurale e montano</i>	»	607
Lisa C., Travaglini D. - <i>L'importanza di tutelare un albero monumentale</i> - <i>The importance of preserving a monumental tree</i>	»	607
Masini S. - <i>Agricoltura multifunzionale ed economia di prossimità</i>	»	608
Motta R., Borgogno Mondino E., Garbarino M., Lingua E., Meloni F., Sibona E., Vacchiano G. - <i>Land use and land cover changes in mountain regions: patterns and drivers in the last 50 years</i> - <i>Paesaggio forestale ed uso del suolo nelle foreste di montagna negli ultimi 50 anni</i>	»	609
Salbitano F. - <i>Boschi urbani e cambiamenti globali: sfide internazionali e azioni locali</i> - <i>Urban forests and global changes: international challenges and local actions</i>	»	610
Travaglini D., Bottalico F., Nocentini S., Rossi P., Salbitano F., Sanesi G. - <i>Le pinete di pino domestico (Pinus pinea L.) sono un paesaggio costiero in via di estinzione? Un caso di studio in Regione Toscana (Italia centrale)</i> - <i>Are Italian stone pine forests (Pinus pinea L.) a vanishing coastal landscape? A case study in Tuscany Region (central Italy)</i>	»	611
Vadalà G., Rosati R., Quilghini G. - <i>Itinerari delle tipicità alimentari e forestali: valori ambientali e culturali del paesaggio alimentare nazionale</i>	»	612
Vizzarri M., Garfi V., Travaglini D., Oradini A., Marchetti M. - <i>Come la gestione forestale influenza il sequestro di carbonio: il caso delle faggete montane in Italia</i> - <i>How forest management affects carbon sequestration: the case of montane beech forests in Italy</i>	»	612

VOLUME II

SESSIONE 4 - BIOECONOMIA E SICUREZZA DELLE PRODUZIONI FORESTALI

SESSION 4 - BIO-ECONOMY AND SECURITY OF FOREST PRODUCTIONS

Chairperson Piermaria Corona

Relazioni orali / Oral presentations

Buttoud G. - <i>Towards a "better" governance of the forest sector in the perspective of a global bio-economy: 5 lessons learnt from theory and practice</i> - <i>Per una "migliore" governance del settore forestale</i>	»	619
---	---	-----

Marinelli A., Marone E. - Il valore economico totale dei boschi della Toscana - <i>The total economic value of Tuscany forests</i>	Pag.	623
Corona P., Scrinzi G. - Sicurezza dell'approvvigionamento di materiale legnoso forestale in Italia e innovazioni per la tracciabilità dei prodotti legnosi - <i>Security of the wood production from the Italian forests and innovation for wood product traceability</i>	»	631
Motta Fre V., Cremonini C., Negro F., Testaceni G., Zanuttini R. - Attività di supporto alle imprese forestali del Piemonte per agevolare il recepimento del Regolamento UE n. 995/2010 (EUTR) - <i>Support to Piemonte forest enterprises aimed at facilitating the adoption of the Regulation UE n. 995/2010 (EUTR)</i>	»	638
Carbone F., Brunori A. - Il ruolo bioeconomico delle certificazioni della gestione forestale sostenibile in Italia - <i>Bioeconomic role of sustainable forest management certification schemes in Italy</i>	»	643
Ducci F., Cantiani P., Cutini A., Dettori S. - <i>Forests and non wooden products in Italy</i> - Foreste e prodotti non legnosi in Italia	»	650
Facciotto G., Minotta G., Paris P., Pelleri F. - <i>Tree farming, agroforestry and the new green revolution. A necessary alliance</i> - Arboricoltura da legno ed agroforestry per un approvvigionamento sostenibile di legno da industria e da energia	»	658
Mori P. - Piantagioni policicliche: arboricoltura e selvicoltura più vicine - <i>Polycyclic Plantation: narrow the gap between tree farming and forest</i>	»	670
Mariotti B., Maltoni A., Tani A. - Produzione vivaistica forestale e potenzialità applicative del "Target Plant Concept" - <i>Forest nursery stock production and new chances resulting from the "Target Plant Concept"</i>	»	676
Saulino L., Teobaldelli M., Cona F., Todaro L., Saracino A. - <i>Diameter distribution and stool biomass partitioning in a native black poplar population and in a selected hybrid poplar clone under short rotation forestry</i> - Distribuzione diametrica e ripartizione della biomassa in un pioppo nero autoctono e in un pioppo ibrido selezionato cresciuti in ceduo a turno breve	»	683

Posters

Brunori A. - <i>PEFC certification in Italy, state of art and consumers recognition</i> - Certificazione PEFC in Italia, stato dell'arte e riconoscibilità tra i consumatori	»	693
Ciccarese L., Cascone C., Pellegrino P. - <i>ISPRA role in the PROFORBIOMED project</i> - Il ruolo di ISPRA nel progetto PROFORBIOMED	»	697
Cozzi M., Viccaro M., Di Napoli F., Ventura G., Romano S. - Connessioni tra acque reflue e bioenergie: un'analisi empirica - <i>Linkages between wastewater and bioenergy: an empirical analysis</i>	»	702

SESSIONE 5 - ECONOMIA FORESTALE

SESSION 5 - FOREST ECONOMICS AND POLICY

Chairperson Davide Pettenella

Relazioni orali / Oral presentations

Hoen F.H., Hetemaki L. - <i>The forest-based sector in Europe - status, structural changes and future prospects - as seen from the North</i> - Il settore forestale in Europa: stato, cambiamenti strutturali e prospettive future da una prospettiva nord-europea	»	715
--	---	-----

Economia delle produzioni forestali / Economy of forest productions

Brun F., Mosso A., Blanc S. - Utilizzazioni boschive e valore dei prelievi legnosi in Piemonte - <i>Management and estimate of forest utilization value in Piedmont</i>	»	721
Fratini R., Riccioli F. - Lo studio della filiera foresta legno in Toscana. Prospettive per il futuro - <i>The analysis of the forest-wood chain in Tuscany. The prospects for the future of the Tuscan timber</i>	»	727
Vidale E., Da Re R., Lovrik M., Corradini G., Pettenella D. - <i>International trade of the NWFP: any opportunity for the Italian forest sector?</i> - Mercato internazionale dei PFNL: qualche opportunità per il settore forestale italiano?	»	734

Sostenibilità della produzione / Production sustainability

Alampì Sottini V., Bernetti I., Cipollaro M., Fagarazzi C., Sacchelli S. - <i>Environmental and social sustainability and supply chain efficiency in the production of biomass energy</i> - Sostenibilità ambientale e sociale ed efficienza di filiera nella produzione di energia da biomasse	»	754
	»	

Politica forestale e nuovi sistemi di governance del settore
Forest policy and new governance systems

Carbone F. - Il trasferimento su scala locale degli indirizzi di politica forestale internazionale. L'esperienza dei Castelli Romani - <i>The transfer of the guidelines of international forest policy at the local level: the experience of the Castelli Romani</i>	Pag.	759
Palmieri N. - La manutenzione del patrimonio forestale per l'economia montana, la difesa del suolo, dell'ambiente e del paesaggio - <i>Forest resources management to promote the mountain economy, soil protection, biodiversity and landscape conditions</i>	»	767
Romano S., Cozzi M., Ventura G., Viccaro M. - Un modello di governance innovativo nella gestione delle foreste appenniniche italiane - <i>An innovative model of governance in the forest management of the Italian Apennine</i>	»	770
Romano R., Marandola D. - Le politiche forestali in Italia: tema di nicchia oppure reale occasione di sviluppo integrato per il Paese? Criticità, opportunità e strumenti alle soglie della programmazione 2014-2020 - <i>Forest policy in Italy: a niche theme or a real opportunity for an integrated development of the Country? Weaknesses, opportunities and tools at the threshold of the 2014-2020 programming period</i>	»	775

L'applicazione dei piani e delle normative forestali
Application of forest programs and laws

Galluzzo N. - <i>Efficiency of agro-forestation subsidies towards Italian farms</i> - Efficienza dell'agro-forestazione nelle imprese agricole italiane	»	780
Rocco M., Gallozzi M.R. - Applicazione del Regolamento EU/995/2010 in Italia: il sistema di Due Diligence LegnOK - <i>The implementation of the Regulation EU/995/2010 in Italy: the Due Diligence System's LegnOK</i>	»	788
Sitzia T., Campagnaro T., Cattani M., Trentanovi G. - <i>A new European regulation on invasive alien species and its importance for forestry</i> - Un nuovo regolamento europeo sulle specie esotiche invasive e la sua importanza per la selvicoltura	»	791

Posters

Proto A.R., Larizza M., Zimbalatti G. - L'attuazione delle misure PSR nel settore forestale in Calabria - <i>The implementation of the Rural Development Programme measures in the forestry sector in Calabria</i>	»	797
--	---	-----

Abstracts

Di Lallo G., Maesano M., Masiero M., Marchetti M. - Accesso dei piccoli proprietari forestali alla certificazione FSC: un'analisi delle principali criticità e opportunità in Europa - <i>Access of smallholders to FSC certification in Europe: an analysis of main drivers and barriers</i>	»	805
Rakotoarison H., Loisel P. - Optimizing silviculture under multiple risks: a study case of beech in France	»	806
Marandola D., Marongiu S., Paris P., Pisanelli A., Romano R., Rosati A. - Il ruolo della Politica di Sviluppo Rurale per la diffusione dei sistemi agroforestali in UE: l'esperienza 2007-2013 e le prospettive per la programmazione 2014-2020 - <i>The role of Rural Development Policy in supporting agroforestry systems in EU: the experience of 2007-2013 and perspectives for 2014-2020 programming periods</i>	»	806
Vacchiano G., Berretti R., Allocco M., Blanchard G., Dotta A., Terzuolo P.G., Petrella F. - Crediti di carbonio volontari da attività selvicolturali in Piemonte - <i>Voluntary carbon credits by forest management activities in Piedmont</i>	»	807

SESSIONE 6 - CAPITALE UMANO:
INNOVAZIONE, QUALIFICAZIONE, ERGONOMIA E SALUTE

SESSION 6 - HUMAN CAPITAL IN SILVICULTURE:
INNOVATION, QUALIFICATION, ERGONOMICS AND HEALTH

Chairperson Enrico Marchi

Relazioni orali / Oral presentations

Visser R. - <i>New harvesting innovations to improve health and safety</i> - Innovazione delle utilizzazioni forestali per migliorare salute e sicurezza	»	813
Giordano E., Recanatesi F. - L'evoluzione dell'insegnamento forestale: il caso Italia - <i>The evolution of Forestry Education: the Italy case</i>	»	818

McEwan A., Steenkamp J. - <i>Silviculture modernization in the South African forestry industry - Modernizzazione della selvicoltura nell'industria forestale sudafricana</i>	Pag.	822
Calienno L., Camillotti G., Lo Monaco A., Picchio R., Sirna A., Spina R. - <i>Logging activities in slope areas, heli-logging or cable yarder in Italy - Utilizzazioni in aree acclivi, possibile impiego degli elicotteri in alternativa alle gru a cavo in Italia</i>	»	827
Roggero F. - <i>La direzione lavori negli interventi forestali - The management of forestry works in forestry operations</i>	»	832
Miligi L., Salvadori A., Cortini B., Piro S., Verdi S., Martini A., Sciarra G. - <i>Nuove esposizioni ed effetti sulla salute nei lavoratori forestali - New exposures and health effects in forestry workers</i>	»	844
Laschi A., Vicentini L., Riondato R., Neri F. - <i>Infortuni nei lavori forestali: analisi e valutazione sulla base della casistica registrata nella Provincia Autonoma di Trento per il periodo 2004-2013 - Forest operation accidents: analysis and assessment based on the events occurred to Trento Province's workers in the period 2004-2013</i>	»	853
Maistrelli F. - <i>I "martelloscopi" in Alto Adige: 10 anni d'esperienza pratica ed evoluzione futura - Virtual tree marking areas in South Tyrol: 10 years experiences and future development</i>	»	859
Cielo P., Pesce F. - <i>Percorsi scolastici e formazione professionale per gli operatori forestali: dinamiche e prospettive comuni in Europa - Education and forest vocational training for forestry workers: differences and common developments in Europe</i>	»	864
Motta Fre V., Haudemand J.C., Penco D. - <i>La formazione professionale forestale nello spazio transalpino tra l'Italia e la Francia - Vocational forest training in the Alpine Space between Italy and France</i>	»	872
D'Autilia U., Pennacchini F., Berretta C. - <i>L'arte di tenere razionalmente le selve. La normativa che disciplina il governo dei boschi. La metodologia didattica a sostegno della formazione nelle Scuole del Corpo forestale dello Stato - Rational management of forests - Woodland management in accordance with current regulations - Didactic methodology supporting education in the State Forestry Corps schools</i>	»	878
Posters	»	
Di Prinzio M., Martini A. - <i>La pubblicità degli interventi forestali</i>	»	887
Pecora G., Todaro L., Moretti N. - <i>Optimization of timber harvesting using GIS-based system - Ottimizzazione della raccolta di legname mediante GIS</i>	»	892
Abstracts		
Romano R., Cielo P., Motta Fre V., Brenta P., Gaiani G., Marchi E., Mori P., Pesce F. - <i>La formazione professionale per gli operatori del settore forestale in Italia - Proposta di linee guida per il periodo di programmazione 2014-2020 - Forest vocational training in Italy. Proposed guidelines in application of European RDP funding 2014-2020</i>	»	899
Salbitano F. - <i>Il capitale culturale e naturale in selvicoltura: creare consenso attraverso azioni di comunicazione, sensibilizzazione e costruzione di capacità - Cultural and natural capital in forestry: reaching consensus via communication, awareness raising and capacity building</i>	»	900
Sisti A., Pecora C. - <i>Un modello per lo sviluppo dell'innovazione in selvicoltura: il dottore agronomo e il dottore forestale quale "Innovation Broker"</i>	»	901
Spinelli R. - <i>Innovazione tecnologica e selvicoltura attiva - Technological innovation and active forest management</i>		902

SESSIONE 7 - MONITORAGGIO E PIANIFICAZIONE

SESSION 7 - FOREST MONITORING AND PLANNING

Chairperson Marco Marchetti

Relazioni orali / Oral presentations

Somogyi Z. - <i>Forest monitoring to promote sustainability in the 21st century</i>	»	907
Nocentini S. - <i>Managing forests as complex adaptive systems: an issue of theory and method - La gestione del bosco come sistema biologico complesso e adattativo: una questione di teoria e di metodo</i>	»	913

Innovazione nei sistemi e metodi inventariali

Advances in operational monitoring and inventorying technologies

Calvo E., Barbante E., Dentamaro I., Cappa V. - <i>L'Inventario delle foreste urbane e periurbane in Regione Lombardia - Inventory of urban and periurban forests in Lombardy Region</i>	»	919
--	---	-----

Cocozza C., Palombo C., Anichini M., Tognetti R., Giovannelli A., La Porta N., Emiliani G. - <i>Climate signals derived from day-to-day analysis: climate sensitivity of Picea abies in Trentino</i> - Segnali del clima dall'analisi giorno per giorno: sensitività al clima di <i>Picea abies</i> in Trentino	Pag.	926
---	------	-----

Innovazione nella pianificazione forestale / New requirements in forest planning

Cipollaro S., Pompili M., Logiurato A., Racana A., Orlando V., Panzardi G., Bellotti A., Ferrari R. - I Piani di Assestamento Forestale quali strumenti di attuazione delle Misure di Tutela e Conservazione dei Siti Rete Natura 2000 Basilicata: la ZSC "Abetina di Laurenzana" (Pz) - <i>The forest management plans as tools for the implementation of the Protection and Conservation Measures of Basilicata Natura 2000 Network sites: the SAC "Abetina di Laurenzana" (PZ)</i>	»	933
La Mela Veca D.S., Clementi G., Fiasconaro E., Traina G. - Gestione dei rimboschimenti in ambiente mediterraneo e uso energetico della biomassa: il caso studio dei Monti Sicani (Sicilia occidentale) - <i>Management of Mediterranean reforestations and the energetic use of the biomass: the case study of the Sicani Mountains (Western Sicily)</i>	»	940
Formica A., Schettino A., De Vivo G. - Ricerca scientifica e conservazione della biodiversità; 4 anni di attività nel Parco Nazionale del Pollino - <i>Scientific research and conservation of biodiversity; 4 years of activity in Pollino National Park</i>	»	948
Laudati M. - Il ruolo dei parchi nella gestione del territorio - <i>The role of protected areas in land management</i>	»	953

Monitoraggio per la gestione forestale sostenibile Monitoring for sustainable forest management

D'Aprile F., Tapper N., Marchetti M. - <i>Climate variability in sustainable forest management</i> - Variabilità climatica nella gestione forestale sostenibile	»	958
Greco S. - Tracce di memoria: la pianificazione e la tutela territoriale italiana nella documentazione storica del Corpo forestale dello Stato - <i>Traces of memory: planning and land protection in the historical record of the Italian State Forestry Corps</i>	»	964
L'Abate G., Bianchetto E., Costantini E.A.C. - <i>The soil database and forest soil sample collection of the National Centre for Soil Mapping (CRA-ABP)</i> - La banca dati e la collezione di campioni di suolo forestale del Centro Nazionale di Cartografia Pedologica (CRA-ABP)	»	970
Lozano O.M., Salis M., Ager A.A., Alcasena Urdiroz F., Arca B., Finney M.A., Bacciu V., Spano D. - Variazioni spazio-temporali del regime e dell'esposizione agli incendi in Sardegna, Italia - <i>Spatiotemporal variations in wildfire regime and exposure for Sardinia, Italy</i>	»	975

Posters

D'Aprile F., Tapper N., Marchetti M. - <i>Crown transparency and "butt rot" in silver fir (Abies alba Mill.) in Middle Italy</i> - Trasparenza della chioma e marciume interno del tronco dell'abete bianco (<i>Abies alba</i> Mill.) nell'Appennino toscano	»	985
Feducci M., Poli L., Laschi A., Foderi C., Esposito A., Capretti P. - Drone: un nuovo strumento per il monitoraggio del verde urbano? - <i>Drone: a new tool in the urban forest monitoring?</i>	»	992
Ottaviano M., Tonti D., Di Martino P., Chirici G., Marchetti M. - Influenza degli alberi fuori foresta sul paesaggio agro-forestale - <i>Influence of trees outside forest on the agroforestry landscape</i>	»	996
Sallustio L., Palombo C., Tognetti R., Lasserre B., Marchetti M. - Nuovi paradigmi per la pianificazione territoriale dei paesaggi montani in trasformazione - <i>New paradigms for land use planning in a changing mountain landscape</i>	»	1004

Abstracts

Calvo E., Selleri B., Sanesi G., Barbante E. - La gestione del progetto EMoNFur LIFE+ 10/ENV/IT/399 - <i>The governance of Project EMoNFur LIFE+ 10/ENV/IT/399</i>	»	1017
Chirici G., Balsi M., Esposito S., Fallavolita P., Mura M., Santopuoli G., La Mela Veca D.S., Marchetti M. - Utilizzo di sistemi di scansione laser su veicoli aerei a pilotaggio remoto per il monitoraggio degli ecosistemi forestali - <i>Laser scanning systems on unmanned aerial vehicles for forest ecosystems monitoring</i>	»	1018
Chirici G., Bastrup Birk A., Marchetti M. - Monitoraggio della naturalità delle foreste a scala pan-europea: il caso di studio dei boschi di faggio - <i>Pan-European forest naturalness monitoring: the beech case study</i>	»	1018
Juma R., Pukkala T., de-Miguel S., Muchiri M. - <i>Using irregular permanent plot data to calibrate growth simulators - a case study for Pinus patula in Kenya</i>	»	1020

Lovreglio R., Campus S., Scotti R., Mura M., Piredda I., d'Angelo M. - Dinamiche vegetazionali pre e post incendio e indirizzi selvicolturali per la pineta costiera artificiale di <i>Pinus pinea</i> L. di Arborea (Sardegna) - <i>Pre and post fire regeneration dynamics and silvicultural management for the coastal stone pine (Pinus pinea L.) in Arborea (Sardinia)</i>	Pag.	1020
Meloni F., Sibona E., Caffò L., Garbarino M., Motta R. - LiDAR come supporto alla gestione sostenibile delle foreste montane: caso studio in Alta Val di Susa - <i>LiDAR as a support for the sustainable management of mountain forests: High Susa Valley test site</i>	»	1022
Mollicone D. - <i>Global Forest Survey</i> , una rete globale e permanente di aree di saggio per il monitoraggio delle foreste - <i>Global Forest Survey, a global network of permanent sampling plot to monitor forests</i>	»	1023
Sirca C., Caddeo A., Marras S., Bacciu V., Spano D. - Stima della biomassa epigea di popolamenti a macchia mediterranea - <i>Biomass estimation of Mediterranean maquis ecosystem</i>	»	1023
Sallustio L., Marchetti M., Bottalico F., Vizzarri M., Antonello L., Barbati A., Chirici G., Corona P., Cullotta S., Laforteza R., Nocentini S., Lombardi F. - Modellizzazione degli effetti di scenari di gestione forestale alternativi sulla produzione legnosa in contesti mediterranei. L'approccio MiMoSe - <i>Modeling the influence of alternative forest management scenarios on wood production in the Mediterranean region. The MiMoSe approach</i>	»	1025

SESSIONE 8 – INNOVAZIONE, SOSTENIBILITÀ E IMPATTI DELL'USO DEL LEGNO

SESSION 8 - INNOVATION, SUSTAINABILITY AND IMPACT OF WOOD UTILIZATION

Chairperson Luca Uzielli

Relazioni orali / Oral presentations

Van Acker J. - <i>The use of wood, a factor in developing sustainability</i> - L'uso del legno, fattore dello sviluppo della sostenibilità	»	1031
Berti S., Zanuttini R. - Ruolo e contributo del settore della tecnologia del legno e delle utilizzazioni forestali nel contesto formativo, scientifico e produttivo in Italia - <i>Role and contribution of wood technology and forest harvesting in the context of education, scientific and productive sectors in Italy</i>	»	1037
Brunetti M., Bacher M., Berti S., Burato P., Nocetti M. - Classificazione a macchina per impieghi strutturali: nuove opportunità per il legno italiano massiccio e incollato - <i>Machine strength grading of structural timber: new opportunities for the Italian solid wood and glued laminated timber</i>	»	1046
Cibecchini D., Cavalli A. - Valorizzazione del legno di faggio italiano per impiego strutturale - <i>Increasing the value of Italian beech through structural use</i>	»	1050
Scotti R., Mura M., Piredda I., Campus S., Lovreglio R. - Gestione forestale sostenibile in Sardegna: dal legno al legname, le funzioni di profilo - <i>Sustainable forest management in Sardegna: from wood to timber, the role of taper functions</i>	»	1056
Cremonini C., Fringuellino M., Negro F., Zanuttini R. - OPTISOUNDWOOD: un progetto multidisciplinare per lo sviluppo di manufatti a base di legno innovativi - <i>OPTISOUNDWOOD: a multidisciplinary project for developing innovative wood based products</i>	»	1062
Fellin M., Negri M. - Elettricità dai residui forestali: pirogassificazione con impianti di piccola taglia - <i>Electricity from forest residues: pyrogasification with small scale plants</i>	»	1066
Forster R., Pokorny B., Zapata J.L. - <i>Emerging markets for tropical lesser-known species and their impact on sustainable forest management in Southeast Mexico</i> - Mercati emergenti per specie tropicali meno conosciute e loro impatto sulla gestione forestale sostenibile nel sud est del Messico	»	1073
Goli G., Barnini L., Cocchi L., Di Giulio G., Marcon B., Mazzanti P., Signorini G., Fioravanti M. - <i>Improving timber properties of fast growing species by heat treatment</i> - Valorizzazione di specie a rapido accrescimento tramite trattamento termico	»	1081
Silvestri A., Vinciguerra V., Santamaria U., Cavalli D., Togni M., Pernarella R., Romagnoli M. - Trattamenti termici come strumento per migliorare il legno di scarsa qualità proveniente da rimboschimenti di conifere - <i>Heat treatments to improve low quality wood from conifer reforested sites</i>	»	1086
Negri M., Fellin M., Sandak A., Sandak J. - La qualità del legno: misure speditive con tecnologie innovative - <i>Wood quality: fast measurements with innovative technologies</i>	»	1094
Lo Monaco A., Calienno L., Agresti G., Fodaro D., Pelosi C., Picchio R. - <i>Innovative methodologies for the analysis of the conservation state on wooden surfaces</i> - Metodologie innovative per l'analisi dello stato di conservazione di superfici lignee	»	1099

Posters

Romagnoli M., Silvestri A., Recanatesi F., Tinelli A., Maffei L., Moroni S. - Indicatori di deperimento nel legno delle querce monumentali della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma) - <i>Decline signals in the wood of the monumental oaks of the Presidential Estate of Castelporziano (Rome)</i>	»	1107
--	---	------

Cetera P., Lovaglio T., Todaro L. - La tecnica XPS: un supporto alle analisi delle superfici legnose. Il caso del legno di cerro sottoposto a raggi UV-C - <i>The XPS technique: a support for analysing the wood surface. A case study of the Turkey oak wood after UV-C irradiation</i>	Pag.	1115
Urso T., Crivellaro A. - La tecnologia del legno: esperienze didattiche dalla scuola primaria all'università - <i>Wood technology: teaching experience from primary to university</i>	»	1120
Urso T., Piva P., Crivellaro A. - Legni africani chiari commercializzati in Italia: denominazioni commerciali e identificazione della specie legnosa - <i>African whitish woods commercialized in Italy: commercial names and wood identification</i>	»	1127
Zanetti M., Marini D., Masetto E., Pasqualini E., Cavalli R. - Miglioramento dell'efficienza tecnica e ambientale degli adesivi utilizzati nel settore del mobile - <i>Improving technical and environmental performance of adhesives used in the furniture industry</i>	»	1136

Abstracts

Berti S., Brunetti M., Morandini M., Paletta D., Settesoldi D., Ventre A. - Progetto DEMOSCOPE. Come trasformare un obbligo di legge in una opportunità - <i>DEMOSCOPE Project. How to change a rule in an opportunity</i>	»	1143
Fioravanti M. - Caratterizzazione degli effetti delle pratiche selvicolturali sulla qualità del legno - <i>Characterizing the effects of silvicultural practices on wood quality</i>	»	1144
Margaritelli A. - Il contributo del design all'innovazione di prodotti in legno: la case history "Listone Giordano" - <i>The contribution from design to the innovation of wooden products: the "Listone Giordano" case history</i>	»	1145
Proto A.R., Zimbalatti G., Bernardi B. - Tecniche di analisi non distruttive per la stima della qualità degli assortimenti legnosi - <i>NDT acoustic technologies for the assessment of wood quality</i>	»	1146

ROUND TABLE / TAVOLA ROTONDA

Silviculture for the future: a global outlook / Selvicoltura per il futuro: una visione globale

Chairperson Susanna Nocentini

Coates D., Messier C. - <i>Complexity science guided management of forests: viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world</i> - Gestire le foreste sulla base della scienza della complessità: considerare le foreste come sistemi complessi e adattativi in un mondo incerto	»	1153
Puettmann K.J. - <i>Silviculture to enhance the adaptive capacity of forests</i> - Selvicoltura e aumento della capacità adattativa delle foreste	»	1157
Coll L. - <i>Promoting diversification as a way to enhance the ability of Mediterranean forest to cope with change</i> - Promuovere la diversificazione come mezzo per aumentare la capacità delle foreste mediterranee di affrontare il cambiamento	»	1162
Putz F.E. - <i>Transitioning to a complex adaptive system approach to natural forest management in the Tropics</i> - Transizione verso un approccio basato sui sistemi complessi e adattativi nella gestione delle foreste naturali nei Tropici	»	1165
MOZIONE FINALE DEL SECONDO CONGRESSO INTERNAZIONALE DI SELVICOLTURA	»	1169
FINAL MOTION OF THE SECOND INTERNATIONAL CONGRESS OF SILVICULTURE	»	1174

Prefazione

Il Secondo Congresso Internazionale di Selvicoltura si è tenuto dal 26 al 29 novembre 2014 a Firenze. È stato organizzato dall'*Accademia Italiana di Scienze Forestali*, in collaborazione con il *Corpo Forestale dello Stato* e la *Regione Toscana*, anche nell'ambito delle manifestazioni tenutesi per il centenario dell'Istituto Superiore Forestale Nazionale. Ha avuto luogo in tre sale del centro storico: nel Palazzo Budini Gattai in P.zza Santissima Annunziata, nell'Auditorium dell'Ente Cassa di Risparmio di Firenze e nel Palazzo Medici Riccardi. La cerimonia di apertura si è svolta nel salone dei Cinquecento in Palazzo Vecchio.

Si ricorda che il Primo Congresso Internazionale di Selvicoltura ebbe luogo a Roma dal 29 aprile al 5 maggio 1926. Fu organizzato dall'Istituto Internazionale di Agricoltura per discutere sui problemi forestali del mondo intero, poiché esistevano, «[...] nei riguardi dell'economia silvana, problemi d'importanza internazionale la cui soluzione può essere resa più facile quando non venga a mancare il contributo di tutti gli studiosi ed il sussidio dell'esperienza ovunque e comunque fatta».

Dopo quasi un secolo, il Secondo Congresso è scaturito dalla necessità di evidenziare l'importanza crescente che l'uso delle risorse forestali e quindi la selvicoltura vanno ad assumere nell'economia dei singoli Stati e i cui effetti ambientali si ripercuotono a scala mondiale.

L'evento ha consentito ai rappresentanti governativi, delle università e degli istituti di ricerca, della società civile e del settore pubblico e privato forestale di scambiare le loro opinioni e le loro esperienze al fine di formulare raccomandazioni a livello regionale, nazionale e mondiale in particolare sui seguenti aspetti:

- la valorizzazione del lavoro in bosco e la qualificazione del capitale umano, anche ai fini della crescita economica del Paese;
- la comunicazione alla società civile delle potenzialità del settore forestale per il benessere umano;
- la presentazione al mondo governativo delle problematiche legate al settore forestale, anche in relazione alle politiche di revisione di spesa e di riduzione dei costi;
- la definizione di una elevata base scientifica della ricerca in ambito forestale, per superare gli squilibri che possono derivare dalle più svariate applicazioni tecniche e da un uso indiscriminato della tecnologia.

In particolare, il Congresso ha permesso di sviluppare i seguenti cinque obiettivi:

- 1) esporre una visione della situazione e dell'attività forestale a livello globale, analizzare le tendenze, stimolare gli organismi governativi, spronare le istituzioni di ricerca, interessare le associazioni che operano nella filiera bosco-legno-ambiente e il mondo delle imprese e del lavoro;
- 2) riunire le conoscenze e i connessi valori etici al fine di orientare la formulazione e la messa in opera di politiche favorevoli al settore forestale;
- 3) evidenziare l'innovazione scientifica e aiutare gli organismi di ricerca nazionali e internazionali a incoraggiare la pianificazione degli studi da realizzare nel prossimo futuro;
- 4) promuovere l'elaborazione di un chiaro linguaggio forestale, la trasmissione interattiva della letteratura forestale e le nuove metodologie nel campo della ricerca;
- 5) cooperare con gli studiosi dei paesi rappresentati per la diffusione dei risultati e per facilitare eventuali collaborazioni.

Per quanto riguarda lo svolgimento dei lavori, il Congresso si è articolato attraverso le seguenti 8 Sessioni tematiche: Ecologia, biodiversità, genetica e processi di adattamento delle foreste ai cambiamenti climatici; Selvicoltura e salvaguardia del territorio; Cambiamenti globali: selvicoltura, resilienza dei paesaggi forestali e produzione di servizi ecosistemici; Bioeconomia e sicurezza delle produzioni forestali; Economia e Politica forestale; Capitale umano: innovazione, qualificazione, ergonomia e salute; Monitoraggio e pianificazione; Innovazione sostenibilità e impatti dell'uso del legno.

Al Congresso, sono state presentate venti relazioni ad invito e 120 relazioni orali. In aggiunta, è stata allestita una sessione poster nella quale sono confluiti 32 lavori. La maggior parte degli interventi al Congresso sono stati pubblicati nel presente volume come articolo scientifico e indicizzati con il sistema *Digital Object Identifier* (DOI). Nei casi in cui non è stato proposto alcun testo scritto, è riportato soltanto l'abstract del contributo.

Complessivamente, i lavori hanno visto la partecipazione di circa 450 autori provenienti da tutto il bacino del Mediterraneo, dal centro e Nord Europa, dal Nord e Sud America, dalla Cina, dal Vietnam, dall'Australia e dall'Africa.

A margine dei lavori congressuali, sono state organizzate due tavole rotonde su argomenti di notevole interesse scientifico: *Silviculture for the future: a global outlook* - Selvicoltura per il futuro, una visione globale; *Research and innovation transfer in the forestry sector* - Ricerca e trasferimento dell'innovazione nel settore forestale.

Inoltre, l'evento ha ospitato i lavori del Workshop dal titolo *Future-oriented integrated management of European forest landscapes - the INTEGRAL project: main research findings in Italy* che nell'ambito del progetto europeo INTEGRAL (www.integral-project.eu), ha promosso un proficuo dialogo tra i partecipanti sul ruolo della gestione forestale integrata nel contesto del cambiamento globale.

Firenze, dicembre 2015

ORAZIO CIANCIO

Preface

The Second International Congress of Silviculture was held in Florence from the 26th to the 29th of November 2014. It was organized by the Italian Academy of Forestry Sciences, together with the Italian State Forest Service and the Tuscany Region, on the 100th anniversary of the foundation of the National Forest Institute.

It was held in three Conference halls in the historic center of Florence: Palazzo Budini Gattai in Piazza Santissima Annunziata, the Auditorium of the Ente Cassa di Risparmio di Firenze and Palazzo Medici Riccardi. The Opening Ceremony was held in the Salone dei Cinquecento in Palazzo Vecchio.

The First International Congress of Silviculture took place in Rome in 1926, from April 29th to May 5th. It was organized by the International Institute of Agriculture to discuss forestry issues of the whole world.

After almost a century, the Second Congress arose from the need to highlight the growing importance of the use of forest resources and silviculture, in the economy of individual countries, with environmental effects that have an impact on a global scale.

During the Congress, government and local administration representatives, researchers from universities and other institutions, stakeholders from the public and private forest sector exchanged their views and experiences in order to make recommendations on a regional, national and global level particularly on the following aspects:

- improving of the work in the forest and the qualification of human capital, also to support the country's economic growth;
- communicating to society the potential of the forest sector for human well-being;
- presenting the economic problems connected to the forestry sector, also in relation to spending review and cost-cutting policies;
- defining a solid scientific basis for research in forestry, to overcome the imbalances that may result from indiscriminate use of technology.

In particular, the Congress developed the following five objectives:

- 1) present the forest situation at the global level, in order to analyze trends, encourage government agencies, support research institutions, aid the associations that work in the timber industry and the business world;
- 2) bring together knowledge and the related ethical values in order to define and implement favorable policies for the forestry sector;
- 3) highlight scientific innovation and help national and international research organizations to promote future research projects;
- 4) encourage the development of a clear forestry language, the interactive transmission of forestry literature and the use of new research methods;
- 5) promote cooperation among scholars of all countries for the dissemination of results and to facilitate new collaborations.

The Congress was organized into the following eight thematic sessions: 1) Ecology, biodiversity, genetic processes and adaptation of forests to climate change; 2) Forestry and land conservation; 3) Global Change: forestry, resilience of forest landscapes and production of ecosystem services; 4) Bio-economy and security of production forest; 5) Economics and Forest Policy; 6) Human capital: innovation, skills, ergonomics and health; 7) Monitoring and planning; Innovation and sustainability impacts of the use of wood.

Twenty invited speeches and 120 oral presentations were held during the Congress. The poster session included 32 posters. Most of the oral presentations are published in these Proceedings as a scientific article and indexed with the *Digital Object Identifier* (DOI). When no written text was sent by the authors, only the abstract of the presentation is published.

Altogether, the Proceedings bring together the work of 450 authors from the Mediterranean basin, central and northern Europe, North and South America, China, Vietnam, Australia and Africa.

Two panel discussions on topics of great scientific interest were held during the Congress: Silviculture for the future: a global outlook; Research and innovation transfer in the forestry sector.

The event also hosted the Workshop “Future-oriented integrated management of European forest landscapes - the INTEGRAL project: main research findings in Italy” within the INTEGRAL European project (www.integral-project.eu).

Florence, December 2015

ORAZIO CIANCIO

SEDUTA INAUGURALE

OPENING CEREMONY

Indirizzi di apertura / Opening addresses

ALESSIA BETTINI

Assessore all'Ambiente del Comune di Firenze

Salve e buongiorno a tutti. Sono Alessia Bettini Assessore all'Ambiente del Comune di Firenze e sono davvero contenta e onorata di aprire i lavori di questo prestigioso e importante Congresso Internazionale di Selvicoltura e di portare i saluti a nome del Comune di Firenze e del sindaco Dario Nardella. Sono molto contenta di essere in questo luogo prestigioso che è il salone dei Cinquecento che rappresenta la grandezza della cultura e della storia di Firenze che fa sentire a una giovane amministratrice come me anche il peso e la responsabilità del ruolo che ha che è quello di amministrare una città straordinaria che è stata nel passato il faro e la guida del rinascimento ma che vuole essere anche nel presente e nel futuro, un luogo della contemporaneità dell'innovazione dell'avanguardia di fronte alle tante sfide che ci attendono. Vuole veramente essere un modello e un laboratorio per coniugare delle esigenze a mio avviso molto importanti che sono quelle di sviluppare dei modelli di consumo di 7 miliardi di persone con i temi della sostenibilità ambientale. Lo dico spesso in questi giorni credo che questa sia veramente la sfida del terzo millennio che ci riguarda tutti come cittadini, come individui, come Istituzioni e come politici. Ebbene di fronte ai cambiamenti climatici in atto che ci pongono di fronte a precipitazioni molto intense e talvolta anche di portata straordinaria, il tema della gestione sostenibile dei patrimoni forestali diventa strategico e fondamentale per la salvaguardia della difesa del suolo e delle aree urbane e la prevenzione dei dissesti idrogeologici.

Purtroppo noi qui in Toscana nelle scorse settimane abbiamo avuto degli eventi catastrofici in Liguria che hanno determinato dei danni economici ingenti e perdite di vite umane. Per questo è importante allora che ci sia attenzione da parte del Governo Centrale su questi temi con investimenti di risorse economiche e anche con oculature politiche di difesa del suolo che sono a mio avviso la migliore risposta e la migliore prevenzione ai disastri con i quali sempre più spesso ci dovremo confrontare e misurare. Sarà pertanto molto utile anche il vostro contributo scientifico che verrà fuori dalle sessioni dei lavori di questi tre giorni. Non c'è dubbio che i benefici che le foreste e i loro prodotti offrono alle società urbane e rurali riguardino aspetti fondamentali per la salvaguardia stessa della specie umana e degli ecosistemi. Penso alla conservazione delle risorse idriche, alla biodiversità all'assorbimento dell'anidride carbonica al consumo energetico ma anche alle opportunità di lavoro per quanto riguarda il settore dell'edilizia e dell'arredamento.

È evidente quindi la duplice ed essenziale funzione del bosco sia per quanto riguarda la tutela del territorio, dell'ambiente e del paesaggio e sia per quanto riguarda anche lo sviluppo dell'economia. Quest'attenzione richiede il coinvolgimento delle Istituzioni a tutti i livelli ma anche di realtà sociali. È in questa situazione e con questa consapevolezza dell'importante ruolo che svolgono non soltanto le foreste ma anche i parchi urbani e periurbani, che il Comune di Firenze insieme al Corpo Forestale dello Stato ha sottoscritto nelle scorse settimane un protocollo di intesa per realizzare azioni di monitoraggio, di controllo, di tutela e valorizzazione dell'ambiente della biodiversità e del territorio con particolare riferimento al parco urbano delle Cascine. Ma non solo, perché in un'ottica di Città Metropolitana il sindaco Dario Nardella va riferito anche alle zone di interfaccia urbano-rurale e alla riserva Naturale di Vallombrosa.

Ci auguriamo e mi auguro che questo protocollo possa essere un esempio anche per altre città italiane, un esempio di collaborazione attiva concreta tra un Ente Centrale dello Stato e un Ente locale per la tutela e la valorizzazione dei parchi e del patrimonio forestale; ma anche, e soprattutto, essere uno strumento di divulgazione e conoscenza di questi valori fondamentali che ho ricordato, rivolti ai cittadini, alla popolazione e soprattutto alle nuove generazioni. Ringrazio davvero l'Accademia Italiana di Scienze Forestali, ringrazio il Corpo Forestale dello Stato per questo importante momento di confronto e vi auguro un buon lavoro a tutti. Grazie.

ROBERTO RUTA

*Senatore dell'Ufficio di Presidenza della 9^a Commissione permanente
del Senato Agricoltura e produzione agroalimentare*

Grazie a voi e al Presidente Ciancio per l'invito e per avere organizzato il II Congresso Internazionale di Selvicoltura. Mi piace oggi dire tre cose veloci la prima: noi abbiamo approvato in Senato all'unanimità una mozione riguardante esclusivamente la tutela del suolo con degli impegni precisi che abbiamo chiesto al Governo. In questa fase in cui, accendendo la televisione e sentendo le notizie, vediamo cosa sta capitando in questo nostro Paese anche a chi non volesse sentire, basta guardare per capire anche con grave ritardo che proprio questo è il tempo per fare il più grande investimento che l'Italia deve compiere: quello di tutelare il

proprio territorio che vuole dire mettere i soldi per fare il vero investimento. La tutela del nostro territorio significa garantire al nostro territorio di star bene, a iniziare dal suolo. Ecco su questo credo che si debba cambiare, anche culturalmente, l'approccio, e comprendere come il suolo con tutte le sue caratteristiche, che si è formato in milioni di anni e che ha garantito a noi tutti le sue risorse di cui possiamo godere, non può essere vilipeso, non può essere deturpato, non può essere stravolto.

Ogni volta che noi compiamo quelle azioni ci vorranno altre migliaia di anni per ricostituire quel patrimonio di risorse che il suolo ci dà, allora noi dobbiamo certamente approvare la legge, come è scritto in quella mozione, sul consumo del suolo ma anche ciò che definisca il suolo come bene comune. Noi non possiamo pensare che oltre all'acqua e l'aria non sia quello uno dei beni comuni per noi importanti come è esattamente il suolo.

Il suolo deve essere inteso definitivamente come bene giuridico da tutelare e quindi come un bene comune che appartiene all'intera Nazione, come patrimonio all'intera umanità. Anche per questa ragione, sempre in quella mozione, abbiamo chiesto un intervento straordinario da parte del Governo nella legge di stabilità che stiamo per approvare proprio per tutte le azioni di contrasto e di mitigazione al dissesto idrogeologico.

Per questa ragione abbiamo anche pensato di presentare ed ho presentato insieme ad altri colleghi, un emendamento che riguarda specificamente la seconda cosa che volevo dire: il Corpo Forestale dello Stato che si vuole annettere ad altri corpi come al corpo di polizia. Noi riteniamo che il Corpo Forestale dello Stato abbia acquisito una sua specifica competenza e conoscenze che non vanno assolutamente disperse. Dobbiamo consentire di rafforzare le funzioni del Corpo Forestale in un piano di riorganizzazione che tutti vogliamo, mettendo deleghe e funzioni intorno al Corpo Forestale, oltre a quelle che già ha, per garantire che svolga anche azioni di Polizia ambientale in maniera ampia di controllo delle filiere agro-alimentari e di svolgere cioè tutte quelle funzioni che servono per ampliare le azioni di contrasto a fenomeni che vanno a incidere, ancora una volta, sul suolo e su quello che noi quotidianamente mangiamo.

La terza e ultima cosa che volevo dire oltre ad augurare a tutti ovviamente un buon lavoro è ringraziare chi ha messo passione e voglia per continuare un'opera importante e culturale. È questa una sfida culturale che abbiamo davanti oggi, lo dicevo all'inizio, anche per chi non vuol proprio sentire, non può non rendersi conto dell'importanza che ha la tutela ambientale nella sua complessità e l'uso sostenibile del suolo che deve essere il nostro orizzonte verso il quale muoverci con la consapevolezza che ogni azione che noi compiamo ha un riflesso nel futuro. Poiché la terra o ci è stata donata o l'abbiamo trovata, secondo come la vogliamo interpretare, è qualcosa che abbiamo in prestito e che dobbiamo lasciare alle future generazioni, noi consapevolmente dobbiamo compiere solo e innanzitutto tutti quei gesti che rendono possibile questo lascito per non essere ricordati, dalle future generazioni, come quelli che non vollero vedere, che non vollero sentire. Grazie.

GIUSEPPE CASTIGLIONE

Sottosegretario del Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali

Grazie. Un grazie particolare al prof. Ciancio al Presidente per questa straordinaria occasione per questa opportunità e per questo momento di riflessione per poter condividere tutte le considerazioni che sono state fatte in questo parterre, in quest'inizio di congresso ma anche per quello che verrà da quest'attività. Diceva il prof. Marinelli se da questo congresso, se da questa attività, da questa iniziativa emergeranno degli spunti io penso che emergeranno tanti spunti e tante riflessioni. In un momento particolarissimo, in un momento molto particolare in un momento in cui si sta scrivendo la programmazione 2014-2020 cioè il momento in cui si stanno delineando le nuove strategie in un momento in cui stiamo immaginando come utilizzare le risorse che l'Unione Europea assegnerà al nostro Paese. Ma quelle non sono risorse che l'Unione Europea regala all'Italia sono risorse che l'Italia ha versato all'Unione Europea e che devono essere restituite in termini di politiche. Allora che politica faremo nei prossimi anni che modello vogliamo delineare. Io penso che se questo è il II Congresso Internazionale, mi diceva il prof. Ciancio che il I si è svolto nel 1926, quindi questo è un appuntamento molto importante cari Assessori regionale e comunale quindi questo è il II appuntamento. Si tiene in questa sede non solo nella cornice così prestigiosa così importante ma anche perché questa è la sede, la culla naturale per sviluppare un dibattito e se poi sempre mi regala alcuni elementi di conoscenza il prof. Ciancio mi dice che questa è un Accademia che è nata nel 1951 che allora Fanfani volle come Accademia per alimentare il dibattito per iniziare a discutere, per poter riflettere, per poter immaginare, per poter dire di fronte alla complessità in cui ci troviamo di fronte, diceva il professor Marinelli, e tutti quelli che mi hanno preceduto. Siamo in un momento in cui il tema delle foreste è un tema molto complesso e multifunzionale e quindi la nuova programmazione come noi immaginiamo deve essere una grande sfida, è una grande sfida culturale. Io devo dire che quello è il momento più politico cioè quando si immagina una strategia, quando si delinea una linea che il Paese deve seguire dovrebbe essere il momento più alto, il momento della riflessione, il momento della politica, il momento dove si individuano gli obiettivi. Devo prendere atto che questo purtroppo è il momento dove molto spesso i documenti di programmazione sono documenti burocratici,

documenti che molto spesso riscrivono cose già viste senza immaginare come noi possiamo delineare il futuro. Quindi dobbiamo recuperare il dato politico perché poi la gestione, e una gestione molto oculata, deve essere trasparente, deve essere veloce. Dobbiamo potere utilizzare quelle risorse perché dobbiamo anche dire questo, che noi siamo a fine programmazione 2007-2013 stiamo finendo la programmazione 2007-2013 e non abbiamo utilizzato le risorse che l'Unione Europea aveva messo a disposizione del Paese e molto spesso anche delle Regioni. È un delitto un doppio delitto perché non riusciamo ad utilizzare le risorse ma molto spesso quando le utilizziamo le utilizziamo anche male e quindi non proficuamente. Allora è solo un problema di risorse? Abbiamo parlato qua di risorse ci vogliono le risorse è solo un problema di risorse? Io ritengo che non sia solo un problema di risorse ma è di come noi vogliamo il futuro e soprattutto quali scelte vogliamo fare allora se questo è il momento della programmazione. Io ricordo a me stesso che quando questo Governo si è insediato cioè quando si stava per scrivere l'accordo di partenariato quello che poi abbiamo mandato a Bruxelles, non c'era stato un dibattito nell'assemblea cioè nella Commissione agricoltura alla Camera e al Senato. E se la Commissione agricoltura alla Camera e al Senato non svolge un dibattito come noi vogliamo utilizzare le risorse del prossimo sessennio, dei prossimi sette anni, qual è il momento più politico quale è il momento dove si deve sviluppare invece un dibattito?

Quindi un grazie per questa occasione, un grazie per quello che metterete in campo un grazie per le riflessioni che apporterete, un grazie anche per immaginare assieme a noi e dare alcuni suggerimenti per poter utilizzare quelle risorse che sono assolutamente necessarie soprattutto per poter far sì che quelle risorse vengono utilizzate proficuamente. È stato detto da tutti il valore del bosco, il valore della politica della forestazione. Oggi emerge sempre di più oggi ci sono scelte fondamentali ci sono grandi temi che fanno parte di una strategia più complessiva quando parliamo di politica agricola comune. Non è un caso che quest'anno nel momento in cui l'Europa, tutti chiedono più risorse in Europa, tutti chiedono più risorse per l'immigrazione, più risorse per la ricerca, più risorse per l'innovazione tutti chiedono più risorse all'Unione Europea e questa Unione Europea ha mantenuto fermo il bilancio agricolo. Il bilancio agricolo è stato fissato sempre intorno al 40% non certamente solo per il fatto per la capacità di produrre che devono avere i singoli Paesi dell'Unione Europea cioè il bilancio è stato fissato al 40% perché quando parliamo di agricoltura parliamo di ambiente, parliamo di tutela del paesaggio, parliamo di assetto idrogeologico, parliamo di cambiamenti climatici, parliamo di tutti quegli argomenti che stamattina sono stati messi sul tappeto.

Allora è veramente un momento particolare un momento importante. Vediamo come possiamo sviluppare questo tema vediamo come possiamo dare un contributo sostanziale scientifico su questo grande tema dei cambiamenti climatici, sul tema dell'assetto idrogeologico. Il collega Ruta diceva: noi oggi assumiamo un impegno in quanto la legge sulla difesa del suolo è una legge che il Parlamento deve portare a termine è una legge che deve avere non solo le considerazioni di carattere scientifico ma deve avere un contributo politico forte perché quella è una legge che il Governo deve definire nel più breve tempo possibile.

E quindi su questo tema della legge sulla difesa del suolo, dai cambiamenti climatici all'assetto del territorio a quelli che sono anche gli Enti di gestione, raccolgo la sollecitazione dell'Assessore Salvadori su il tema dei Consorzi di Bonifica. Noi viviamo in una stagione della politica dove vogliamo chiudere tutto anche le competenze, la professionalità cioè i Consorzi di Bonifica. Io ho vissuto la stagione, quest'estate, quando a Mantova con la bomba d'acqua, quando nei diversi territori il ruolo dei Consorzi di Bonifica, l'esperienze umane, l'esperienze professionali sono messe a servizio del territorio certamente nessuno vuole difendere carrozzoni ma dobbiamo difendere la competenza, la professionalità, dobbiamo difendere quelli che sono gli strumenti che sono serviti nel governo del territorio dobbiamo fare un'azione sinergica un'azione di coordinamento, dobbiamo meglio coordinare tutti gli Enti, dobbiamo far sì che su questi temi così importanti possa essere non solo il Ministero dell'Agricoltura ma che possa ragionare con il Ministero dell'Ambiente possa ragionare con lo Sviluppo Economico. Questa attività di programmazione deve mettere veramente una volta per tutte finalmente una parola chiara sul tema della programmazione, sul tema del coordinamento, sul tema di come andare avanti e parlare un unico linguaggio. Io penso che questo sia uno sforzo importante perché molto spesso ci troviamo con una programmazione per cui ognuno va per la propria strada. Il Ministero dell'Ambiente programma per la propria strada, il Ministero dello sviluppo Economico c'è il Ministero dell'Agricoltura e finalmente oggi quell'acronimo cioè oggi è un'occasione importante perché dell'acronimo MIPAAF che è Ministero della Politica Agricola Alimentare e Forestale cioè quella competenza quindi c'entra con la politica agricola. Quando si immagina questo Ministero si immagina la complessità ma si immagina non solo l'alimentazione non solo le politiche agricole ma anche le politiche forestali. Diceva sempre il professor Marinelli: c'entra anche Expo perché noi abbiamo vinto Expo. Expo è una sfida culturale non è la vetrina delle nostre produzioni dell'agroalimentare. Per produrre carne per alimentare la zootecnia in Brasile probabilmente c'è bisogno di disboscare ma io aggiungerei anche il tema delle risorse idriche per produrre oggi carne per fare un kg di carne oggi ci vogliono undicimila litri d'acqua. In questo pianeta che oggi ha 7 miliardi di persone e domani avrà 9 miliardi di persone come alimenteremo questo pianeta, come nutriremo questo pianeta, come troveremo un equilibrio in questo pianeta?

E allora sì che il tema delle politiche forestali torna centrale, il tema dell'assetto del territorio torna centrale e io penso che noi dobbiamo fare veramente uno sforzo assieme a tante iniziative. Oggi pomeriggio noi in

conferenza Stato Regione approveremo la strategia forestale che ci servirà per utilizzare correttamente le risorse comunitarie. Cioè approveremo oggi in conferenza Stato Regione quello che sarà il documento di programmazione lungo il quale ci muoveremo quello sarà il documento che ci permetterà anche di utilizzare quelle risorse soprattutto tenendo conto degli apporti scientifici che verranno da un consenso così qualificato, così particolare così scientificamente di elevata qualità noi possiamo trarre tesoro e far sì che possiamo investire veramente nell'ambiente, possiamo investire sul tema dell'assetto del territorio, possiamo investire su una politica forestale, possiamo investire sulla formazione, sulla ricerca, sull'innovazione, sulle nuove tecnologie. È chiaro che oggi abbiamo strumenti, nuove tecnologie che ci possono far fare dei passi in avanti ci possono far guardare al futuro. Ci sono certamente oggi traguardi che fino a ieri magari erano assolutamente inimmaginabili. Allora vediamo di fare questo grande salto di qualità investendo. Con la delega alla ricerca stiamo investendo immaginiamo anche un filone che riguarda la pianificazione, la programmazione inserito nel piano sulla ricerca che riguarda anche il settore forestale. Mi pare che ci siano tutti gli elementi e poi c'è anche il tema non solo della tutela che è la priorità il tema della conservazione ma che è anche della gestione sostenibile della multifunzionalità delle nostre imprese di oggi di un Paese che importa per l'80% legna per poter trasformare.

L'80% della produzione oggi delle nostre industrie utilizza legno importato e quindi anche quella che può sembrare la più banale la legna da ardere noi siamo importatori netti anche per la legna da ardere e quindi immaginiamo su quanto si potrebbe fare puntando alla formazione, alla formazione degli operatori, alla formazione universitaria. Qual salto di qualità possiamo fare e la immaginiamo. Immaginavo per un momento perché non coordinare, non immaginare solamente le risorse del FEASR e quindi le risorse della parte agricola non coniugarle con le risorse del FEASR quindi dello sviluppo regionale perché non collegarle con il fondo sociale europeo. Ho visto la bellissima esperienza a Verona di giovani che si sono formati utilizzando le risorse del fondo sociale europeo per esempio sull'utilizzazione, sulla certificazione del cippato un cippato di qualità, un cippato con le norme UNI e quindi con le norme europee e quindi anche il tema della formazione per le nostre strutture per le nostre scuole quindi il coordinamento cioè l'integrazione delle risorse perché l'Unione Europea quando immagina oggi la perfetta integrazione tra i diversi fondi tra i diversi strumenti del FEASR sicuramente perché no del FESR? Perché no del fondo sociale europeo e quindi la perfetta integrazione e soprattutto questo scambio. In questo caso devo dire che in questa Regione già abbastanza matura, il rapporto tra il Governo Nazionale e il Governo della Regione è molto solido, molto consolidato, molto proficuo in agricoltura, anche su questo versante penso che il collegamento tra la strategia europea però che a cascata ci collega bene il Governo Nazionale e il Governo Regionale e anche gli Enti locali immaginiamo a cosa si può fare sul piano locale dei parchi urbani dalle aree protette cioè legare i diversi livelli istituzionali.

Allora penso di fare oggi complimenti al mio amico con il quale condivido una lunga amicizia ma anche una grande stima non solo per l'invito ma soprattutto per quello che emergerà da questo straordinario congresso che è il II ricordo dopo il 1926 è a quasi 60 anni dalla costituzione dell'Accademia. Grazie e complimenti per questa straordinaria iniziativa.

GIANNI SALVADORI

Assessore all'Agricoltura e alle Foreste della Regione Toscana

Buongiorno a tutti. Saluto per tutti il professor Ciancio perché come animatore, promotore, suggeritore ha dato una spinta decisiva perché questa iniziativa si sia potuta realizzare. Vorrei, nel salutare il professore e tutti gli altri presenti al tavolo, dire poche cose perché poi si svilupperà, immagino e spero, una profonda discussione che porti a dare le risposte alle problematiche che il Senatore prima di me ha brillantemente posto e suggerito. Aggiungo la prima riflessione: noi non possiamo più ragionare con una vecchia testa e cioè dove l'ambiente si è separato dall'agricoltura, l'agricoltura dalla difesa del suolo, la difesa del suolo dalla regimazione delle acque dalla gestione del bosco e così via. Non c'è più questa condizione e quando sento dire: ma le risorse arrivano, le risorse ci sono e noi non possiamo più affrontare le questioni sulla base delle fonti delle risorse bensì su queste tematiche ma anche su altra progettualità che affronti complessivamente le questioni del dato territorio e su questa base si individuano le fonti da cui attingere per realizzare quegli obiettivi.

Io non sono né un filosofo né un politico, cerco di gestire al meglio quello che mi è stato dato da gestire e allora mi sento di dire che in Toscana questo passaggio l'abbiamo fatto. I soldi che stiamo investendo da mesi sul territorio li stiamo governando con questa dimensione e la cosa più complicata, Sottosegretario Castiglione, non è tanto trovare soldi già di per sé difficile ma è quanto far dialogare i vari soggetti e cercare di costruire una progettualità condivisa. Noi abbiamo un territorio della Provincia della Toscana, a nord della Toscana, dove l'intervento fatto a valle non coincideva con quello fatto a monte. È chiaro, mi insegnate voi, che questo avrebbe prodotto in maniera quasi certa il dissesto di cui parliamo allora dobbiamo lavorare in

questa dimensione. In questo senso credo che il Corpo Forestale dello Stato ci dovrà dare un grande contributo per questo sono d'accordo anch'io di evitare queste corse e rincorse che e quindi apprezzo la proposta dell'emendamento che ha fatto il Senatore insieme ad altri. Aggiungerei però che su questo dobbiamo procedere non solo come Regione ma a livello Nazionale, e mi permetto di suggerire, visto che è ripartita la discussione sui consorzi di bonifica, certo se i consorzi di bonifica sono da considerare un soggetto che spende e basta. Non mi sembra che siano in questa condizione: ormai i consorzi di bonifica almeno quelli che vedo io qui in Toscana, i Consorzi di Bonifica sono dentro alla progettazione, alla quale facevo riferimento, che per noi diventa il modo su cui lavorare e quindi da questo simposio è importante che possa arrivare un ulteriore suggerimento su come procedere credo sarebbe per noi estremamente interessante.

La seconda riflessione è legata al bosco. Noi, professore, ce lo siamo detti quando abbiamo iniziato a ragionare di questo evento. Noi o cominciamo a ridare valore al bosco o tutte queste riflessioni che si è fatto avranno difficoltà a tradursi perché non è che se le risorse pubbliche ci sono possono fare da volano; c'è bisogno di dare reddito a chi lavora nel bosco e non possiamo solo oggi pensare cosa è importante per la valorizzazione energetica. Dobbiamo pensare anche ad altro e mi auguro che le cose, che in queste giornate andrete ad elaborare, ci diano un ulteriore contributo rispetto a quello che già riusciamo a concretizzare anche per il futuro.

L'ultima riflessione è questa: noi vediamo questa iniziativa nel contesto di Expo; l'abbiamo pensata in questo modo cioè che questo sia una delle tante iniziative convegnistiche a livello internazionale che avvengono in Toscana preparando un pezzo che da Expo dovrà uscire perché in questi saloni dove si respira ancora un po' del rinascimento si facevano tante cose concrete, ma insieme a una visione dell'uomo, perché non usciremo dalle difficoltà se non abbiamo la visione dell'uomo e quindi del futuro. Queste iniziative debbono servire a questo.

Debbono dare un contributo perché oggi c'è bisogno ancor più di ieri di pensiero per quanto sta cambiando e per la velocità che il cambiamento oggi ha nel realizzarsi e quindi il pensiero è decisivo è decisivo anzi io non so vedo qui l'ex Rettore tanti personaggi impegnati nell'Università dovremmo costruire una scienza serafica che ci permetta di recuperare l'idea fondamentale della capacità di capire e conoscere del pensiero critico perché con la velocità con cui oggi si ragiona o abbiamo questo o la democrazia partecipata sarà azzerata e questo è il bene supremo a cui ognuno di noi deve tendere nella propria azione sia politica sia istituzionale sia culturale.

Noi queste cose che ci direte in questi giorni se il professore è d'accordo se l'Accademia è d'accordo quando parlo di Toscana la Regione, l'Amministrazione provinciale a cominciare da l'Amministrazione comunale di Firenze che tanto spinge e lavora in funzione anche di Expo vorremmo portarle come contributo alla manifestazione milanese e aggiungerei siccome abbiamo fatto nascere in Toscana un laboratorio, una web community che affronta i temi del buon vivere perché ci sentiamo toscani proprio vocati, vocati al buon vivere se fra i partecipanti da questa iniziativa riusciamo ad avere delle disponibilità di coloro che vogliono stare nella rete che abbiamo fatto costruire che abbiamo fatto nascere animandola noi saremo ancor più interessati e come dire motivati a spingerla e a vedere di costruire le condizioni affinché anche nella concezione comune il bosco ritorni ad essere una delle caratteristiche della vita quotidiana e del buon vivere. Grandi, grandi auguri sono convinto arriveranno grandissimi contributi e un saluto a tutti i partecipanti a questa tavola a cominciare dal Sottosegretario.

CESARE PATRONE

Capo del Corpo Forestale dello Stato

Rivolgo un saluto a tutti i presenti e al Presidente Ciancio che ringrazio per l'invito.

In questi giorni si parla del futuro del settore forestale, però la questione delle foreste per noi forestali e per il Corpo forestale dello Stato non è solo un "settore", è qualcosa di più.

Ormai, così come affermato dal senatore Ruta, una svolta culturale si impone ed è fondamentale per noi che ci troviamo in un periodo dove una politica sulle foreste, è propedeutica a un modello di sviluppo economico e sociale.

L'irruzione di una politica seria, reale, concreta da parte del Governo, della Politica, delle Istituzioni, molto spesso assenti nella politica forestale, in realtà ha avuto un prodromo fondamentale nella conferenza di Rio del '92 sull'ambiente, dove si è affermato che l'inquinamento è legato anche alla povertà e non solo ai Paesi ricchi che consumano energia e inquinano.

Il mondo occidentale deve affrontare il problema del settore forestale in modo organico con forte connotazione e valenza culturale; i Paesi ricchi, per certi aspetti, proteggono meglio l'ambiente, anche se, in molti casi riversano su quelli in via di sviluppo i costi del proprio progresso e del benessere.

Qualche anno fa, nei disordini manifestatesi a Seattle in America avvenne qualcosa di molto interessante, si verificò finalmente un'unione tra gli operai e gli ambientalisti.

Gli ambientalisti si posero il problema dell'esportazione di determinate produzioni in Oriente senza le dovute tutele sociali. Il trasferimento delle attività produttive avrebbe generato due ordini di problemi: uno legato all'ambiente, ovvero sarebbe aumentato l'inquinamento nell'area orientale; l'altro connesso ad aspetti di ordine economico sociale, molti lavoratori avrebbero perso la propria occupazione lavorativa. La tutela del lavoro, quindi la tutela della comunità sociale si legava con la tutela dell'ambiente. Questo esempio dovrebbe far riflettere sulla necessità di adottare in Italia una politica di difesa del suolo che non sia semplicemente una politica di settore, ma una politica legata al nostro modello di sviluppo economico sociale.

Oggi si parla di destinare risorse per affrontare le problematiche del dissesto idrogeologico, risorse che dovrebbero essere impiegate non solo per le opere intensive, opere "di cemento armato", ma sarebbe necessario operare a monte, promuovendo e realizzando le così dette "opere estensive".

Bisogna fare una seria politica forestale che non è una politica ancien régime, cioè una politica dell'antichità, ma una politica della modernità fondamentale per il dissesto idrogeologico, legata al territorio, alla comunità ed alle risorse.

Ebbene la nostra Amministrazione è strutturalmente preparata anche per controllare e vigilare sulle suddette "opere estensive" ed è culturalmente attrezzata per promuovere una relazione equilibrata tra il selvatico e l'urbano. Gli episodi occorsi qualche mese fa, relativi all'orsa Daniza, connessi alle isterie delle Comunità locali per quello che riguarda i lupi o gli orsi, mostrano come il Corpo forestale sia in grado di garantire questa stabilità.

Dobbiamo entrare nell'ottica che nel mondo occidentale occorre ricostituire un rapporto con il selvatico e quindi con le foreste e con quello che è custodito nelle foreste.

Il Corpo forestale è a disposizione per ripensare e per attuare un nuovo "Piano Verde", basato su un'impostazione che tenga in considerazione una stretta connessione tra le foreste e lo sviluppo economico sociale. Non va, infatti, dimenticato che dal bosco si possono ritrarre occasioni di occupazione e rilancio dell'economia. C'è bisogno di fare una riflessione anche su ciò che sta funzionando e che va messo a sistema.

La società ha bisogno di questa riflessione perché noi italiani siamo famosi nel mondo, non solo da un punto di vista culturale, ma direi anche da un punto di vista economico.

Non sarà un caso che l'Italia ha esportato diversi miliardi di vino nel mondo e ritengo che noi siamo i primi nel mondo, ma è ovvio che questo modello di sviluppo, che è anche economico, va tutelato con una struttura culturalmente attrezzata che colleghi l'ambiente, l'agricoltura e l'alimentazione. Le tre A tutte insieme.

Grazie.

GIUSEPPE SURICO

Presidente della Scuola di Agraria dell'Università degli Studi di Firenze

Buongiorno a tutti. Sono davvero lieto di partecipare a questa solenne apertura del Congresso Internazionale di Selvicoltura, qui in Palazzo Vecchio, e ringrazio il Comitato organizzatore e soprattutto il mio collega e amico Orazio Ciancio il quale, evidentemente, non contento di lavorare per e nell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, dedica parte del suo tempo anche all'organizzazione, e con quale successo, di convegni internazionali.

Bene, io sono qui con il gradito compito di portarvi il saluto, oltre che mio personale, del Corpo accademico dell'ex Facoltà, oggi Scuola, di Agraria di Firenze e vi porto anche i saluti affettuosi del Rettore dell'Università di Firenze, professor Alberto Tesi, il quale, impedito da impegni che lo tengono oggi lontano da Firenze, ha voluto comunque partecipare a questo importante appuntamento affidandomi l'incarico di esprimervi il suo compiacimento per questa iniziativa che vede coinvolti molti insigni docenti dell'Università di Firenze.

Io ho cominciato la mia carriera accademica in un'altra Università, quella di Bari, e l'ho poi proseguita qui a Firenze, e davvero mi sento orgoglioso di essere entrato a far parte del corpo accademico della Facoltà di Agraria di Firenze memore della sua lunga storia e del prezioso contributo che questa Facoltà è riuscita a dare negli anni allo sviluppo delle scienze agrarie e, soprattutto, delle scienze forestali. In effetti, quella che noi oggi conosciamo come Scuola di Agraria ha iniziato i suoi primi passi a Vallombrosa, nel lontano 1869, come Istituto Forestale Nazionale, un Istituto, primo e unico in Italia, che in un passaggio significativo della sua storia scientifica e didattica ha saputo rinnovarsi in senso moderno aggiungendo alla sua qualificata vocazione forestale la capacità di "parlare anche altre lingue". Infatti, chi ha voluto, cento anni fa, nel 1913, portare l'Istituto Forestale da Vallombrosa a Firenze per dargli nuovo slancio e nuovi obiettivi, era convinto che il servizio forestale dovesse essere affidato a tecnici che avessero oltre alla preparazione forestale anche una preparazione in fatto di agricoltura e di economia montana, quindi una formazione aperta anche ad altre conoscenze. Artefice di questa trasformazione fu uno dei più illustri studiosi che ha avuto questa Facoltà, il prof. Arrigo Serpieri. Il sentiero del tempo non si può percorrere a ritroso, però è nel passato che possiamo trovare utili insegnamenti. Io voglio ricordare, a questo proposito, le parole di un politico illuminato, il

Ministro dell'Agricoltura Industria e Commercio dei primi anni del secolo, Francesco Saverio Nitti, il quale all'inaugurazione a Firenze dell'Istituto Forestale affermò che tre cose apparivano necessarie nella vasta impresa della ricostruzione forestale d'Italia: 1. che si formi una coscienza pubblica la quale consideri come delitto ogni ulteriore distruzione dei boschi e imponga una politica forestale che non abbia pentimenti e arresti; 2. che si proceda alla formazione di un personale intelligente e abile; 3. che si dotino di mezzi finanziari sufficienti le strutture preposte alla ricerca e alla formazione in campo forestale. Sorvolo sui mezzi finanziari che, credo di poter dire, in Italia non sono mai stati sufficienti per la ricerca e per la formazione; quanto alla coscienza pubblica forse solo oggi davvero si avverte forte nel cittadino la maturazione di un sentimento quasi di amore per la natura e le sue creature. Infine la formazione. Oggi, tutto sommato, a distanza di un secolo dalle parole pronunciate da Nitti, io credo si possa affermare che di quelle tre necessità e per quanto ci riguarda come Facoltà, certamente ne è stata stata soddisfatta una: la formazione a Firenze, in quasi 150 anni, di un personale intelligente e abile.

L'Istituto Forestale di Vallombrosa ha rilasciato i primi ventisei diplomi forestali nel lontano 1872, centoquarantadue anni fa. Dopo quei primi ventisei diplomi l'Istituto Forestale ha continuato a rilasciarne anno dopo anno, tranne che nel 1916, nel 1917 e nel 1918 i tre anni più caldi della prima guerra mondiale: fino al 31/12/2012 sono stati 3.645 gli studenti licenziati con laurea quadriennale o quinquennale e poi altre 338 con laurea triennale. In totale, sono stati circa quattromila i laureati a Firenze nel settore forestale. Un piccolo esercito di tecnici che hanno saputo renderci orgogliosi di averli avuti come studenti per quello che hanno saputo fare in Toscana, in Italia, nel mondo.

In questo mio intervento di oggi voglio ripercorrere, come prima dicevo, il tempo a ritroso e affidarmi a qualche ricordo. In questo stesso edificio, che è il più importante della città di Firenze, ma in un altro salone, quello dei Duecento, si tenne nel 1946 il primo convegno agrario italo-americano. Eravamo all'indomani della seconda guerra mondiale, e c'era da ricostruire un intero Paese distrutto dalla guerra. Si partì allora, nel processo di ricostruzione, dall'agricoltura, che era poi la principale attività produttiva ed economica del Paese. Bene, in quella circostanza, un forestale italiano, Aldo Pavari, allora Direttore della Regia Stazione Sperimentale di Selvicoltura di Firenze, grande propugnatore di una selvicoltura ecologica, tenne un'applauditissima relazione dal titolo "Orientamenti e problemi della selvicoltura italiana". Nella sua relazione Pavari parlò, fra l'altro, del miglioramento della produzione dei boschi, anche per mezzo delle alberature campestri, e del rimboschimento dei terreni nudi cespugliati o comunque inadatti all'agricoltura. Riguardo a quest'ultimo punto Pavari diede quasi per scontato il fatto che l'attività di rimboschimento era il nesso indispensabile per la sistemazione e la restaurazione; soprattutto là dove esistevano rischi idrogeologici. Argomento quest'ultimo di tremenda attualità in Italia se si pensa ai tanti disastri che quasi quotidianamente, colpiscono città e campagne, non della Basilicata o dell'Irpinia o della Calabria, o non solo di queste regioni, bensì delle regioni più ricche del Paese: Lombardia, Emilia e Romagna, Veneto, Liguria, dove presumibilmente l'attenzione per il territorio poteva e doveva essere maggiore se non altro per i minori problemi idrogeologici e geomorfologici di queste regioni. Evidentemente in qualcosa si è sbagliato.

In questo mio breve saluto mi sono affidato ad alcuni ricordi ed eventi del passato; a voi toccherà, nel corso del vostro convegno, parlare di attualità e soprattutto di quel futuro che è anche nel bel titolo che è stato scelto per il convegno: "Progettare il futuro per il settore forestale", un futuro che mi auguro sia indirizzato verso una maggiore sicurezza e una migliore qualità della nostra vita. Grazie e un sincero augurio per un proficuo svolgimento dei lavori congressuali.

LEONARDO CASINI

*Vice Direttore del Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali
dell'Università degli Studi di Firenze*

Buongiorno a tutti e ringrazio gli organizzatori di avermi invitato e di permettermi di portare il saluto oltre che del Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali dell'Università di Firenze anche del Centro Studi Estimativi e Territoriali di cui sono Presidente e che per tante tematiche ha forti affinità con l'oggetto del convegno di oggi. La selvicoltura. Riflettevo sul titolo del convegno che è progettare il futuro per il settore forestale e così automaticamente sono andato a ricordarmi che quest'anno abbiamo festeggiato i cento anni dell'Istituto Superiore Forestale di Firenze e quante cose siano cambiate da quella data.

Dal punto di vista sia della ricerca scientifica, delle conoscenze, del mondo circostante, del ruolo delle foreste i cambiamenti sono stati veramente enormi e credo che molto difficilmente qualcuno avrebbe potuto prevederli anche solo qualche decennio fa e non cento anni fa. Quindi il compito di progettare il futuro è sicuramente un compito molto impegnativo e di difficile attuazione. Io devo dire sono abbastanza preoccupato per il futuro del settore primario anche se i segnali sono obiettivamente molto contrastanti. Noi come Università stiamo registrando negli ultimi anni un forte incremento delle immatricolazioni nei nostri corsi che ci creano anche dei problemi oggettivi dal punto di vista delle strutture.

Quest'anno con Expo 2015 ma a livello internazionale sicuramente il tema dell'alimentazione, il tema della gestione delle risorse naturali e quindi sia delle risorse primarie in senso lato sia anche del settore forestale è un tema che sta prendendo le prime pagine di molti giornali è un tema di attualità è molto sentito a livello di società in senso lato. Però se andiamo a vedere come nella realtà il settore primario sta vivendo questi ultimi decenni ecco le cose cambiano abbastanza. Noi stiamo perdendo a ogni censimento dell'agricoltura quindi ogni dieci anni un 10% della superficie agricola utilizzata e parallelamente abbiamo un aumento delle superfici forestali però non della stessa entità.

Come leggere questa evoluzione? Sicuramente da un punto di vista economico quello di cui io mi occupo il problema è rilevante perché perdiamo una quota di valore aggiunto molto importante. D'altra parte vedo anche i segnali che mi fanno intravedere un futuro positivo per il settore. Vedo una riscoperta dell'attività agricola da parte dei giovani. Noi abbiamo vari studenti che poi vogliono rimanere con il settore primario e vogliono fare, e la cosa credo sia molto importante, l'imprenditore agricolo. Questo è un fenomeno che non so quanto sia collegato alla crisi ma è un fenomeno in atto. Parlavo con un collega greco qualche settimana fa che mi raccontava che l'unico settore in Grecia che sta crescendo, forse è una parola eccessiva ma insomma non sta peggiorando, è il settore primario i giovani stanno tornando nelle campagne, stanno rivitalizzando i vecchi villaggi rurali che erano praticamente popolati solo da persone anziane e stanno scoprendo nuove forme di attività economica legate appunto a risorse fino a qualche anno fa abbandonate.

Sarà questo il futuro? Non lo so. Sicuramente ci sono varie tendenze. Fra queste tendenze una che vedo molto forte e che dovremmo cercare tutti di valorizzare è quella dell'aumento delle conoscenze. Questo convegno credo sia la platea migliore per approfondire questo argomento. Noi stiamo riuscendo ad avere nuovi strumenti, nuove capacità per conoscere il territorio, per conoscere l'ambiente, per conoscere le risorse forestali appunto.

E abbiamo quindi una maggiore capacità rispetto al passato di intervenire e di poter coordinare e valorizzare questo tipo di risorse. Parallelamente abbiamo una crescente diversificazione dei rapporti che ci sono fra primario, risorse forestali e società.

La domanda della società nei confronti di queste risorse è molto più diversificata è molto più ampia rispetto al passato. La produzione legnosa oggi è forse una delle risorse importanti ma non certo la principale in molte aree del Paese e non solo in Italia ma credo del mondo. Come gestire questo insieme di fenomeni ecco questo credo sia la vera sfida e che ringraziando appunto gli organizzatori di averci dato l'opportunità di aver una così importante occasione per confrontarci fra tutti gli studiosi su queste tematiche sia l'occasione anche per riflettere sull'importanza di riuscire a collegare l'incremento delle conoscenze, la moltiplicazione dei bisogni con strumenti operativi con la possibilità di sviluppare delle reali politiche forestali. Sentivo prima il Capo dell'Ispettorato che citava appunto la necessità di intervenire anche dal punto di vista delle definizioni delle politiche forestali che riescano a digerire, scusatemi il termine forse improprio, tutta questa grossa informazione e capacità di conoscenza e tradurla in sviluppo sostenibile. Noi usiamo molto oggi la parola sostenibilità ma credo che mai come in questo caso sia importante. Uno sviluppo rurale legato alle risorse primarie non può che non essere sostenibile altrimenti non parliamo di futuro se non parliamo di presente e chiudiamo l'argomento.

Quindi riuscire a fare queste operazioni e tradurla in termini di politiche concrete perché da economista sostengo da sempre che il settore primario non può vivere solo con le leggi di mercato è necessario l'intervento pubblico inevitabilmente non mi dilungo su le ragioni ovviamente però credo che questo sia un dato incontrovertibile e quindi questa necessità dell'intervento pubblico sia importante.

Purtroppo non sempre noi riusciamo a sviluppare realmente queste politiche perché, ci sono tante ragioni e non è questa la Sede per approfondire, però sicuramente uno sforzo dovremmo farlo. Siamo alla vigilia dell'applicazione della nuova riforma della politica agricola comunitaria, che a me non piace lo dico subito ma comunque sarà questa per i prossimi cinque anni ma quello che mi preoccupa è quello che ci sarà dopo questi cinque anni che sembrano lontani ma in realtà per un imprenditore agricolo sono domani e soprattutto per un imprenditore forestale. Ecco riuscire ad avere delle strategie di medio lungo periodo a livello nazionale ma probabilmente anche a livello europeo credo che sia una domanda che emerge forte da molti settori produttivi e anche nel settore primario. Credo che su questo noi dovremmo riflettere come noi Università dovremmo riflettere sulla nostra offerta formativa in modo da riuscire a preparare oggi persone in grado di lavorare domani quindi essendo sempre più attenti alle nuove conoscenze ai nuovi strumenti riuscire a dare una formazione estremamente attuale se non addirittura proiettata sul futuro. Se ciascuno di noi riuscisse a contribuire a questa osmosi fra le diverse competenze credo che potremmo effettivamente avere anche nel settore forestale un motore di sviluppo rurale importante soprattutto in un Paese come il nostro che ha una superficie forestale estremamente rilevante sul territorio e che purtroppo ad oggi contribuisce in maniera molto limitata al nostro successo non solo economico ma anche sul benessere complessivo del Paese. Non mi dilungo oltre e auguro a tutti buon lavoro, ce n'è bisogno.

Grazie.

GIAMPIERO MARACCHI

Presidente dell'Accademia dei Georgofili

Buongiorno a tutti io porto i saluti, vorrei usare il termine un pò colloquiale affettuosissimi dall'Accademia dei Georgofili a l'Accademia di Scienze Forestali e naturalmente in prima persona al suo presidente che è anche un amico personale il prof. Ciancio dando da parte dell'Accademia dei Georgofili il benvenuto a tutti i partecipanti. Il legame tra queste due Accademie è antico: quando l'Accademia di Scienze Forestali è nata i Georgofili hanno dato nel dopo guerra subito il loro contributo di pensiero e di promozione e io stesso mi onoro di essere Accademico dell'Accademia di Scienze Forestali quindi qui mi sento oltre tutto a casa. Già gli oratori precedenti hanno fatto dei flash a partire dai due Assessori, su che cosa significa il bosco: per quanto mi riguarda è chiaro visto che il mio mestiere è quello del climatologo. Il bosco ha un ruolo, ha tantissimi ruoli fondamentali per esempio visto che si parla di cambiamenti climatici e visto che i cambiamenti climatici in buona parte o in grande parte sono determinati dal riscaldamento del pianeta e quindi da l'effetto serra, il bosco anche negli studi internazionali ormai i risultati sono come a dire a livello internazionale concordi: tutti i ricercatori a una funzione di assorbimento dell'anidride carbonica che è uno dei principali gas a effetto serra relevantissimo. Per portare un dato concreto mi piace sempre cercare di essere concreto con uno studio che noi facemmo come istituto del CNR per conto della Regione Toscana se si va a vedere il bilancio dei gas effetto serra cioè prevalentemente la CO₂ in questo caso. Per quanto riguarda la Toscana facemmo un'indagine con dei voli aerei con un piccolo aeroplano che era attrezzato per poter misurare i flussi di CO₂ veniva molto chiaramente il fatto che tutta l'asta del fiume Arno su cui è prevalentemente diciamo il traffico veicolare e naturalmente tutte le attività antropiche più importanti perché a partire da Pisa poi Firenze poi Arezzo insomma tutta quest'aria è un'aria fortemente antropizzata era naturalmente un'aria in cui la quantità di CO₂ emessa era molto maggiore della quantità di CO₂ che veniva assorbita.

Tutta la parte meridionale della Toscana invece che è ancora prevalentemente agricola rurale e forestale e anche la parte appenninica il bilancio era assolutamente invece il contrario il bilancio della anidride carbonica assorbita era minore di quella emessa se tutta la Toscana fosse stata come quest'aria meridionale come l'aria appenninica sostanzialmente la Toscana sarebbe oggi praticamente dentro i limiti dell'emissioni del 2020.

Voi sapete che l'Unione Europea ha stabilito il bilancio della CO₂ per tutti gli stati e gli stati all'interno per le Regioni sarebbe appunto in questa situazione. Quindi non c'è dubbi che rispetto anche globalmente a questi fenomeni che sono macroscopici sono fenomeni di carattere globale il bosco in tutto il mondo ha un ruolo fondamentale. Non entro in merito al rischio idrogeologico perché da sempre chi si è occupato di selvicoltura non è un caso fra l'altro che spesso i forestali sono ingegneri non sono soltanto agronomi e forestali ma sono anche ingegneri c'è una tradizione nel Corpo Forestale dello Stato da questo punto di vista la parte diciamo di difesa del suolo è fondamentale.

Bisogna anche dire e qui per la verità vorrei dire una mia posizione personale che continuo a dire in varie occasioni, interviste anche degli ultimi giorni bisogna anche sfatare il fatto che poi se c'è un'alluvione la colpa sia delle amministrazioni sempre dell'amministrazioni che non hanno tutelato fra queste fra l'altro c'è anche il Corpo Forestale dello Stato.

Quando si tratta di trecento millimetri d'acqua e questi sono i valori a cui stiamo arrivando sulle intensità negli ultimi venti anni quindi non negli ultimi dieci giorni o negli ultimi quindici giorni voglio ricordare che trecento millimetri d'acqua su in 1 km² sono trecento mila tonnellate d'acqua. Ora si può gestire tutto quello che volete si può fare tutte le difese possibili, ma di fronte a quantità di questo genere non c'è difesa questo bisogna dirlo. Siccome noi italiani siamo fatti non tanto per ragionare sulle misure, sui fatti, sulle quantità allora subito o è il funzionario io non devo fare la difesa d'ufficio di nessuno però insomma chi si trova poi di fronte alle delle responsabilità o che sia il bosco o che sia l'impiegato comunale o che sia il geometra della Regione ecc. pensare che proprio tutta la colpa sia loro francamente questo bisogna dirlo perché c'è sempre la caccia all'untore in questo Paese. Qui c'è una tradizione secondo me secolare di fronte a questo punto di vista a questa pioggia su in 1 km² di fronte a queste quantità certamente si possono fare tante cose ma non è in quel caso lì che succederà che non viene giù le frane che non viene giù parte del bosco che non viene allagata una città e che non esonda un corso d'acqua perché con trecentomila tonnellate d'acqua in poche ore su una superficie di 1 km² quindi pensate se poi la moltiplicate per 10 km² o per 100 km² io insomma francamente fu la ragione e anche su questo c'è polemica questo per dare un po' il quadro scusa Ciancio se entro in merito a queste cose ma di come è fatto il nostro Paese.

Con Bellucci che i fiorentini ricorderanno essendo stato un cronista della Nazione nel '96 coniamo questo termine della bomba d'acqua su cui oggi c'è la polemica. Ma questo non è un termine tecnico si capisce ho fatto il climatologo per quarant'anni lo so che non è un termine tecnico però l'effetto a quel tempo erano quattrocento millimetri a Stazzema quando successe questo nel '96 l'effetto di quattrocento millimetri in una gola stretta come quella di Stazzema sul territorio completamente scosceso è esattamente quello che avrebbe una bomba e penso che nessuno direbbe che se casca una bomba poi la colpa è del geometra del Comune. Come dire io in questo caso non rappresento un'amministrazione in questo caso rappresento l'Accademia dei Georgofili quindi mi sembra di essere *super partes* però vorrei ristabilire un po' di buonsenso in questo Paese che non vuol dire

che il territorio non sia stato gestito spesso con poca attenzione, che non si sia costruito a volte nelle golene dei fiumi che non si debba fare meglio questa non è una scusa per nessuno ma è indipendente da questi fenomeni. Su questi fenomeni ci sono solo due preoccupazioni e in questo senso devo dire anche le Regioni si sono date da fare come lo Stato cioè quella delle vite umane e questo è legato alla possibilità di previsione e di attenzione d'allarme ma anche alla formazione della popolazione perché se uno appena c'è un allarme va a salvare la macchina è la volta che rimane sott'acqua.

Quindi anche qui forse bisognerebbe fare un'opera di informazione e per quanto riguarda le cose l'unica soluzione è io vedo dalla stampa in quei giorni che assolutamente impopolare ho fatto una trasmissione qualche giorno fa alla televisione su questo tema sono stato attaccato che volevo fare l'interesse delle compagnie dell'assicurazioni ma come mai tutti gli altri paesi europei hanno l'assicurazione obbligatoria per i proprietari di edifici quando noi non ce l'abbiamo è sono stati presentati quindici progetti di legge in vent'anni.

Perché per i beni perché poi di fatto siccome poi deve pagare lo Stato comunque qualcuno deve pagare alla fine se ci fosse un'assicurazione obbligatoria con il modello spagnolo dove metà interviene lo Stato e metà intervengono i proprietari d'immobili fra l'altro avevamo fatto anche il conto l'importo medio per un proprietario di immobile è ottanta euro non è ottomila euro, sono ottanta euro, è anche vero che di qui in avanti le grandi compagnie di riassicurazione se aumenta ancora di più la frequenza di questi eventi non riassicureranno più già non assicurano oggi il singolo assicurato perché l'assicurazione per il singolo è chiaro che deve scattare quel meccanismo di mutualità che è proprio delle assicurazioni io spero che non mi succeda in futuro o magari subito non ho mai avuto un incidente in automobile ma ho pagato anche per quelli che ne hanno avuti dieci non è che mi lamento perché ritengo che l'assicurazione obbligatoria per chi guida sia una specie di dovere civico perlomeno se succede qualcosa chi ne viene toccato io credo su queste cose bisogna fare un po' di riflessioni non emotive ecco questo è un paese dove soltanto l'emotività che poi oggi con i mezzi di comunicazione che diventa un elemento che si diffonde velocemente nella popolazione è l'unico elemento di giudizio addirittura di giudizio a volte che va aldilà anche del giudizio popolare ma che va nelle aule di tribunali io penso che bisogna ragionare un po' di più in modo concreto.

Detto questo l'altro aspetto è che il mondo è cambiato e agricoltura e selvicoltura giocano nuovamente secondo noi secondo i Georgofili ma secondo anche me personalmente un ruolo fondamentale per esempio sulle materie prime perché utilizzare materie prime spesso di origine dal petrolio spesso di origine sintetica quando ci sono materie prime di origine naturale penso alle fibre tessili ma come penso al legno io ora non sono un esperto da questo punto di vista ma voglio ricordare per esempio un progetto che sta portando avanti il prof. Giannini che è lì in prima linea che riguarda i *baric* è possibile che il *baric* i vasi vinari in Italia ormai si importano solo dalla Francia?

Il progetto del prof. Giannini riguarda il castagno in toscana nei secoli passati ha fatto anche delle ricerche sulle specifiche provenienze del legno di castagno si facevano di castagno. Allora il legno è possibile che tutto il legno che si usa mi sembra ma qui ci sono gli economisti emeriti come i professori Marinelli, Casini ecc. si importa cioè è possibile che il legno non possa essere anche questo al di là delle azioni di carattere ambientale e ne abbiamo già parlato non ritorni ad essere anche un elemento di ricchezza dell'economia. Io ricordo ne parlavo prima con l'Assessore Salvadori che nel dopo guerra i cantieri forestali furono la soluzione a un momento di grande povertà e mi pare che fu Fanfani che diciamo dette un grande spazio ai cantieri forestali gran parte dei disoccupati che erano sull'aria dell'Appennino che allora era molto più popolata andavano a lavorare nei cantieri forestali tanti rimboschimenti sono figli di quel periodo e fortunatamente oggi ci sono quei boschi.

È possibile che non si rilanci una ricerca relativa al fatto che il legno è una grande risorsa da tanti punti di vista come biomassa come legno lavorato per l'edilizia come legno per la carpenteria come legno per l'arredamento.

Qui ci sono state zone penso a castagno della toscana e ancora qualcosa c'è in cui si lavorava i mobili solo in castagno che fra l'altro è un bellissimo legno per gli interni o anche per l'esterno perché resiste bene. Mi sembra che tutta questa parte dell'economia forestale ma qui lo chiedo agli esperti qui c'è il prof. Marinelli sia stata negli ultimi 50 anni come dire abbandonata con l'idea che l'economia oggi è tutta un'altra cosa si fa solo con il petrolio si fa solo importando ma importando non si dà lavoro. Noi non usciremo mai dalla crisi che ormai è da sei anni che c'è se non recuperiamo quel manifatturiero relegato all'agricoltura alla selvicoltura ovviamente anche all'industria che dà lavoro.

Questo è un Paese in cui sempre di più ci saranno solo due professioni il commesso e la guida turistica signori, queste sono le attività che ci sono in Italia il commesso e la guida turistica perché tutto il commercio di manufatti che vengano dall'estero e un po' di turismo di quantità e non di qualità basta scendere in Piazza della Signoria quindi queste le attività che aspettano i nostri giovani noi dobbiamo recuperare le produzioni, le produzioni di qualità e in questo io credo Istituzioni come l'Accademia di Scienze Forestali e anche come Georgofili su ci stiamo muovendo in questa direzione sono Istituzioni preziose perché aldilà diciamo di essere soltanto Accademie ma in questo momento storico così delicato devono tracciare delle strade e trovare anche dell'obiettivi concreti su cui lavorare. Vi ringrazio dell'attenzione, ringrazio l'Accademia per aver organizzato questo convegno internazionale così importante e spero che nel prossimo convegno qualche soluzione su queste cose si possa trovare. Grazie.

AUGUSTO MARINELLI

Vice Presidente dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali

Il Presidente Ciancio che, fra breve, introdurrà il II Congresso Internazionale di Selvicoltura mi ha invitato a portare il saluto dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali ai congressisti. Lo faccio con particolare calore anche perché, in qualità di docente di Estimo forestale e ambientale dell'Università di Firenze, conosco personalmente la maggior parte dei presenti.

Il II Congresso Internazionale di Selvicoltura si tiene a Firenze perché un po' tutti considerano la città culla delle scienze forestali e il pensiero va, immediato, alla storia di Vallombrosa, a quella delle Cascine e al Corso di Laurea in Scienze forestali dell'Università degli Studi di Firenze, unico in Italia, sino alla fine degli anni '70.

Proprio a Firenze, si è manifestato un rinnovato interesse con un accordo, recentemente sottoscritto, fra Amministrazione comunale e Corpo forestale dello Stato anche in virtù del decollo della città metropolitana che, di fatto, ha implementato l'interesse della città di Firenze per i nuovi compiti che l'Amministrazione ha assunto rispetto al territorio boscato.

Oltre al II Congresso Internazionale, in questa occasione, ricorrono i cento anni del trasferimento degli studi superiori forestali da Vallombrosa alle Cascine.

Rilevo, con piacere, che i saluti istituzionali portati in precedenza non sono formali ma di sostanza. Ho colto frasi relative all'interesse per il verde urbano, alla tutela dell'ambiente, all'uso sostenibile del suolo, alla politica unitaria per l'ambiente, il territorio, l'agricoltura e le foreste. Finalmente le istituzioni si occupano di politica complessiva del territorio, non solo a livello locale ma anche a livello nazionale e internazionale.

Le politiche forestali, infatti, debbono essere necessariamente inquadrare in politiche globali per il ruolo complessivo delle foreste negli equilibri planetari. Il mondo scientifico è pronto ad accompagnare le istituzioni per sostenere nuove politiche per il territorio e per l'ambiente e, in particolare, per le foreste.

Mi piace ricordare che, qualche giorno fa in un ristorante della provincia fiorentina, parlando di calamità naturali recenti, la cameriera ha detto che: "Ma se qui non si va a coltivare i boschi in montagna come si fa a lamentarci?". Questa affermazione mi induce a pensare che, ormai, anche i singoli cittadini abbiano maturato una coscienza forestale e un'idea del ruolo centrale del bosco nella gestione del territorio.

L'Accademia Italiana di Scienze Forestali ha promosso questo congresso non solo perché il tema rappresenta una delle proprie missioni ma anche per accompagnare la Regione Toscana verso EXPO2015.

Il tema di EXPO chiama direttamente in causa le foreste e l'uso complesso delle stesse negli equilibri planetari. Anche qui mi piace ricordare come il Brasile abbia realizzato un grande sviluppo negli allevamenti zootecnici distruggendo grandi superfici della foresta amazzonica.

La questione forestale è, quindi, rilevantissima nella prospettiva di "Nutrire il pianeta" e l'Accademia auspica, fin d'ora, che al termine del congresso si possano concretizzare alcune, anche poche, idee innovative da sottoporre all'attenzione degli estensori della Carta di Milano.

A margine di questo saluto desidero ricordare alcuni elementi di due recenti ricerche che ho svolto con i colleghi del mio Dipartimento. Una è relativa al sistema foresta - legno in Toscana e l'altra sul valore economico totale dei boschi toscani.

Sul primo tema siamo ritornati, a distanza di dieci anni. Avevamo lasciato un sistema industriale fondato sul legno, fortemente sviluppato e legato anche alle risorse locali. Oggi abbiamo rilevato un sistema foresta - legno pressoché scomparso. Non esiste più la struttura classica delle utilizzazioni legate alle segherie locali, ai mobilifici e ad altri tipi di trasformazione del legno. Sono cambiati i gusti dei consumatori ed è cambiato il mercato del legno e l'interesse per determinate specie legnose.

Al sistema foresta-legno del passato, in ragione del mutato comportamento dei consumatori, si è sostituita la grande distribuzione organizzata che ha anche utilizzato materie prime diverse dal legno.

Ancora una volta mi piace portare un esempio. Solo venti, trenta anni fa abbiamo sostenuto studi, ricerche e politiche per la diffusione delle cosiddette "latifoglie nobili" con la certezza di realizzare investimenti economicamente validi. Ebbene, anche in questo caso, la domanda è crollata.

Per il secondo argomento, pur "forzando" metodologicamente lo studio per aver sommato valori di natura diversa, abbiamo rilevato che il valore economico totale (VET) è costituito per il 37% dal valore turistico ricreativo, per il 10% da servizi idro-potabili, per il 10% dalla mitigazione del clima e solo per il 4% dal valore di mercato del legname ricavabile. Il quadro, appena espresso, richiede di essere affrontato rapidamente con un forte impegno scientifico e politico.

Con questi risultati, non necessariamente generalizzabili, è richiesto un cambiamento radicale nelle tecniche selvicolturali. La selvicoltura sistemica, fortemente sostenuta dalla scuola fiorentina, ha senso rispetto a una situazione come quella descritta ma, se ci volessimo riferire ad altri paesi o ad altre regioni, probabilmente troveremmo situazioni diverse e diverse attese, da parte delle collettività per cui avremmo bisogno di una selvicoltura diversa perché differenti sono di obiettivi. Possiamo, quindi, affermare che la selvicoltura è legata ai modelli di sviluppo economico ed è connessa all'avanzamento economico di ogni singolo paese.

Com'è noto il 51% della massa legnosa utilizzata nel mondo è destinato a legna da ardere, il 41% per uso industriale. Nell'America del nord il 90% è legname da opera mentre il 10% è legname da ardere. In Africa le

percentuali sono completamente invertite. In Africa il trend di legname da opera è crescente mentre nell'America del nord tende a decrescere perché, in quest'ultimo caso, i prodotti legnosi vengono sempre più sostituiti con altri prodotti.

Inoltre, nei paesi a economia avanzata, l'uso della carta e della pasta di cellulosa, diminuisce costantemente in rapporto alla diffusione, sempre più crescente, dell'uso dell'informazione attraverso strumenti informatici. Ciò ci induce ad affermare che anche gli avanzamenti scientifici e tecnologici possono influenzare la selvicoltura.

In conclusione quella forestale non è una questione solamente tecnica bensì una questione assai complessa, legata ai modelli di sviluppo economico, all'avanzamento delle conoscenze e delle tecnologie, alla sua multifunzionalità e alla sua sostenibilità. Multifunzionalità, complessità e sostenibilità sono i temi della selvicoltura del futuro. Anzi di oggi.

L'Accademia Italiana di Scienze Forestali, da questo congresso, aspetta risposte scientifiche su questi tre termini sapendo che ci possono essere tante selvicolture quanti sono i diversi livelli di sviluppo economico nei vari paesi. Se riusciremo, alla fine di questo congresso, a enucleare due o tre idee nuove da coniugare con i temi di EXPO2015 potremo dire di aver offerto un contributo ricco di provocazioni e contenuti.

EDUARDO MANSUR

Director, Forest Assessment, Management and Conservation, Forestry Department, FAO

GLOBAL BIOECONOMY AND THE WORLD FOREST RESOURCES*

Outline

- Global challenges and the future we want
- Forest resources and their intersectoral relations
- Forests and forestry in the bioeconomy

The world in 2050

After Rio+20, FAO is working on setting by publishing the report *The future we want*.

The world in 2050 will be characterized:

- From 7 to 9.1 billion people (followed by slower population growth, older societies, increased urbanization, and migrations)
- Food production to increase 60-70% to meet demands
- Increased pressure on natural resources (water, land, biodiversity)
- Climate change and extreme climate events
- Diverse energy sources
- Increased demand for governance, transparency and participation

This trend is common to all society.

Basically Rio identified three main challenges for us in this 2050 horizon : Food, Energy, Climate change.

To address these challenges there is diverse way:

I. Integrated approaches for NRM:

- landscape restoration
- territorial planning
- disaster risk reduction

II. Land and forest tenure

- Regularization of the land and forest tenure
- Access to land for local stakeholders
- Protecting the rights of Indigenous Peoples

III. Responses to Climate change

Arrive to a global climate change agreement in 2015, considering:

- Contribution of forests (REDD+, others)
- Reduction of energy consumption
- Promoting the use of renewable and clean energy
- Substitution for less energy intensive construction materials (e.g. wood and bamboo instead of concrete, iron)

IV. Sustainable energy production

V. Food security and poverty reduction

- Increase production until 2050 in around 70%
- Reduce food loses (currently 30% of the production)
- Change food and nutrition habits
- Address limited water and productive soil issues.



*Relazione estratta dalla presentazione power point.

VI. Urbanization planning

- Address rural migration to cities
- Improve the feasibility for rural investment (including SMEs).
- Improve public services for foresters and farmers (extension services, credit, support for association, etc.).

FAO is trying to address these challenges through three main goals:

- Eradicate hunger, food insecurity and malnutrition
- Eliminate poverty and promote socio-economic progress
- Sustainably manage natural resources.



FAO acts in an integrated way through its different department, by identifying Strategic Objectives 2014-2017 that are intersectorial:

1. Contribute to eradication of hunger, food insecurity and malnutrition
2. Increase and improve the provision of goods and services from agriculture, forestry and fisheries in a sustainable manner
3. Reduce rural poverty
4. Value chains: enable more inclusive rural systems at local, national and international levels
5. Increase the resilience of livelihoods to threats and crisis.

Forest are not specifically included because they are intersectorial and fundamental in an integrated approach.

The world's forests

Forests cover 31% of total land area. In the tropics they represent about 1.6 billion ha (or 40.5%). 36 percent of the forest area is composed by primary forests with no visible indications of human activities and where ecological processes are not significantly disturbed. Planted forests which are predominantly composed of trees established through planting or deliberate seeding represent 7% of the total forest area. The remaining 57% of the forest area is composed of naturally regenerating forests showing some signs of human activities. The trend in deforestation and forest loss is: 1990-2000: 16 million ha/year, 2000-2010: 13 million ha/year. There are some regional trends with significant loss in Africa and in South America and significant gains in Asia and in Europe. The net change in forest areas (gain-loss) from 1990 to 2000 is -8.3 million ha/year and from 2000 to 2010 is -5.2 million ha/year.

The planted forests in the global context

- 1) Primary function: Prevalence of commercial, productive plantations, however, China, e.g. has significant protective areas to combat desertification
- 2) Potential roundwood supply: In many developing countries large, medium and small-scale industries are based on planted forests supply (e.g. Brazil, Chile, Uruguay, China, Thailand, Vietnam)
- 3) Carbon: Planted forests sequester about 1.5 gigatons of carbon per year, which is in parity with estimated losses from deforestation. Additionally an estimated 0.5 gigatons of carbon is stored long-term in forest products from planted forests every year.

Forests and biological diversity

Conservation of biological diversity: 12% of the world's forests

Increase since 1990: >95 million ha

Forests in protected areas: 13%

Increase since 1990: >94 million ha



Forests and carbon

In terms of carbon emission, various studies estimated that emissions related to forests (mainly fires, deforestation and forest degradation), accounted for ~17% of global greenhouse gas emissions. As such, the inclusion of reducing emissions from deforestation and forest degradation was considered essential to achieve the objectives of the UNFCCC.



Forest health and vitality

Damage by fire: 1%, but underreported

Damage by insects: 35 million ha/year

Socio-economic aspects

Wood: US\$ 100 billion/year

NWFPs: US\$ 18.5 billion/year - but difficult to quantify

Employment: 10 million – many more are dependent upon forests

Forest laws and policies

Laws: 156 countries, 69 updated since 2005

Policies: 143 countries, 76 updated since 2000

Management, conservation and use

Other/Unknown function: 16%/7%

Production: 30%

Protection of soil and water: 8%

Conservation of biodiversity: 12%

Recreation and education: 4%

Multiple use: 24%



Sustainability: a forestry heritage

“A dynamic and evolving concept [that] aims to maintain and enhance the economic, social and environmental values of all types of forests, for the benefit of present and future generations”.

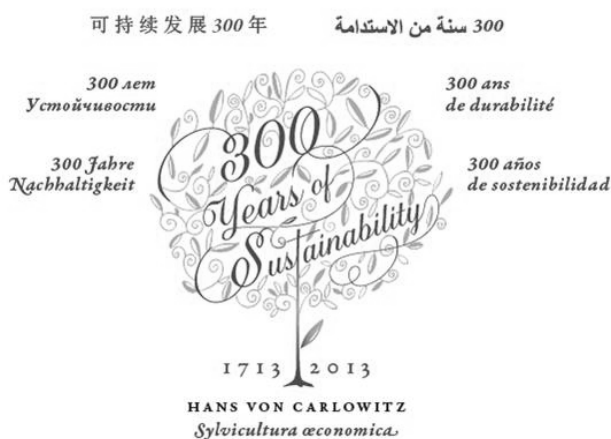
First natural resource sector to apply it vertically (resources sustainability) and horizontally (social sustainability).

Concept widely known, but just about 19% of production forests sustainably managed (certification proxy).

- There is ample evidence that SFM is possible and feasible in different forest types and under different tenure conditions, generating social, economic and ecological benefits. This is the best way to guarantee that forest lands remain covered by forests, and hopefully expand.

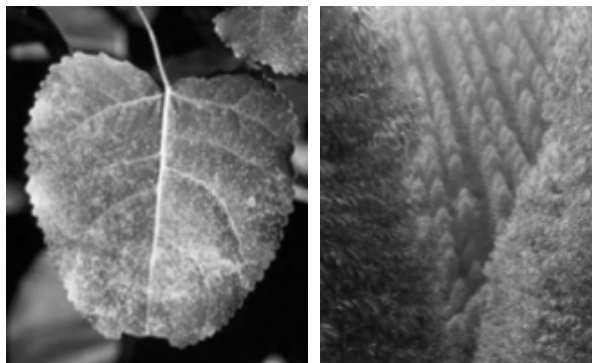
- SFM is particularly important for local communities and Indigenous people, the first and most vulnerable groups affected by forest loss and climate change, as their livelihoods depend on healthy, well managed forests, and the establishment of fair production and supply chains.

- The term SFM is adopted and defined by the UN General Assembly, but has been misunderstood during the last years under the REDD+ debate. The obvious links between SFM and REDD+ are still not very clear for many people in different stakeholders groups. This must be addressed.



In the main section of this report, results are presented according to the seven thematic elements of sustainable forest management:

- extent of forest resources;
- forest biological diversity;
- forest health and vitality;
- productive functions of forest resources;
- protective functions of forest resources;
- socio-economic functions of forests;
- legal, policy and institutional framework (for the first time).



SFM at different levels

- AT global level: NLBI global objectives on forests
- At national level: national development policies
- At sub-national and landscape levels: territorial planning and integrated rural development
- At the FMU level: continuing supply of forest goods and services

NLBI global objectives on forests:

- 1- Reverse the loss of forest cover worldwide through SFM, including protection, restoration, afforestation and reforestation, and increase efforts to prevent forest degradation
- 2- Enhance forest-based economic, social and environmental benefits, including by improving the livelihoods of forest-dependent people
- 3- Increase significantly the area of protected forests worldwide and other areas of sustainably managed forests, as well as the proportion of forest products from sustainably managed forests
- 4- Reverse the decline in official development assistance for sustainable forest management and mobilize significantly increased, new and additional financial resources from all sources for the implementation of sustainable forest management.

Implementing SFM

- While there is renewed international recognition of Sustainable Forest Management (SFM) and it is seen as an important component of sustainable development, its progress is still slow.

SFM IMPLEMENTATION REMAINS A CHALLENGE – due to both internal and external drivers. WHY?

- SFM needs to be addressed at different levels/scales – global, national, subnational, landscape and forest management unit (FMU).
- SFM is driven by multiple objectives and/or demands as well as multiple factors - economic, social and environmental.
- SFM implementation is often limited by weak governance (land tenure, people's participation and rights, illegal activities....) and limited capacities.
- SFM implementation is often compromised by other land uses and sectors e.g. agriculture, mining, infrastructure, energy....



Instruments for SFM

- Policy and Legal
 - NLBI, MEA, NFPs, FLEGT (VPA, EUTR, Lacey Act)
- Economic
 - Investments, incentives, taxation
- Institutional
 - Governance, transparency, decentralization
- Technical
 - Guidelines, tools, best practices, territorial planning
- SocialGender sensitive, Participatory mechanisms
- Environmental
 - ecosystem approach



New era of forest monitoring

- Transparent, reliable and regularly updated data
- for domestic decision making
- for demonstrating compliance with international agreements
- Forest monitoring: beyond the traditional physical data to include socio-economic aspects
- FAO is supporting over 50 countries in setting up national forest monitoring systems
- FAO is the only UN source for global forest data validated by countries - FRA

“Cool tools”

Two examples of M&A tools developed by FAO Forestry department

1. OPENFORIS Initiative

Set of open source tools to collect, analyze and disseminate forest resource information.

- Collect - for field data collection and visual interpretation of satellite imagery
- Calc - for easy analysis of the results
- Geospatial Toolkit - for analysis of Remote Sensing data
- Arena - for dissemination of the results.

2. GlobAllomeTree

International web platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon stock assessment

- Allometric equation database - access to tree allometric equations from all over the world
- Manuals and tutorials, and scientific literature.
- Fantallometrik Software - to compare tree allometric equations



Bioeconomy: opportunities and challenges

- The goods and services that are produced by the world's fisheries, forests, and breadbaskets: the world's economic natural capital (EcoCommerce 101).
- *All economic activity derived from scientific and research activity focused on biotechnology (Wikipedia)*
- The production of renewable biological resources and their conversion into food, feed, bio-based products and bioenergy via innovative and efficient technologies provided by industrial biotechnology (Efib)
- Others...

Drivers of Global Demand

- Demographic changes: The world population has risen from 2.9 billion in 1960 to 7 billion in 2012.
- Continued economic growth, particularly in Asia: Global GDP increased from about USD 16 trillion in 1970 to USD 47 trillion in 2005.
- Energy policies: The use of wood as a renewable source of energy.
- “Wood is Good” campaigns: Worldwide promotion of wood as environmentally friendly material with a favourable energy balance

The challenge: Sound management & Conservation

Nowadays protected areas represent less than 15% of the world's forests. In the next decades, even if the areas under protection would increase significantly, it is very unlikely that they will reach more than 30% of the world's forests. And not all protected areas are effectively protected and managed.

Hence the challenge is to improve the quality of existing and upcoming protected areas, and also (mainly) to maintain an area of about 70 to 80 % of the world's forests as forests, under some degree of control, sound management and conservation.

The challenge: forests as a worthy landuse Attribute value to forests

guarantying C stocking

generating socio-economic benefits

protecting biodiversity, landscapes and ecosystems



Challenges

- Continued deforestation, forest degradation and biodiversity losses
- Weak governance of forest sector
- High levels of poverty in forested areas
- Low visibility of forestry in development strategies
- Inadequate information availability
- Increasing land use competition and insecure resource tenure by local people
- Profitability of forest management

In conclusion, there are still a number of challenges for sustainable forest management from the global perspective:

Despite some encouraging trends, deforestation continues in many parts of the world and so does the degradation of forests and the associated losses of biodiversity.

Overall, governance of the forest sector is weak in many countries and this is often related to political instability, weak institutions and a culture of corruption.

Many of the poorest people live in forested areas and often they do not have access rights to use and manage forest resources, which could help them to become less poor.

Forestry is most often not included in national development strategies such as the poverty reduction or food security strategies even though forests and trees have a lot to contribute.

This is related to poor information availability on the role forests could play in such strategies. Globally, there is little data available on the contribution of forests to livelihoods.

There is increased competition for land for agriculture and biofuel production, combined with weak or non-existent land-use policies and perverse incentives. This is particularly detrimental for poor rural people who do not have secure rights or tenure of land and natural resources including forests.

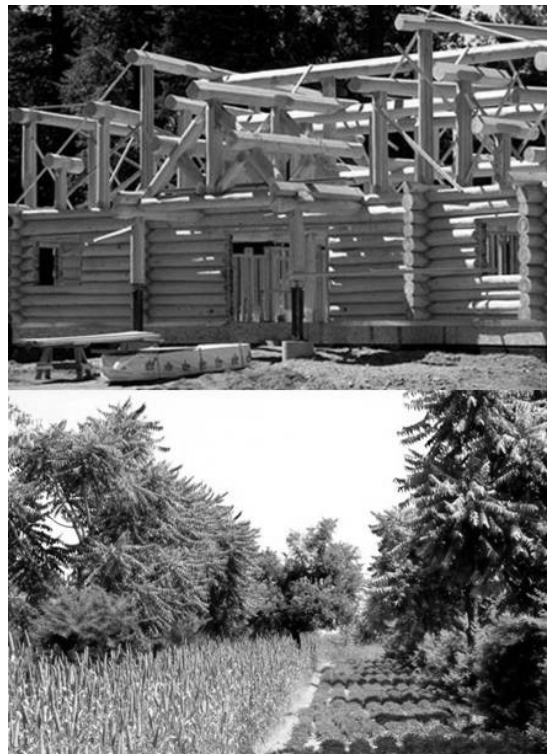
And related to all of this is that the management of natural forests is not considered a profitable option in comparison with, for example, crop production, which can provide regular income while forests can only be harvested after many years.

Opportunities

- Green economy
- REDD+
- Forest restoration
- Regional agreements
- Review of international arrangement on forests in 2015

However, there are also many opportunities: The Rio+20 conference called for a transition to a greener economy, which is low carbon, resource efficient and socially inclusive. Well managed forests and forest-based industries have a great potential to contribute to a greener economy. For example:

- Wood energy is considered climate neutral when it is harvested from sustainably managed forests and is burned using appropriate technologies to minimize emissions
- forests provide important ecosystem services which need to be recognized and valued
- Forests are the source of economic activities that benefit local employment and contribute to livelihoods and wellbeing in remote rural areas
- Wood: Reusable, recyclable, versatile, biodegradable, stores carbon.



Reducing emissions from deforestation and forest degradation or REDD+ has brought forests to center of attention. It provides a unique funding opportunity for SFM. As more and more countries get involved in preparing for REDD+ there is an increased recognition of the importance of environmental and social safeguards as well as of good governance.

There are many opportunities for the restoration of already degraded forests. In 2011, A core commitment to restore 150 million hectares of lost forests and degraded lands worldwide by 2020 was launched at a ministerial conference in Bonn . Forest landscape restoration can be seen as offering the world a highly cost effective way to combat climate change, create new jobs and contribute to rural development and livelihoods.

And in the international forestry arena, Europe is spearheading the development of a legally binding agreement on forests. If it is successful (and i am confident it will be), this will give impetus to the review of the international arrangement on forests, which will take place at the 11th session of the UNFF in 2015.

Eight topics that may require knowledge revolution

- 1.Active research cooperation between academia and users: companies, government, local communities, indigenous groups
- 2.Setting and following real priorities – not fringe topics.
- 3.Making good forest practice more profitable than poor practice;
- 4.Solving social conflict issues – not just describing the problems
- 5.Promoting good governance and combating illegal logging and illegal trade of forest products
- 6.Creating investor-friendly business environments in a socially positive context
- 7.Making use of the digital revolution
- 8.Delivering the message to a wider audience

Communication is the missing link

- People are every time more urban, loosing rural roots
- Forests are seen as a tertiary element (green lungs, oasis),
- Forestry operations, especially in the tropics, are misunderstood and sometimes considered an ecological crime
- Science and knowledge are the only basis to stop misunderstandings and misinformation)
- Tools for communication must be modernized (social networks, celebrations, positive view of forests and forestry, etc).



Forests help address: climate change, renewable energy sources, food security and nutrition, disaster risk reduction, poverty reduction, local and indigenous values, biodiversity conservation, landscape restoration, water supply, recreation and public health and others.

But we have to put Forestry “outside the box” and insert forestry in a wider context.

Introduzione al Congresso

ORAZIO CIANCIO

Presidente dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali

PROGETTARE IL FUTURO PER IL SETTORE FORESTALE LA SILVOSISTEMICA: CONOSCERE PER OPERARE

Una diversa epoca esige modi di comportamenti diversi. Dopo aver analizzato il contesto di riferimento in cui fu organizzato il primo Congresso Internazionale di Selvicoltura, il lavoro evidenzia la necessità di un cambiamento culturale nel pensiero forestale e nella ricerca.

Nella seconda parte della relazione, si sottolinea l'opportunità di adottare una visione sistemica e di riconoscere i diritti del bosco, e si presenta la *Silvosistemica* come progetto per il futuro del settore forestale.

Parole chiave: rivoluzione scientifica, visione sistemica, diritti del bosco, selvicoltura sistemica, Silvosistemica.

Keywords: scientific revolution, systemic view, rights of the forest, systemic silviculture, Silvosistemica.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-oc-pro>

1. *Alia aetas alios mores postulat*

Una diversa epoca esige modi di comportamenti diversi. Il primo Congresso Internazionale di selvicoltura si svolse a Roma dal 29 maggio al 5 Giugno del 1926. Sono passati 88 anni. In campo scientifico, tecnologico e tecnico molte cose sono cambiate.

I problemi posti in quel Congresso si basavano principalmente su problemi tecnici. Affrontati e risolti in modo diverso nelle varie realtà del mondo. Tra i tanti problemi emersi, un cambiamento tecnico scientifico, sul quale vi fu un ampio dibattito, fu proposto da HENRY BOLLLEY (1858-1939). Si trattava del cosiddetto *metodo del controllo* al quale si opposero ROBERT HICKEL (1861-1935), AMERIGO HOFMANN (1875-1945) e GIUSEPPE DI TELLA (1876-1942).

Tutto ciò non impedì a HENRY BOLLLEY di applicare con rigore nella foresta di Couvet nel Canton de Neuchâtel *le jardinage cultural* e *la méthode du contrôle*. Foresta di Couvet che poi è divenuta – guarda caso! – la meta da visitare da parte dei sostenitori del metodo del controllo e, come scrive BOURGENOT (1975), la «Mecca della disetaneità». Non c'è da meravigliarsi. I cambiamenti nel settore forestale avvengono con i tempi forestali: lunghi; a volte, molto lunghi. Ma, invero, ciò avviene in quasi tutti i campi delle scienze.

Il primo Congresso si svolse, dunque, nel secolo in cui la conoscenza si basava sulle *scienze delle leggi – nomotetiche* –, per lo più acquisite per via sperimentale, ovvero con il metodo di galileiana memoria. Un secolo nel quale non si considerava scientifico tutto ciò che non era coerente con le suddette linee concettuali e metodologiche. Ovvero, con quanto non era *reversibile, semplice, immutabile, prevedibile, ripetibile*.

ALAN TURING (1912-1954) ancora non aveva esposto la teoria dell'Intelligenza Artificiale (IA) e quella della scienza informatica. Non c'erano i computer che tanto progresso hanno permesso in campo conoscitivo, scientifico e tecnologico. La tecnologia, quella a cui si fa riferimento oggi, era nella mente di pochissimi scienziati che si impegnavano in ricerche assolutamente nuove e altamente complesse. A quel tempo ancora non si intravedeva quella che poi dagli epistemologi evoluzionisti è stata definita «la sfida della complessità».

Negli anni trenta del Novecento nelle scienze fisiche si determinò un cambiamento che si può definire eccezionale e, appunto perciò, straordinariamente importante. Dalla maggior parte dei fisici fu accettata la teoria della meccanica quantistica, disattendendo quanto sostenuto da ALBERT EINSTEIN (1879-1955) che sintetizzò la sua contrapposizione alla nuova teoria con il famoso aforisma «Dio non gioca a dadi con l'Universo!».

Questo fondamentale cambiamento fu affrontato e risolto dalla Scuola di Copenaghen e Göttingen con NIELS BOHR (1885-1962), WERNER HEISENBERG (1901-1976) e MAX BORN (1882-1970). Cambiamento che suscitò non pochi contrasti. Ma le rivoluzioni scientifiche – così come intese da THOMAS KUHN (1922-1996) nel famoso libro (1962) *The Structure of Scientific Revolutions* –, comportano controversie che terminano solo quando sulle idee nuove proposte dal singolo scienziato c'è l'accettazione della comunità scientifica o almeno di una larga parte di essa.

Negli anni settanta del secolo scorso le *scienze dei processi* – evolutive o storiche – si contrapposero alle *scienze delle leggi* con le corrispondenti categorie concettuali *irreversibile, complesso, mutevole, imprevedibile, irripetibile*. Le categorie contrapposte tra le due concezioni delle scienze sono riportate anche se in modo semplificato e indicativo in Tabella 1.

Se si esaminano le due linee che identificano i diversi gruppi di scienze, ovviamente espone in modo sintetico e non esaustivo, i termini del contrasto appaiono in modo chiaro e in tutta evidenza. Le nuove teorie e idee sono state considerate e, spesso lo sono ancora, non-scientifiche o tutt'al più al limite della scientificità.

Si fa rilevare però che negli ultimi lustri i più accreditati ricercatori che si occupano delle scienze della vita si sono orientati verso l'accettazione di questa nuova metodologia. Se è possibile esporre la questione in modo molto semplice si può affermare che nella programmazione delle indagini sulla natura, nelle *scienze delle leggi* come metodo di ricerca domina il principio del riduzionismo, del determinismo, del meccanicismo – in breve, della meccanica newtoniana –, mentre nelle *scienze dei processi* si prende in considerazione l'olismo, l'organicismo, il pensiero sistemico.

Tabella 1. Linee concettuali contrapposte tra scienze delle leggi – nomotetiche – e scienze dei processi – evolutive o storiche.

PROPRIETÀ DELLE SCIENZE DELLE LEGGI		PROPRIETÀ DELLE SCIENZE DEI PROCESSI	
1	Ordine		Disordine
2	Semplice		Complesso
3	Ripetibile		Irripetibile
4	Immutabile		Mutevole
5	Prevedibile		Imprevedibile
6	Reversibile (Paradigma lineare)		Irreversibile (Paradigma non lineare)
7	Proposizioni tautologiche		Proposizioni originali
8	Non si prevedono cambiamenti		Cambiamenti imponderabili
9	Schemi di sistemi abiotici		Schemi di sistemi biotici
10	Regolarità		Caoticità
11	Riduzionismo,		Olismo
12	Meccanicismo		Aleatorietà
13	Determinismo		Indeterminismo
14	Causa-effetto		Casualità
15	Massimizzazione del profitto		Stima dell'impatto ambientale, sociale
16	Orientamenti attuali		Orientamenti innovativi
17	Valore di mercato		Valore sociale
18	Previsioni quantitative		Ipotesi qualitative

2. La Silvosistemica per progettare il futuro del settore forestale

Con la descrizione della disciplina *Silvosistemica* mi propongo di esporre un «progetto per il futuro del settore forestale». Il tentativo si basa su un principio: ri-conoscere, dal punto di vista scientifico e culturale, il bosco. Entità la cui definizione comporta una

innovazione concettuale e metodologica. “*Il bosco è un insieme unificato nella rete di rapporti fra il complesso degli organismi vegetali e animali e il complesso dei fattori fisici, ovvero un sistema biologico altamente complesso*”. In breve, un sistema a cui è strettamente connessa la nozione di *complessità*.

Nell'attività operativa, però, le nozioni di sistema e di complessità molto spesso non sono tenute nella dovuta considerazione e vengono disattese. Chi le propone, come principi fondanti delle discipline che caratterizzano le scienze forestali, quasi sempre avverte una sensazione di incomprensione e la prefigurazione di presumibili controversie. Ciò è consequenziale alla radicata convinzione tra i ricercatori e gli operatori del settore forestale che tali nozioni non appartengono alle conoscenze acquisite con le *scienze delle leggi*, caratterizzate dalla formulazione di leggi universali della natura che, appunto perché tali, dovrebbero essere in grado di fornire esatte previsioni.

In campo scientifico le idee innovative sono sottoposte a svariati confronti dialettici. È sempre successo e sempre succederà. Ma non è questo il problema. La forte contrarietà emerge quando si separa la tecnica dalla scienza. Questa disgiunzione a molti forestali appare incomprensibile. Sembra quasi si voglia annullare la validità delle tecniche normalmente adottate.

Un secondo principio è connesso alla presa di coscienza del passaggio da una conoscenza settoriale alla conoscenza. Il che non è il riconoscimento di un insieme di tecniche idonee a risolvere determinati problemi, ma la *ri-scoperta* delle *scienze dei processi* che sono in grado di fornire ricostruzioni ipotetiche di una successione di eventi all'interno di un contesto non più modificabile. Ri-scoperta che tocca non solo la sfera intellettuale ma anche quella etica alla quale attiene il concetto di responsabilità verso tutte le forme biotiche e abiotiche della natura.

Questo tentativo comporta un passaggio del paradigma con il quale si tenta di studiare e comprendere la realtà forestale attraverso le categorie *ordine/disordine*, *semplice/complesso*. Il meccanicismo e il determinismo che caratterizzano la scienza forestale, così come concepita attualmente, portano ineluttabilmente a una forma di antropocentrismo, basato sul *criterio di sostenibilità molto debole*, cioè nella errata convinzione che la scienza e la tecnologia possano sopperire ai guasti che inevitabilmente l'uomo provoca nel *sistema biologico complesso bosco*.

Le *scienze dei processi* non prevedono le categorie *ordine* e *semplice* e mettono come punto fondamentale e prioritario della ricerca e della investigazione della realtà forestale le contrapposte categorie *disordine* e *complesso*. Lo studio della natura pone interrogativi ai quali è possibile rispondere solo con l'identificazione della grande diversità naturale. Pensare di modificare più o meno radicalmente questa diversità rappresenta una eresia concettuale improponibile e inaccettabile.

Epperò, la storia del pensiero e della scienza forestale indica in modo inequivocabile che questa è stata la strada costantemente percorsa. E, purtroppo, si continua in tal senso nella convinzione della validità dell'innaturale percorso.

Sui modi risolutivi di questo contrasto si evolve la ricerca forestale. Guardare al passato e restare immobili, quando i cambiamenti ecologici, scientifici, culturali, etici, sociali e politici si manifestano a ritmi imprevedibili e incredibilmente veloci, significherebbe da un lato oltraggiare la natura e dall'altro danneggiare non solo le generazioni presenti ma anche e soprattutto quelle future.

Occorre anche dire che la coscienza collettiva dei forestali non ha ancora accettato la nuova *Weltanschauung* che prevede una nuova, diversa metodologia di ricerca. Ciò ha originato roventi polemiche tra i sostenitori dei principi che attengono alla scienza sperimentale e i propugnatori delle categorie concettuali di questa nuova visione. Ma questo è un fatto positivo. Il confronto è sempre utile. Una mia massima afferma «*Il dissenso produce sapere e il sapere moltiplica il non sapere*».

Il cambiamento dello statuto epistemologico della ricerca scientifica in ambito forestale mi ha portato a esporre alcune idee tese a perseguire una progettualità scientifica e tecnica in grado di acquisire una nuova visione del sistema biologico complesso bosco.

3. Visione sistemica e diritti del bosco

In questi ultimi anni, c'è stato un profondo mutamento nei settori più avanzati della società. Le nuove conoscenze in campo scientifico – segnatamente nel campo delle varie forme dell'ecologia: *filosofica, scientifica, tecnologica, culturale, etica* – e la consapevolezza dei limiti di uno sviluppo che non teneva conto della necessità di tutelare e rispettare l'ambiente, hanno permesso di instaurare un diverso rapporto fra uomo e natura e, di conseguenza, tra uomo e bosco.

Ormai, è universalmente riconosciuto e accettato che c'è, come sostiene HAZEL HENDERSON (1999), tutta una serie di sistemi annidati l'uno dentro l'altro, in cui tutti noi siamo racchiusi. Il che comporta una nuova visione: la *visione sistemica*. Una visione che permette di percepire l'importanza e il significato della complessità e delle connessioni tra il mondo naturale e il mondo umano. Si afferma la *teoria dei sistemi*. Prende forma la *visione olistica*. Ebbene, anche se qui non ci si riferisce all'olismo convenzionale, si fa notare che la complessità comporta il principio di incompletezza e incertezza che si riscontra nei processi investigativi dei sistemi viventi.

La rilettura dell'attività forestale nel XX secolo e il progresso conoscitivo conseguito nel campo delle scienze forestali e ambientali hanno determinato un mutamento nelle modalità concettuali di approccio al bosco. La base di riflessione è quella relativa alla concezione della conoscenza, cioè all'epistemologia, e a quella dei valori, ovvero all'assiologia.

Molti non attribuiscono al bosco «valore in sé». Altri, invece, ritengono che se il bosco ha titolo a esistere, allora, come da qualche tempo hanno evidenziato alcuni filosofi e taluni accademici forestali, il problema dei diritti è inevitabile. Al più si potrà discutere sulla priorità e sui limiti da assegnare ad alcuni diritti rispetto ad altri.

L'analisi critica del *pensiero sistemico* conduce alla implicita conclusione dell'opportunità di considerare il bosco non più *oggetto* ma *soggetto di diritti* e, di conseguenza, di questo si deve tener conto. Stando e volendo restare *au dessus de la mêlée*, pur sapendo di correre il rischio di essere considerato eretico e, conseguentemente, di essere scomunicato – ma a tutto ciò consapevolmente non mi sottraggo –, svolgerò un tentativo con l'intendimento di fornire una spiegazione plausibile.

Negli ultimi anni nei confronti del bosco molto è cambiato: siamo di fronte a questioni che attengono all'operare quotidiano e al dovere, come insegna la natura nelle sue varie espressioni, di rispettare il bosco: un sistema vivente che ha valore in sé, al quale, proprio per questo, vanno attribuiti quei diritti che si riconoscono alle comunità biotiche. I *diritti del bosco*, appunto.

4. La definizione della «terza via»: la Silvosistemica

La selvicoltura teorizzata e praticata nei secoli XIX e XX si è sviluppata secondo i canoni della *Selvicoltura Classica*¹ nelle sue varie espressioni. L'obiettivo era ed è quello di conseguire nel più breve tempo possibile il massimo reddito con il minimo dispendio di energia, lavoro e capitali. Principio portato avanti dai sostenitori dell'*antropocentrismo*. A cui negli ultimi decenni del XX secolo è stato contrapposto l'*ecocentrismo*, fondamentalmente identificato con l'ecosofia e l'ecologia profonda di ARNE NAESS (1912-2009).

I sostenitori dell'antropocentrismo considerano il bosco un bene strumentale. Ovvero, una entità che svolge funzioni in relazione ai voleri e agli interessi dell'uomo. I propugnatori dell'ecocentrismo ritengono, invece, che il bosco sia una entità che deve essere salvaguardata indipendentemente dal soddisfacimento delle esigenze umane.

¹ La definizione di *Selvicoltura Classica* indica le varie forme di selvicoltura che sono state applicate via via nel tempo: selvicoltura finanziaria, selvicoltura su basi ecologiche, selvicoltura vicino alla natura, selvicoltura naturalistica nelle sue varie espressioni.

Alla fine del XX secolo, da questa contrapposizione è maturata l'idea di immaginare un *tertium quid* che dai due diversi orientamenti di pensiero – antropocentrismo ed ecocentrismo – potesse generare un sistema innovatore, in grado di conciliarli e armonizzarli allo scopo di definire – per esprimersi secondo un'attuale forma terminologica – una *terza via* (CIANCIO, 1981; 2011).

La *terza via* non si pone né dalla parte estrema di Scilla che in campo scientifico richiede l'oggettivazione di risultati prevedibili, né dalla parte estrema di Cariddi espressione di un solipsismo che nega le relazioni con le altre realtà del mondo forestale. A mio avviso i ricercatori devono navigare per trovare la rotta che consenta di riconoscere gli avvenimenti dell'una o dell'altra parte.

La conoscenza e l'inventiva umana, espressione della *mente* e dell'*intelletto*, divengono *esperienza* prodotta dalla natura e, al tempo stesso, capacità di controllo di accadimenti naturali, e di dominio e direzione di quelli provocati. Il concetto espresso da JOHN DEWEY (1859-1952) «[...] l'uomo nella natura è l'uomo soggetto alla natura, la natura nell'uomo, riconosciuta e usata, è intelligenza ed arte», dovrebbe consentire una «mutazione» culturale e il rinnovamento del pensiero forestale.

Tale ipotesi presuppone l'interdipendenza tra azione dell'uomo e reazione della fitocenosi come sintesi e risultante di un reciproco adattamento che, in quanto tale, diviene elemento naturale di interesse generale, assume valore di universalità, e costituisce la base di partenza per l'identificazione e lo sviluppo della cosiddetta *terza via*.

Fino agli anni settanta del Novecento nel bosco si è operato secondo una concezione tecnocentrica di sfruttamento. Lo si è già osservato, il meccanicismo newtoniano ha contrassegnato la ricerca forestale. Una semplificazione che in termini epistemologici si rifà alla concezione del dualismo cartesiano fra «*res cogitans*» e «*res extensa*», cioè alla netta separazione tra il mondo e l'Io, ovvero fra materia e spirito. Una cultura che ha dominato e continua a dominare. È un fatto. A distanza di oltre tre secoli, malgrado il progresso scientifico e tecnologico, in campo forestale tale concezione raccoglie ancora molti consensi.

Il superamento delle due posizioni coincide con la definizione paradigmatica della cosiddetta *terza via* che si basa sulla teoria dei sistemi, del caos e della complessità. Nella fattispecie con la *Silvosistemica*. Una disciplina che mira alla conservazione delle risorse e all'uso di una tecnologia appropriata per la corretta interazione con la natura. Il sistema naturale è considerato autopoietico, ovvero in grado di perpetuarsi autonomamente, e l'approccio sistemico è ispirato a un atteggiamento scientifico di «prova ed errore», cioè per tentativi e per approssimazioni successive (Tabella 2).

Epperò, molti forestali si pongono la seguente domanda. In termini operativi cosa si intende per *Silvosistemica*? Se per *Silvosistemica* si intende una data forma culturale, una data tecnica, che più o meno possa tutelare la continuità della produzione, allora si percorrerebbero sentieri già battuti. Sentieri, a dire il vero, a senso unico, obbligato, poiché scientificamente limitati a una visione deterministica che poco spazio lascia al bosco come sistema e come entità di valore.

La *Silvosistemica* è una forma culturale in armonia con la natura, che ha come oggetto il *sistema forestale autopoietico*, cioè un sistema straordinariamente complesso in grado di autorganizzarsi. La concezione del bosco come sistema rimette in discussione i presupposti stessi della selvicoltura, dell'assestamento e dell'economia forestale. La *Silvosistemica* presuppone un bosco disomogeneo. L'intervento culturale è mirato ad assecondare i meccanismi relazionali tra le parti che compongono il sistema, favorendo le interazioni tra queste e l'ambiente. Al tempo stesso è «una» e «diversa» in rapporto alle varie situazioni di ordine fisico, biologico, sociale, storico e culturale ed è la via da percorrere in modo da comporre i problemi connessi alla «questione forestale».

Difatti, se si elimina aprioristicamente il *principio di insularità* connaturale alla *Selvicoltura Classica* e a esso si sostituisce il *principio di polarità* in cui gli opposti in un *continuum* metodologico portino a comprendere la pluralità degli aspetti, allora è possibile una nuova sintesi in cui i presupposti della *Silvosistemica*, più volte enunciati (CIANCIO, 1999; 2009; 2010), divengono proposizioni idonee a *progettare il futuro del settore forestale*.

Nella *terza via* si persegue lo sviluppo sostenibile, attraverso l'equa condivisione delle risorse a livello intra e intergenerazionale, dunque. L'uomo agisce al fine di valorizzare le risorse della natura per l'ottenimento del massimo e migliore uso, come mezzo idoneo e necessario alla sopravvivenza e alla vita. L'economia è sostenuta da strumenti di incentivazione e di remunerazione delle *utilità* ambientali ed ecosistemiche. La crescita economica è pilotata e limitata da un vincolo insuperabile: il *limite del possibile*.

Tabella 2. La *terza via*. Criteri di sostenibilità in relazione alle caratteristiche delle scuole di pensiero dell'ecologia, al tipo di economia e alle strategie di gestione ambientale.

LA TERZA VIA	
Criterio di sostenibilità	Forte
Tipo di sviluppo	Sviluppo sostenibile
Tipo di valore	La natura ha valore intrinseco
Caratteristiche delle scuole di pensiero dell'ecologia scientifica	Teoria dei sistemi, teoria del caos, teoria della complessità. Riflessione sui temi ambientali. Teoria dell'autorganizzazione. Processi decisionali in condizioni di incertezza
Caratteristiche delle scuole di pensiero filosofiche dell'ecologia	Ecologia scientifica. Tecnologia appropriata. Si correggono gli errori nei confronti dell'ambiente: tutela e conservazione delle risorse
Metodo scientifico	Autopoiesi. Prova ed errore
Etica	Riconoscimento degli interessi collettivi e quelli degli ecosistemi. Equità nell'accesso alle risorse intragenerazionali e intergenerazionali
Tipo di economia	Economia guidata da strumenti di incentivazione economici (es. pagamento per le utilità ecosistemiche, sgravi fiscali)
Strategie di gestione	Crescita economica pilotata e limitata. Gestione regolamentata

5. Linee contrapposte fra Selvicoltura Classica e Silvosistemica

A livello teorico, la *Selvicoltura Classica* nell'indagine investigativa *separa il bosco dal ricercatore* che lo interroga secondo quanto previsto dal paradigma scientifico cartesiano-newtoniano. Non c'è da meravigliarsi. Basti pensare che ALBERT EINSTEIN affermava: «la base di tutta la scienza naturale è l'idea di un mondo esterno indipendente dal soggetto che lo percepisce». In breve, egli era convinto della necessità di applicare sempre e comunque quanto previsto dalle *scienze delle leggi*.

Per contro la *Silvosistemica* presuppone un diverso statuto epistemologico: il *nesso relazionale tra bosco e ricercatore*. Nell'indagine investigativa esiste sempre e comunque una interazione tra oggetto da ri-conoscere e osservatore. Di conseguenza, nella fattispecie, l'osservatore interroga il bosco secondo quanto prescritto dal paradigma olistico e sistemico. In sintesi, si applicano i principi delle *scienze dei processi*.

Le difficoltà che incontrano alcuni selvicoltori ed ecologi forestali per intendere e condividere la *Silvosistemica* derivano: (a) dall'importanza che essi danno all'oggettivazione della descrizione del bosco; (b) dall'inusuale, almeno per loro, integrazione partecipativa, efficace e determinante, dell'uomo nell'iter sperimentale.

Chi – studioso, scienziato, ricercatore – considera la propria disciplina nomotetica non prende in considerazione le linee concettuali e metodologiche delle scienze evolutive. Ed è per tale fondamentale principio che spesso si costituiscono e si contrappongono comunità scientifiche e culturali su problematiche inerenti alla stessa disciplina. Alcuni esempi? Fisica: Meccanica classica, Meccanica quantistica; Biologia: Biologia molecolare, Biologia evolutiva; Selvicoltura: Selvicoltura classica, Silvosistemica.

Questa diversa posizione concettuale è dovuta principalmente all'ideologia tipica della *Selvicoltura Classica* strettamente connessa alla produzione legnosa. Al *realismo dogmatico*, dunque. Una concezione coincidente con l'affermazione di ALBERT EINSTEIN che considera il «*realismo dogmatico come base per la scienza della natura*».

Tale *modus operandi* è dovuto all'*imprinting*, all'apprendimento acquisito precocemente nelle Scuole forestali, che è penetrato profondamente nella mentalità dei selvicoltori ed ecologi forestali e tuttora è la posizione di molti ricercatori che basano il loro operare sul *realismo dogmatico*, senza rendersi conto che, come recita un mio aforisma, «*L'ordine razionale del bosco, cui tende la Selvicoltura Classica, raffigura il massimo del disordine naturale*».

Con la *Silvosistemica* si è avuta piena consapevolezza che la conoscenza del bosco è possibile al di fuori dell'ideologia del *realismo dogmatico*, affrancando la selvicoltura da quell'enorme masso concettuale e operativo che occludeva e purtroppo continua a occludere la strada verso nuovi orizzonti e future prospettive scientifiche e tecniche.

6. Confronto fra sistema forestale classico e sistema forestale autopoietico

In campo forestale, l'affermazione della *visione sistemica* basata sul paradigma olistico e sistemico rende possibile la definizione del *sistema forestale autopoietico*, cioè un sistema *non lineare* in grado di coniugare l'efficienza funzionale a un'alta valenza economica, oltre che ecologica e culturale, in contrapposizione al *sistema forestale classico*, cioè un sistema *analitico lineare* in grado di massimizzare il profitto con l'uso commerciale del legno (Tabella 3).

La *gestione forestale classica* si basa sul principio che la stima previsionale dei risultati in termini di produzione legnosa ha carattere analitico lineare. Inoltre, esso segue particolari *standard* di riferimento e, appunto per questo, è povero di alternative. Un sistema lineare comporta un orientamento colturale che tende all'uniformità e all'omogeneità del bosco e, di conseguenza, alla riduzione della biodiversità e alla perdita di informazione genetica.

L'interesse preponderante, se non esclusivo, assegnato alla produzione di legno ha determinato un paradigma forestale unidimensionale che tende sistematicamente a massimizzare il reddito fondiario. Il *sistema forestale classico* nel breve medio periodo è un sistema stabile e sostenibile. Tuttavia, il sistema nel lungo periodo diviene instabile e insostenibile poiché l'esaltazione della produzione va a scapito di altri fattori che sono indispensabili per la resilienza del bosco, rendendo molto improbabile, se non addirittura impossibile, l'ottimizzazione della funzionalità dell'ecosistema.

La produttività, la resa e il valore economico sono *indipendenti dall'ecosistema*, nel mentre la sostenibilità è *dipendente* dall'immissione di energia, lavoro e capitali. Ciò significa che la produzione è legata a un alto livello di *input* esterni. E questo, poiché incide pesantemente sull'equilibrio dell'ecosistema, determina un'elevata vulnerabilità e instabilità ecologica, una forte erosione della biodiversità, la mancanza di alternative e uno scarso valore d'opzione.

Il *sistema forestale autopoietico*, invece, è un «sistema non lineare», ricco di biodiversità e in grado di fornire alternative poiché, non seguendo *standard* di riferimento, varia in brevi spazi, adattandosi alle diverse realtà. Un sistema di questo tipo comporta un orientamento colturale che tende alla conservazione o all'aumento della biodiversità e, quindi, alla disformità e alla disomogeneità; in altri termini, alla complessità del bosco. È un sistema in grado di soddisfare le esigenze della società, di conseguire l'efficienza funzionale dell'ecosistema e di orientare i *silvosistemi* verso

l'equilibrio ambientale. La gestione è sostenibile poiché esalta le potenzialità di erogazione delle molteplici utilità e prodotti del bosco.

La produttività, la resa e il valore economico sono ***dipendenti dall'ecosistema***. Nel mentre la sostenibilità è ***indipendente*** dall'immissione di energia, lavoro e capitali. Ciò vuol dire che la produzione è legata a un basso livello di *input* esterni. E questo, poiché non incide in modo significativo sull'equilibrio dell'ecosistema, determina un'elevata stabilità ecologica, la capacità di conservare o aumentare la biodiversità, la ricchezza di alternative e un alto valore d'opzione.

Tabella 3. Confronto per grandi linee tra il sistema forestale analitico lineare classico e il sistema forestale non lineare autopoietico (Ciancio, 1999).

<i>SISTEMA FORESTALE ANALITICO LINEARE CLASSICO</i>	<i>SISTEMA FORESTALE AUTOPOIETICO NON LINEARE</i>
Sistema lineare, povero di alternative	Sistema non lineare, ricco di alternative
Uniformità e omogeneità del sistema	Disformità e disomogeneità del sistema
Riduzione della diversità e perdita di informazione genetica	La diversità è fonte di informazione genetica, ha valore culturale e valore d'uso
<i>GESTIONE</i>	<i>GESTIONE</i>
L'uniformità culturale richiede la centralizzazione del controllo in funzione del profitto e del mercato	La diversità culturale richiede il decentramento del controllo e valorizza i «saperi locali»
Bosco rigidamente strutturato in classi cronologiche o in classi diametriche	Bosco astrutturato, capace di autorganizzarsi
Uniformità dei prodotti: legno principalmente	Prodotti diversificati: tra gli altri anche il legno
<i>VALUTAZIONE ECOLOGICA</i>	<i>VALUTAZIONE ECOLOGICA</i>
Sistema stabile e sostenibile con l'immissione di energia, lavoro e capitali. Produttività, resa e valore economico sono indipendenti dall'ecosistema	Sistema stabile, sostenibile e rinnovabile autonomamente. Produttività, resa e valore economico sono dipendenti dall'ecosistema
<i>OBIETTIVO PRIMARIO</i>	<i>OBIETTIVO PRIMARIO</i>
Massimizzazione del profitto con l'uso commerciale del bosco	Conservazione della biodiversità e della complessità del sistema

7. La prefigurazione dell'orizzonte possibile

Il mondo forestale deve attraversare la frontiera circoscritta all'ottenimento del massimo di *utilità dirette e indirette*, che spesso si traduce nello sfruttamento per lo sfruttamento. Occorre un *new deal*, un nuovo pensiero, una nuova prospettiva filosofica nei confronti della natura; o, se si vuole, un nuovo modo di vedere il bosco. È necessario pensare al bosco non solo sotto l'aspetto pratico, ma anche in senso metafisico, estetico, ed etico. Ed è in questo senso che la *Silvosistemica* prefigura l'orizzonte possibile.

Il bosco interessa tutti, ma ai forestali in particolare. Eppure, essi debbono ancora giocare la partita più difficile: ottenere consenso e credibilità. Epperò, il consenso non si impone. Si conquista. E per conquistarlo è necessario che le conoscenze acquisite e quelle acquisibili siano sottoposte alla valutazione di una comunità molto più ampia di quanto non lo sia quella scientifica. La nozione di complessità introduce un felice disordine nelle artificiose gerarchie in cui il tecnicismo esasperato costringe il bosco. Senza dimenticare il passato, occorre disegnare il futuro.

Viviamo un momento storico in cui la visione del mondo scricchiola sotto la spinta impressa dalla *rapidità dell'evoluzione* e dalla *cultura della complessità*. I forestali devono far conoscere in modo comprensibile a tutti quanto si è spostato in avanti il loro orizzonte conoscitivo. Comunicare vuol dire dibattere, informare. Il che significa avere la consapevolezza che più apprendiamo e più scopriamo *foreste di ignoranza* intorno a noi. Per costruire una «cultura forestale» aperta all'esterno, occorre saperla aprire all'interno.

Lo *spirito*, l'*essenza della Silvosistemica* non può e non deve basarsi solo sul criterio di una settoriale e limitante valutazione non esperita delle forme colturali. Considerate, a seconda del tempo o ancor peggio della «*moda*», con *animus pragmatico* o, più o meno, *ideale o mistico*. Ma, al contrario, in una visione più ampia, di orizzonti più vasti, libera e non asservita a schematismi e semplificazioni, validi al più solo per scopi didattici, in cui con moderno *naturalismo umanistico* possano saldarsi per costituire un unico insieme: il pensiero e la scienza, l'arte e la tecnica, l'etico e il naturale, l'economico e il sociale.

Concludo con un aforisma di PETRONIO – *Satyricon* cap. XLIV – che è parte integrante del logo dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali «*Serva me, servabo te*».

SUMMARY

DESIGNING THE FUTURE OF THE FORESTRY SECTOR SILVOSISTEMICA: TO KNOW IS TO ACT

A different era requires different behaviors. After analyzing the context in which the first International Congress of Forestry was organized, the paper highlights the need for a cultural change in thought and in forestry research.

The second part of the report underlines the need to adopt a systemic vision and to recognize the rights of the forest. The work also presents the Silvosistemica as a project for the future of the forest sector.

BIBLIOGRAFIA

- BIOLLEY H., 1920 – *L'aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle*. Attinger Frères, Neuchatel.
- BIOLLEY H., 1928 – *La méthode d'aménagement dite «Méthode du contrôle»* Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 79 (1): 1-6; 79 (2): 28-35; 79 (3): 58-61.
- BOHM D., 1961 – *Causality and Chance in Modern Physics*. Harper Edition.
- BOURGENOT L., 1975 – *Futaie régulière ou jardinée? Ou comment traiter les futaies irrégulières*. Revue Forestière Française, 27 (3): 119-184.
<http://dx.doi.org/10.4267/2042/20933>
- CIANCIO O., 1981 – *I massimi sistemi in Selvicoltura*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, vol. 30: 115-142.
- CIANCIO O., 1999 – *Gestione forestale e sviluppo sostenibile*. In: "Atti del Secondo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani". Venezia, 24-27 giugno 1998. Consulta Nazionale per le foreste ed il legno, Direzione generale per le risorse forestali montane ed idriche, Accademia Italiana di Scienze Forestali, vol. 3: 131-187.
- CIANCIO O., 2009 – *Quale selvicoltura nel XXI secolo?* In: "Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani"; 16-19 ottobre 2008, Taormina (ME). Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, p. 3-39.
- CIANCIO O., 2010 – *La teoria della selvicoltura sistemica i razionalisti e gli antirazionalisti, le «sterili disquisizioni» e il sonnambulismo dell'intelligenza forestale*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, p. 3-51. Allegato a "L'Italia Forestale e Montana", 6/2010.

- CIANCIO O., 2011 – *La selvicoltura sistemica. Aspetti filosofici, epistemologici, metodologici*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 181-190. *Systemic silviculture: philosophical, epistemological and methodological aspects*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 181-190. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2011.3.01>
- DEWEY J., 1973 – *Logica, teoria dell'indagine*. Einaudi editore, Torino, 678 p.
- DI TELLA G., 1924 – *Metodi di coltura e di assestamento forestale: a proposito di una nota bibliografica*. L'Alpe, 11 (12): 357-361.
- DI TELLA G., 1926 – *I principali tipi di boschi italiani. La tecnica del loro governo e utilizzazione*. Italia Forestale, 1: 61-106.
- EINSTEIN A., 1933 – *Preface*. In: Where is science going? by Max Plank. Allen & Unwin Ltd, London.
- EINSTEIN A., 1997 – *Pensieri di un uomo curioso*. A cura di Alice Calaprice. Oscar Mondadori, 231 p.
- EINSTEIN A., 2004 – *Autobiografia scientifica*. In: Opere scelte, a cura di E. Bellone. Bollati Boringhieri, Torino.
- HEISENBERG W., 1959 – *Fisica e filosofia*. Il Saggiatore, Milano, 239 p.
- HEISENBERG W., 1984 – *Fisica e oltre*. Bollati Boringhieri, Torino.
- HENDERSON H., 1999 - *Beyond Globalization*. Kumarian Press, 88 p.
- HOFMANN A., 1926 – *Il bosco permanente (Dauerwald) e l'assestamento forestale*. Actes du I^{er} Congrès International de Sylviculture, vol. 4. Roma 29 Avril - 5 May 1926.
- KUHN T.S., 1962 – *The structure of scientific revolutions*. University of Chicago Press. Trad. it. 1969. *La struttura delle rivoluzioni scientifiche*. Einaudi, Torino.
- NAESS A., 1989 – *Ecosofia. Ecologia, società, e stili di vita*. Trad. it. di Elena Recchia, a cura di Antonio Airoidi e Giovanni Salio, RED edizioni, Como, 1994; dall'originale *Ecology, Community and Lifestyle. An Outline of an Ecosophy*, Cambridge University Press.
- PATRONE G., 1979 – *Stravaganza terza; la fustaia da dirado: realtà o fantasma?* Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, vol. 28: 267-306.

Introduction to the Congress

ORAZIO CIANCIO

President of the Italian Academy of Forest Sciences

DESIGNING THE FUTURE OF THE FORESTRY SECTOR SILVOSISTEMICA: TO KNOW IS TO ACT

A different era requires different behaviors. After analyzing the context in which the first International Congress of Forestry was organized, the paper highlights the need for a cultural change in thought and in forestry research.

The second part of the report underlines the need to adopt a systemic vision and to recognize the rights of the forest. The work also presents the Silvosistemica as a project for the future of the forest sector.

Keywords: scientific revolution, systemic view, rights of the forest, systemic silviculture, Silvosistemica.

Parole chiave: rivoluzione scientifica, visione sistemica, diritti del bosco, selvicoltura sistemica, Silvosistemica.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-oc-des>

1. *Alia aetas alios mores postulat*

Another age demands other customs. The first World Forestry Congress took place in Rome from April 29 to May 5, 1926. Eighty-eight years have passed since then. Much has changed in science, technology, and practice.

That Congress dealt primarily with questions of practice that were handled in different ways in various real-life situations. Among the many issues that arose was a scientific-practical change proposed by HENRY BIOLLEY (1858-1939), about which there was a wide-ranging debate. It concerned the so-called *control method*, which was opposed by ROBERT HICKEL (1861-1935), AMERIGO HOFMANN (1875-1945), and GIUSEPPE DI TELLA (1876-1942).

In spite of all this, HENRY BIOLLEY rigorously implemented *le jardinage cultural* and *la méthode du contrôle* in the Couvet Forest in the Canton of Neuchâtel. The Couvet Forest then (what a coincidence!) became a destination for supporters of the control method and, as Bourgenot (1975) writes, the “Mecca of Uneven Agedness.” It’s not surprising. Changes in the forestry sector occur at the pace of forests themselves: slowly, sometimes very slowly. But actually this happens in almost all areas of science.

The first Congress took place, therefore, in the century when knowledge was founded on *exact sciences* (nomothetic) and usually acquired through experiments, that is, with Galilean methods. It was a century during which nothing was considered scientific if it was not consistent with the just-mentioned conceptual lines and methodologies, or, in other words, if it was not *reversible, simple, immutable, predictable, and repeatable*.

ALAN TURING (1912-1954) had not yet stated the theories of Artificial Intelligence (AI) and computer science. There were no computers to allow great progress in the cognitive, scientific, and technological realms. Technology, or what we mean by it today, remained confined to the minds of a very few scientists who conducted research that was absolutely new and highly complex. At that time, there was still no glimpse of what evolutionary epistemologists would later define as “the challenge of complexity.”

In the 1930s a change was wrought in the physical sciences that could be called exceptional and, precisely for this reason, extraordinarily important. Most physicists accepted the theory of quantum mechanics, disregarding the opinion of ALBERT EINSTEIN (1879-1955), who summarized his objection to the new theory with the famous aphorism, “God does not play dice with the Universe!”

This fundamental change was worked out by the Copenhagen and Göttingen School of NIELS BOHR (1885-1962), WERNER HEISENBERG (1901-1976), and MAX BORN (1882-

1970). It was a change that provoked more than a few disputes. But scientific revolutions – as understood by THOMAS KUHN (1922-1996) in the famous book (1962) *The Structure of Scientific Revolutions* – involve controversies that conclude only when new ideas put forward by the individual scientist are accepted by the scientific community, or at least by a broad segment of it.

In the 1970s, *procedural sciences* – developmental or historical – were set up as a contrast to *exact sciences*, with the corresponding concepts of *irreversible*, *complex*, *variable*, *unpredictable*, and *unrepeatable*. The contrasting categories of these two approaches to science are shown in Table 1, although perhaps in a greatly simplified and only approximate manner.

If we examine the two sets of terms delineating the different groups of sciences, obviously explained only concisely and incompletely, the elements of the contrast stand out clearly and unmistakably. The new theories and ideas have been, and still often are, considered to be unscientific or to be at the very limits of acceptable science.

It should be noted, however, that in recent years the most reputable researchers in the life sciences have become more accepting of this new methodology. Attempting to explain the issue very simply, we can state that in the study of nature, the principles of reductionism, determinism, and mechanism – in brief, Newtonian mechanics – prevail in the *exact sciences* as methods of research, while in the *procedural sciences*, holism, organicism, and systems thinking are taken into consideration.

Table 1. Contrasting conceptual features of the exact sciences (nomothetic) and procedural sciences (developmental or historical).

PROPERTIES OF THE EXACT SCIENCES		PROPERTIES OF THE PROCEDURAL SCIENCES
1	Order	Disorder
2	Simple	Complex
3	Repeatable	Unrepeatable
4	Immutable	Variable
5	Predictable	Unpredictable
6	Reversible	Irreversible
	(linear paradigm)	(non-linear paradigm)
7	Tautological propositions	Original propositions
8	Changes are not taken into account	Changes are imponderable
9	Models of abiotic systems	Models of biotic systems
10	Regularity	Chaoticity
11	Reductionism	Holism
12	Mechanism	Aleatority
13	Determinism	Indeterminism
14	Cause-effect	Chance
15	Maximizing profit	Evaluating environmental and social impact
16	Current-day orientation	Innovative orientation
17	Market value	Social value
18	Quantitative predictions	Qualitative theories

2. Silvosistemica as a way to design the future of the forestry sector

With the description of the discipline of *Silvosistemica* I intend to present a “design for the future of the forestry sector.” This attempt is based on a principle: the re-examination, from the scientific and cultural point of view, of the forest, an entity whose definition entails conceptual and methodological innovation. “*The forest is a unified whole in the network of relationships between the complex of animal and plant organisms and the*

complex of physical factors – in other words, a highly complex biological system.” In short, it is a system to which the notion of *complexity* is tightly bound.

However, out in the field, the ideas of system and complexity are very often not held in the proper regard and are ignored. Those advocating that these ideas of system and complexity should form the basic principles of the disciplines of forestry science almost always sense incomprehension and realize that controversies are likely to come. This stems as a matter of course from the well-established conviction among researchers and foresters that such ideas do not belong in the *exact sciences*, which are characterized by the formulation of universal laws of nature that, precisely because they are such, should be capable of generating exact predictions.

In the scientific arena, innovative ideas are subjected to various dialectical debates. It has always happened, and it always will happen. But this is not the issue. The big trouble arises when methods are separated from science. This disjunction appears incomprehensible to many foresters. It seems almost as if one wished to deny the validity of normally accepted methods.

A second principle is connected to the awareness of moving from specialized knowledge to general knowledge, which is not the recognition of a set of methods suitable to solve specific problems, but is the *re-discovery* of the *procedural sciences* that can provide hypothetical reconstructions of a sequence of events within a no longer modifiable context. This is a re-discovery that concerns not only the intellectual sphere, but also the ethical one, to which pertains the concept of responsibility toward all biotic and abiotic forms of nature.

This attempt involves a paradigm shift in which the forest is studied using the categories of *order/disorder* and *simple/complex*. The mechanism and determinism typical of forestry science, as it is understood today, lead unavoidably to a form of anthropocentrism based on the *criterion of very weak sustainability*, or the mistaken belief that science and technology can make up for the damage that humans inevitably cause in the *complex biological forest system*.

The *procedural sciences* make no room for the categories of *order* and *simple* and turn the opposing categories of *disorder* and *complex* into the focal point and priority of research and inquiry into the forest. The study of nature poses questions that can only be answered through modeling the great diversity of nature. Considering the more or less radical modification of this diversity represents a preposterous, unacceptable conceptual heresy.

But the history of thought and of forestry science clearly shows that this has been the road constantly travelled. And, unfortunately, it continues in that way due to the firm belief in the effectiveness of the unnatural path.

Forestry research has developed decisively along the lines of this contrast. Looking to the past and remaining immobile when ecological, scientific, cultural, ethical, social, and political changes are appearing at an unpredictable and incredibly fast pace would mean, on the one hand, insulting nature, and on the other, damaging not only current generations, but also and especially those to come.

It should be added that the collective conscience of foresters has not yet accepted the new *Weltanschauung* that calls for a new and different research methodology. This has brought about passionate debates among the supporters of principles conforming to experimental science and the proponents of the conceptual categories of this new view. But this is a positive step. Debate is always useful. As I like to put it, “*Discord brings knowledge, and knowledge increases ignorance.*”

The change in the epistemological foundations of scientific research in forestry has led me to present a few ideas aimed at developing a scientific and technical design for a new view of the complex biological forest system.

3. The systemic view and the rights of the forest

In recent years, there has been a profound change among the most advanced segments of society. New discoveries in science – notably in the various forms of ecology:

philosophical, scientific, technological, cultural, and ethical – and the awareness of the limits of development, which has not acknowledged the need to protect and respect the environment, have led to the beginnings of a different relationship between humans and nature and, as a result, between humans and the forest.

By now it is universally recognized and accepted that, as HAZEL HENDERSON maintains, we are all enclosed in a series of systems, each nestled within another. This leads to a new view: the *systemic view*, which allows us to perceive the importance and significance of complexity and the connections between the natural world and the human one. *Systems theory* is confirmed. The *holistic view* takes shape. So, even if we are not referring to conventional holism here, it must be noted that complexity involves the principle of incompleteness and uncertainty that is observed when investigating living systems.

The reinterpretation of developments in forestry in the 20th century and the advances in knowledge that ensued in forestry and environmental sciences led to a change in how the forest is approached conceptually. The starting point for this deliberation is how knowledge and values are perceived: in other words, epistemology and axiology.

Many people will not attribute a “value in and of itself” to the forest. Others, however, believe that the forest has the right to exist, and thus, as some philosophers and a number of forestry academics have pointed out, the question of rights is unavoidable. All that will be left to debate is the priority and limits to be assigned to each of the rights vis-à-vis the others.

Critical analysis of *systems thinking* leads to the implicit conclusion that it is time to consider the forest no longer to be the *object* but the *subject of rights* and, accordingly, to take this into account. I am and want to remain *au dessus de la mêlée*, and I also know that I’m running the risk of being considered heretical and, consequently, of being excommunicated. But even though I’m aware of all this, I’m not going to back down. I will complete my attempt to provide a credible explanation.

In recent years, much has changed concerning the forest: we are faced with issues relating to daily operations and to the obligation to respect the forest, as nature teaches us in its various expressions. The forest is a living system with value in and of itself and which, for this very reason, has those rights we recognize for the biotic community. *The rights of the forest*, to be precise.

4. The definition of the “third way”: Silvossistemica

Forestry as theorized and practiced in the 19th and 20th centuries developed according to the canons of *Classic Silviculture*.² The objective was and is to earn the maximum return in the shortest possible time with the minimum expense of energy, labor, and capital; this is the viewpoint of those advocating *anthropocentrism*. In the final decades of the 20th century, *ecocentrism* arose in opposition. It was closely identified with the ecosophy and ecology of ARNE NAESS (1912-2009).

Those who back anthropocentrism consider the forest an asset to be exploited according to the desires and interests of humans. The proponents of ecocentrism believe, on the other hand, that the forest must be protected independently of the fulfillment of human needs.

At the end of the 20th century, this split between anthropocentrism and ecocentrism led to the idea of imagining a *tertium quid* that could create an innovative system out of the two different philosophical approaches. It could reconcile and harmonize them so as to define a *third way*, to use current terminology (Ciancio, 1981; 2011).

The *third way* takes neither the extreme of Scylla, which demands the objectification of predictable results from science, nor that of Charybdis, which manifests a solipsism denying ties to other aspects of forestry. In my opinion, researchers must steer a course that allows them to acknowledge the findings of one or the other side.

² The definition of *Classic Silviculture* suggests the different forms of silviculture that have been practiced over time: sustained yield forestry, ecological forestry, close-to-nature forestry, and naturalistic forestry in its various expressions.

Human awareness and inventiveness, expressions of the *mind* and *intellect*, are becoming *experiences* produced by nature and, at the same time, capable of controlling natural events and of dominating and directing those that have been produced. The concept of JOHN DEWEY (1859-1952), “Man in nature is man subjected; nature in man, recognized and used, is intelligence and art,” should permit a cultural “mutation” and a renewal of forestry thinking.

Such a theory presupposes interdependence between the action of humans and the reaction of the phytocoenosis – as a synthesis and result of a reciprocal adaptation – that, as such, naturally gains widespread interest, takes on universal importance, and forms a starting point for identifying or developing the so-called *third way*.

Until the 1960s, forests were treated according to a technocratic concept of exploitation. This has already been noted. Newtonian mechanism characterized forestry research. This is a simplification that in epistemological terms is inspired by the Cartesian concept of dualism between “res cogitans” and “res extensa,” that is, by the clear separation between the world and the self, or between matter and spirit. It is a culture that has dominated and continues to dominate. It is a fact. Three centuries later, despite scientific and technological progress, such concepts still enjoy a broad acceptance in the forestry community.

The very definition of the so-called *third way* – which is based on systems, chaos, and complexity theory – entails moving past these two positions, especially in the case of *Silvosistemica*, a discipline that seeks to conserve resources and to use appropriate technology for proper interaction with nature. The natural system is considered autopoietic, or capable of perpetuating itself autonomously, and the systemic approach is inspired by the scientific concept of “trial and error” – by attempts and successive approximations (Table 2). Yet many in the forestry community raise the following question: what do we mean by *Silvosistemica* in operative terms? If by *Silvosistemica* we mean a certain form of cultivation, a certain process, that more or less protects the continuation of production, well, then, we would be traveling well-worn paths. These paths, to be honest, are one-way and confining, since they are scientifically limited to a deterministic view that leaves little room to the forest as a system and as a thing of value.

Table 2. The *third way*. Criteria for sustainability concerning schools of thought in ecology, the type of economy, and strategies of environmental management.

THE <i>THIRD WAY</i>	
<i>Sustainability Criterion</i>	Strong
<i>Type of Development</i>	Sustainable development
<i>Type of Value</i>	Nature has intrinsic value
<i>Features of schools of thought in scientific ecology</i>	Systems theory, chaos theory, complexity theory. Reflections on environmental topics. Self-organization theory. Decision-making processes in uncertain conditions
<i>Features of philosophical schools of thought in ecology</i>	Scientific ecology. Appropriate technology. Mistakes regarding the environment are corrected; protection and preservation of resources
<i>Scientific method</i>	Autopoiesis. Trial and error
<i>Ethics</i>	Recognition of collective interests and those of the ecosystems. Equity in access to resources intragenerationally and intergenerationally
<i>Type of economy</i>	Economy steered by economic incentives (e.g. payment for benefitting the ecosystem, tax breaks)
<i>Management strategy</i>	Economic growth guided and limited. Regulated management

Silvosistemica is a kind of “extensive forestry,” in harmony with nature, whose purpose is an *autopoietic forestry system*, an extraordinary complex system capable of self-organization. The concept of the forest as a system returns to debate the very premises of silviculture, forestry management, and forestry economics. *Silvosistemica* imagines a non-homogeneous forest. Cultivation efforts are designed to support the relationship between the parts that make up the system, favoring the interaction between them and the environment. At the same time, *Silvosistemica* is both “one” and “varied” in relation to the differing aspects of the physical, biological, social, historical and cultural order and puts us on the right path toward settling the “forestry question.”

Indeed, if we eliminate a priori the *insularity principle* inherent in *Classic Silviculture* and substitute the *polarity principle* for it, in which opposites in a methodological continuum lead to an understanding of the plurality of aspects, then a new synthesis is possible, one in which the premises of *Silvosistemica*, as enunciated many times previously (Ciancio, 1999; 2009; 2010), become suitable propositions for *designing the future of the forestry sector*.

In the *third way*, sustainable development is therefore pursued through a just sharing of resources within this generation, and between generations. Humans act in order to make the most of natural resources so as to obtain the maximum and best use, as a suitable and necessary means toward surviving and maintaining life. The economy is supported by incentives and payments for environmental and ecosystemic benefit. Economic growth is steered and limited by an insurmountable constraint: the *limit of the possible*.

5. Rival features in Classic Silviculture and Silvosistemica

At the theoretical level, during research *Classic Silviculture separates the forest* from the researcher, who inquires in the manner prescribed by the Cartesian-Newtonian scientific paradigm. That's not surprising. We need only reflect on the words of Albert Einstein: “*The belief in an external world independent of the perceiving subject is the basis of all natural science.*” In short, he was convinced of the need to proceed as dictated by the *exact sciences*.

By contrast, *Silvosistemica* assumes a different epistemological foundation: a relational *nexus* between forest and researcher. During research there is always an interaction between the object under investigation and the observer. As a result, in the present case the observer examines the forest in the manner dictated by the holistic and systemic paradigm. In a nutshell, the principles of the *procedural sciences* are applied.

The difficulties facing some forestry specialists and forestry ecologists in understanding and adhering to *Silvosistemica* stem from (a) the importance they lend to the objective description of the forest; and (b) from the unusual (at least for them) active, effective, and decisive integration of humans into the experimental process.

Scholars, scientists, and researchers who believe their own disciplines are nomothetic do not take into account the conceptual and methodological foundations of the developmental sciences. And it is due to this basic principle that scientific and cultural communities form and oppose each other over problems within the same discipline. A few examples? Physics: Classical mechanics, quantum mechanics. Biology: molecular biology, developmental biology. Forestry: Classic Silviculture, Silvosistemica.

This different conceptual position is due primarily to the traditional ideology of *Classic Silviculture*, which is closely tied to wood production, and thus to *dogmatic realism*. This conception mirrors Einstein's, who considers “*dogmatic realism as the basis of natural science.*”

Such a *modus operandi* is due to *imprinting*, the premature learning acquired in the Forestry Schools which has penetrated deeply into the mentality of foresters and forestry ecologists and even now is the position of many researchers who base their work on *dogmatic realism* without appreciating that, as I'm fond of putting it, “*The rational order of the forest, which is the goal of Classic Silviculture, represents the maximum natural disorder.*”

With Silvosistemica we are well aware that we can know the forest beyond what is permitted by *dogmatic realism*, freeing silviculture from the enormous conceptual and operational burden that blocked and unfortunately continues to block the way toward new horizons and future scientific and technical perspectives.

6. Forestry systems in comparison

In forestry the success of the *systemic view* based on the holistic and systemic paradigm makes possible the establishment of the *autopoietic forestry system*, i.e. a non-linear system which is capable of combining functional efficiency with a high economic, cultural, and ecological value, in contrast to the *classic forestry system*, i.e. an analytic linear system which aims to maximize profit with commercial use of wood (Table 3).

The *classic forestry system* is based on the principle that provisional estimates of wood production have a linear analytic nature. Moreover, it follows specific standards and, precisely for this reason, lacks alternatives. A linear system involves an approach to cultivation that aims at the uniformity and homogeneity of the forest and, consequently, at the reduction of biodiversity and loss of genetic information.

Table 3. Comparison of the main features of the *classic analytic linear forestry system* and the *non linear autopoietic forestry system* (from CIANCIO, 1999).

<i>CLASSIC ANALYTIC LINEAR FORESTRY SYSTEM</i>	<i>NON LINEAR AUTOPOIETIC FORESTRY SYSTEM</i>
Linear system, few options	Non-linear system, abundant options
Uniformity and homogeneity of the system	Divergence and non-homogeneity of the system
Reduction of diversity and loss of genetic information	Diversity is the source of genetic information, has cultural value and value in use
<i>MANAGEMENT</i>	<i>MANAGEMENT</i>
Uniformity in cultivation requires centralization of control as a function of profit and the market	Diversity in cultivation requires decentralization of control and places value on "local knowledge"
Forest rigidly organized into chronological classes or diametric classes	Unstructured forest, capable of self-organizing
Uniformity of products; mainly wood	Diversified products: wood is only one of them
<i>ECOLOGICAL EVALUATION</i>	<i>ECOLOGICAL EVALUATION</i>
Stable and sustainable system with introduction of energy, labor, and capital. Productivity, profit, and economic value are independent of the ecosystem	Stabile, sustainable, and renewable autonomously. Productivity, profit, and economic value are dependent on the ecosystem
<i>PRIMARY OBJECTIVE</i>	<i>PRIMARY OBJECTIVE</i>
Maximization of profit by commercial use of the forest	Preservation of the biodiversity and complexity of the system

The predominant, if not exclusive, emphasis placed on wood production has brought about a one-dimensional forestry paradigm aimed at systematizing and maximizing income from the land. The *classic forestry system* is a stable and sustainable system in the short run. However, in the long run the system becomes unstable and unsustainable, since the glorification of production works to the detriment of other factors indispensable to the resilience of the forest, making it highly unlikely, and even impossible, that the ecosystem's functionality can be optimized.

Productivity, profit, and economic value are *independent of the ecosystem*, while sustainability is *dependent* on introducing energy, labor, and capital. This means that production is tied to a high level of external inputs. And because this weighs heavily on the equilibrium of the ecosystem, it has led to an increased ecological vulnerability and instability, a huge erosion of biodiversity, the lack of alternatives, and poor options.

The *autopoietic forestry system*, on the other hand, is a "non-linear system" that is rich in biodiversity and capable of providing alternatives, since it does not follow prescribed rules and undergoes rapid variation when adapting to diverse conditions. A system of this sort entails a cultivation philosophy aimed at conservation or increasing biodiversity and, thus, at divergence and non-homogeneity. In other words, it is aimed at the complexity of the forest. It can satisfy society's requirements, achieve functional efficiency of the ecosystem, and steer the *silvosistemi* toward environmental balance. Management is sustainable because it prioritizes the potential of supplying the various benefits and products of the forest.

Productivity, profit, and economic value are *dependent on the ecosystem*. Meanwhile, sustainability is *independent* of the introduction of energy, labor, and capital. This means that production is tied to a low level of external inputs. And because it does not significantly bear on the ecosystem's equilibrium, this leads to an increased ecological stability, the ability to preserve or increase biodiversity, an abundance of alternatives, and valuable options.

7. Foreshadowing the possible future

The forestry community must move beyond the idea of achieving the maximum *direct and indirect utility*, which often means exploitation for the sake of exploitation. It will take a *new deal*, a new mindset, and a new philosophical perspective on nature; or, if you will, a new way of seeing the forest. We must think of the forest not only in practical terms, but also in a metaphysical, aesthetic, and ethical sense. And this is how *Silvosistemica* foreshadows the possible future.

The forest affects everyone, but foresters in particular. Yet they must still win their most difficult match: attaining consensus and credibility. However, consensus cannot be imposed. It is won. And in order to win it, both knowledge that is already at hand and that yet to be obtained must be submitted for review by a much broader community than just the scientific one. The idea of complexity introduces a fitting disorder into the unnatural hierarchy in which an exacerbated and excessive attention to detail constrains the forest. Without forgetting the past, we must envision the future.

We are living in an historic moment in which the vision of the world groans under the pressure generated by the *speed of evolution* and the *culture of complexity*. In a way understandable by everyone, foresters must make known how far their horizon of knowledge has advanced. To communicate is to debate and inform. This means being aware that the more we learn, the more we discover *forests of ignorance* around us. Building a "forestry culture" that is open to the outside world requires the ability to open it from the inside.

The *spirit*, the *essence of Silvosistemica*, cannot and must not be judged solely by one sector's constraining view, which is not derived from the actual practice of cultivation. Nor should this practice be evaluated in terms of a single era, or worse still, of "*fashion*," with a *pragmatic* or (more or less) *ideal* or *mystical purpose*. On the contrary, it should be appreciated with a broader view, one with more distant horizons, and one independent and not subjugated to a rigidity and an over-simplification which are useful only for

didactical purposes. Then, in a spirit of modern *humanistic naturalism*, a unique combination can be forged: of thought with science, of art with the technical, and of ethics with the natural, economic, and social.

I would like to conclude with an aphorism by Petronius – *Satyricon* cap. XLIV – which in the logo of the Italian Academy of Forest Sciences is referred to a tree: «*Serva me, servabo te*».

RIASSUNTO

PROGETTARE IL FUTURO PER IL SETTORE FORESTALE LA SILVOSISTEMICA: CONOSCERE PER OPERARE

Una diversa epoca esige modi di comportamenti diversi. Dopo aver analizzato il contesto di riferimento in cui fu organizzato il primo Congresso Internazionale di Selvicoltura, il lavoro evidenzia la necessità di un cambiamento culturale nel pensiero forestale e nella ricerca.

Nella seconda parte della relazione, si sottolinea l'opportunità di adottare una visione sistemica e di riconoscere i diritti del bosco, e si presenta la *Silvosistemica* come progetto per il futuro del settore forestale.

REFERENCES

- BIOLLEY H., 1920 – *L'aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle*. Attinger Frères, Neuchatel.
- BIOLLEY H., 1928 – *La méthode d'aménagement dite «Méthode du contrôle»* Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 79 (1): 1-6; 79 (2): 28-35; 79 (3): 58-61.
- BOHM D., 1961 – *Causality and Chance in Modern Physics*. Harper Edition.
- BOURGENOT L., 1975 – *Futaie régulière ou jardinée? Ou comment traiter les futaies irrégulières*. Revue Forestière Française, 27 (3): 119-184.
<http://dx.doi.org/10.4267/2042/20933>
- CIANCIO O., 1981 – *I massimi sistemi in Selvicoltura*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, vol. 30: 115-142.
- CIANCIO O., 1999 – *Gestione forestale e sviluppo sostenibile*. In: "Atti del Secondo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani". Venezia, 24-27 giugno 1998. Consulta Nazionale per le foreste ed il legno, Direzione generale per le risorse forestali montane ed idriche, Accademia Italiana di Scienze Forestali, vol. 3: 131-187.
- CIANCIO O., 2009 – *Quale selvicoltura nel XXI secolo?* In: "Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani"; 16-19 ottobre 2008, Taormina (ME). Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, p. 3-39.
- CIANCIO O., 2010 – *La teoria della selvicoltura sistemica i razionalisti e gli antirazionalisti, le «sterili disquisizioni» e il sonnambulismo dell'intelligenza forestale*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, p. 3-51. Allegato a "L'Italia Forestale e Montana", 6/2010.
- CIANCIO O., 2011 – *La selvicoltura sistemica. Aspetti filosofici, epistemologici, metodologici*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 181-190. *Systemic silviculture: philosophical, epistemological and methodological aspects*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 181-190.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2011.3.01>
- DEWEY J., 1973 - *Logica, teoria dell'indagine*. Einaudi editore, Torino, 678 p.
- DI TELLA G., 1924 – *Metodi di coltura e di assestamento forestale: a proposito di una nota bibliografica*. L'Alpe, 11 (12): 357-361.
- DI TELLA G., 1926 – *I principali tipi di boschi italiani. La tecnica del loro governo e utilizzazione*. Italia Forestale, 1: 61-106.
- EINSTEIN A., 1933 – *Preface*. In: *Where is science going?* by Max Plank. Allen & Unwin Ltd, London.
- EINSTEIN A., 1997 – *Pensieri di un uomo curioso*. A cura di Alice Calaprice. Oscar Mondadori, 231 p.
- EINSTEIN A., 2004 – *Autobiografia scientifica*. In: *Opere scelte*, a cura di E. Bellone. Bollati Boringhieri, Torino.
- HEISENBERG W., 1959 – *Fisica e filosofia*. Il Saggiatore, Milano, 239 p.
- HEISENBERG W., 1984 – *Fisica e oltre*. Bollati Boringhieri, Torino.
- HENDERSON H., 1999 - *Beyond Globalization*. Kumarian Press, 88 p.
- HOFMANN A., 1926 – *Il bosco permanente (Dauerwald) e l'assestamento forestale*. Actes du I^{er} Congrès International de Sylviculture, vol. 4. Roma 29 Avril - 5 May 1926.

- KUHN T.S., 1962 – *The structure of scientific revolutions*. University of Chicago Press. Trad. it. 1969. *La struttura delle rivoluzioni scientifiche*. Einaudi, Torino.
- NAESS A., 1989 – *Ecosofia. Ecologia, società, e stili di vita*. Trad. it. di Elena Recchia, a cura di Antonio Airoidi e Giovanni Salio, RED edizioni, Como, 1994; dall'originale *Ecology, Community and Lifestyle. An Outline of an Ecosophy*, Cambridge University Press.
- PATRONE G., 1979 – *Stravaganza terza; la fustaia da dirado: realtà o fantasma?* Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, vol. 28: 267-306.

SESSIONE / *SESSION 1*

ECOLOGIA, BIODIVERSITÀ GENETICA
E PROCESSI DI ADATTAMENTO DELLE FORESTE
AI CAMBIAMENTI CLIMATICI

*ECOLOGY, BIODIVERSITY, GENETICS
AND FOREST ADAPTATION PROCESSES
TO CLIMATE CHANGE*

Chairpersons

Marco Borghetti

Raffaello Giannini

SESSIONE / *SESSION 1*

RELAZIONI ORALI

ORAL PRESENTATIONS

LA STRUTTURA GENETICA SPAZIALE PUÒ ESSERE UTILIZZATA COME INDICATORE DI VETUSTÀ DEI BOSCHI DI FAGGIO? PRIMI RISULTATI IN ITALIA CENTRALE

Donatella Paffetti¹, Silvia Fiorentini², Cristina Vettori³, Francesca Bottalico²
Anna Buonamici³, Alberto Maltoni², Susanna Nocentini²
Raffaello Giannini², Davide Travaglini²

¹Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente (DISPAA), Università degli Studi di Firenze; donatella.paffetti@unifi.it

²Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari Alimentari e Forestali (GESAAF), Università degli Studi di Firenze

³Istituto di Bioscienze e Biorisorse (IBBR), Consiglio Nazionale delle Ricerche, Sesto Fiorentino (FI)

La variabilità genetica è un fattore determinante a lungo termine di adattamento e plasticità della popolazione. Ciò è essenziale per la sopravvivenza di tutte le popolazioni, ma è ancora più importante per i popolamenti forestali. La gestione forestale è una delle attività antropiche che può alterare le caratteristiche strutturali e la variabilità genetica delle foreste.

Le foreste vetuste sono ecosistemi che si sono sviluppati per molti anni in assenza di disturbi umani; sono di solito percepite come sistemi biologici complessi, composti da alberi secolari di grandi dimensioni e da materiale legnoso in decomposizione che costituiscono habitat importanti per molte specie animali e vegetali. In Italia, dove la pressione antropica sulle foreste ha una storia molto antica, le foreste con caratteristiche potenzialmente vetuste sono rare e sono state osservate in alcune aree remote delle Alpi e degli Appennini. La maggior parte degli studi sui popolamenti vetusti si sono concentrati sull'identificazione di quali attributi strutturali siano più strettamente correlati alla vetustà (ad esempio il numero di grandi alberi viventi e la quantità di legno morto), mentre poco si sa sulla struttura genetica spaziale dei boschi non gestiti da molto tempo.

L'obiettivo di questo studio è stato quello di verificare se la struttura spaziale della diversità genetica può essere utilizzata come indicatore genetico di vetustà.

Parole chiave: struttura spaziale genetica, *landscape genetics*, boschi vetusti, *Fagus sylvatica* L.

Keywords: spatial genetic structure, landscape genetics, old-growth forest, *Fagus sylvatica* L.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-dp-stru>

1. Introduzione

Gli ecosistemi terrestri hanno una "capacità interna" di reagire ai disturbi ambientali e ai cambiamenti globali grazie alla variazione genetica intrinseca in ogni organismo vivente. In effetti, i geni determinano i *pathway* metabolici di risposta al disturbo (Schaberg *et al.*, 2008). A questo proposito, per valutare lo *status* genetico di un ecosistema, e quindi la sua capacità di reagire/adattarsi, è fondamentale analizzare le variazioni ipotetiche della variabilità genetica della popolazione e le conseguenze di tali modifiche. Inoltre, la diversità genetica è fondamentale per la sopravvivenza e l'evoluzione delle popolazioni mediante la risposta selettiva ai diversi stimoli ambientali (Schaberg *et al.*, 2008). Pertanto, la variabilità genetica è un fattore determinante a lungo termine di plasticità e adattamento delle popolazioni. Ciò è particolarmente importante ed essenziale per la sopravvivenza di tutte le popolazioni, ma è ancora più critico per i popolamenti forestali per la loro limitata mobilità, i tempi necessari per raggiungere la maturità riproduttiva e, in generale, i loro lunghi cicli vitali (Finkeldey e Ziehe, 2004). La gestione forestale è

una delle attività antropiche che può alterare sia le caratteristiche strutturali che la variabilità genetica delle foreste. Le attività antropiche influenzano la variabilità alterando la diversità genetica delle popolazioni e, in particolare, il flusso genico (Finkeldey e Ziehe, 2004). In effetti, le attività selvicolturali possono ridurre la densità e/o la dimensione di una popolazione, portando ad una riduzione del flusso genico e ad un conseguente aumento della consanguineità con diversi effetti di deriva genetica (Finkeldey e Ziehe, 2004; Hosius *et al.*, 2006). Nel breve termine, la selvicoltura rimuovendo un certo numero di alberi (quindi i loro alleli) rappresenta una forza selettiva di origine antropica.

La struttura della diversità genetica (la distribuzione eterogenea e non casuale dei geni e dei genotipi) di una popolazione è un sistema dinamico e mutevole (Hosius *et al.*, 2006) e la gestione può potenzialmente avere un impatto negativo sulla struttura genetica delle foreste se alleli "importanti" per l'adattamento vengono rimossi. La plasticità fenotipica viene definita come la capacità di un dato genotipo (cioè, un singolo *set* di geni) di generare una serie di diversi fenotipi in risposta a diverse condizioni ambientali (Pigliucci *et al.*, 2006).

Pertanto, la conservazione di un ecosistema nel lungo periodo è legata alla “capacità di vita” di una popolazione (cioè, dei suoi individui) nel contrastare i cambiamenti ambientali e per favorire la conservazione è fondamentale la comprensione della struttura della diversità genetica di una popolazione (Jump e Penuelas, 2005). È generalmente accettato che i genotipi tendono a presentare una distribuzione non casuale all'interno delle popolazioni naturali (Epperson, 2000). Tuttavia, dati empirici necessari a chiarire i modelli specifici di struttura genetica tra foreste primarie e gestite sono ancora incompleti e questo è ancora più vero per la strutturazione di genotipi rispetto ai fenotipi in scala spazio-temporale.

Le foreste vetuste sono ecosistemi che si sono sviluppati per molti anni in assenza di disturbi antropici, sono percepite come sistemi biologici complessi composti da alberi secolari di grandi dimensioni e da materiale legnoso in decomposizione che costituiscono *habitat* importanti per molte specie animali e vegetali. Secondo il *Forest Resource Assessment* (FAO-FRA 2010), le foreste primarie (ossia foreste di specie autoctone dove non ci sono chiari, visibili segni di attività umane e i processi ecologici non sono stati alterati in modo significativo) rappresentano il 36% della superficie forestale mondiale; la maggior parte di queste foreste sono in America (66%), mentre in Europa, se si esclude la Federazione Russa, le foreste primarie sono rare (0,4%). In Italia, dove la pressione antropica sulle foreste ha una storia molto antica, le foreste con caratteristiche potenzialmente vetuste sono in numero esiguo e sono state osservate in alcune aree remote delle Alpi e degli Appennini, spesso all'interno di aree protette. La maggior parte degli studi sui popolamenti vetusti si sono concentrati sull'identificazione di quali attributi strutturali siano più strettamente correlati alla vetustà (ad esempio il numero di grandi alberi viventi e la quantità di legno morto) (Barbati *et al.*, 2012), mentre poco si conosce sulla struttura genetica dei boschi non gestiti da molto tempo. Dati pubblicati in Paffetti *et al.* (2012) indicano che un bosco vetusto di faggio mostra livelli di diversità genetica simili a quelli riscontrabili in una faggeta gestita, ma il bosco vetusto presenta una struttura spaziale della diversità genetica complessa e non casuale dove ogni sottopopolazione rappresenta un gruppo familiare. A partire da quest'ultima osservazione, l'obiettivo di questo studio è stato quello di verificare se la struttura spaziale della diversità genetica può essere utilizzata come indicatore genetico di vetustà in popolamenti dominati da questa specie.

Il lavoro è stato sviluppato seguendo 2 *step*:

- 1) elaborazione di un metodo di campionamento per l'applicazione dell'indicatore genetico di vetustà;
- 2) validazione dell'indicatore genetico di vetustà.

2. Materiali e Metodi

2.1 Aree di studio

2.1.1 Area di studio: Fonte Novello (Pietracamela-TE)

Il primo *step* si basa sull'area di studio considerata in Paffetti *et al.* (2012), situata in località Fonte Novello all'interno del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti

della Laga. Tale ricerca aveva esaminato due popolamenti, che nel presente lavoro sono denominati “Plot A” e “Plot A1”, posti ad una distanza di circa 2 km l'uno dall'altro. Il Plot A ha una superficie di 0,64 ettari ed è situato in una faggeta pura con evidenti caratteri di vetustà, dove, nel corso degli ultimi 400 anni, non è stato effettuato nessun tipo di utilizzazione a causa di conflitti amministrativi tra i due comuni confinanti di Pietracamela e di Fano Adriano. Il Plot A1 ha una superficie di 0,27 ettari ed è inserito in una faggeta pura, gestita, attraverso una fase preliminare di conversione intensiva da ceduo in fustaia mediante diradamento dal basso seguita da un regime a tagli successivi; nell'area, 6 anni prima dell'inizio dello studio, è stato effettuato un taglio di sementazione.

Lo studio di Paffetti *et al.* (2012) evidenziava una maggiore complessità strutturale associata alla faggeta non gestita. Infatti, gli alberi censiti nel Plot A presentano un'ampia gamma di diametri, variabile tra 8 e 230 cm, mentre il Plot A1, era caratterizzato da una distribuzione delle piante in classi di diametro unimodale, con un *range* tra 11 e 57 cm e con un picco nella classe di diametro di 25 cm.

La struttura verticale consiste di tre strati nel Plot A e di due nel Plot A1. Il modello spaziale di distribuzione orizzontale mostra una struttura a gruppi nel bosco vetusto contrapposta ad una struttura casuale nel bosco gestito.

2.1.2 Area di studio: Sasso Fratino (Bagno di Romagna - FC)

Il secondo *step* di questo studio è stato condotto nella Riserva Integrale di Sasso Fratino, all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, come descritto in Travaglini *et al.* (2012). La riserva è stata istituita nel 1959. L'area di studio, di 0,92 ettari, in questo lavoro denominata “Plot B”, si trova nel comune di Bagno di Romagna (FC), all'interno del nucleo storico della Riserva, nella zona denominata “Quota 900”. Si tratta di una foresta di faggio misto con abete bianco.

Nel cuore della Riserva le attività selvicolturali si sono concluse non meno di 70 anni fa e le utilizzazioni passate sono state discontinue e di bassa intensità a causa della difficoltà di accesso (Travaglini *et al.*, 2012). Il faggio è la specie prevalente, rappresentando il 54% del numero totale di alberi e oltre il 75% di area basimetrica totale. I faggi presentano dimensioni ragguardevoli: l'altezza media è pari a 40 m con una altezza massima di 45 m; il diametro medio è pari a 76 cm con un diametro massimo di 126 cm.

La distribuzione del numero di piante in classi di diametro risulta essere unimodale e piuttosto uniforme. La struttura verticale consiste di tre strati ed il modello spaziale di distribuzione orizzontale mostra una struttura casuale (Travaglini *et al.*, 2012).

2.2 Analisi molecolari

2.2.1 Metodo di campionamento

I dati molecolari ottenuti nel lavoro di Paffetti *et al.* (2012) sono stati utilizzati in questo studio per il rag-

giungimento dei risultati del primo *step*. Il materiale vegetale era stato prelevato da ogni pianta presente nel Plot A e A1, effettuando di fatto un censimento. Dal materiale vegetale prelevato (gemme) è stato estratto il DNA genomico e di ogni albero fu definito il *genotyping* mediante 4 loci nucleari microsatelliti (nSSR): FS1-15, FS4-46, FS1-25 e FCM5, amplificati via PCR come riportato in Paffetti *et al.* (2012). Considerato che il censimento può richiedere tempi lunghi per la raccolta del materiale vegetale e per le successive analisi genetiche, i dati rilevati nei Plot A e A1 sono stati utilizzati per validare un metodo di campionamento per l'applicazione dell'indicatore genetico di vetustà. Si è operato simulando campionamenti di diversa dimensione al fine di individuare quale di questi avesse fornito risultati paragonabili con quelli ottenuti con il censimento e eventualmente individuare quale fosse la migliore dimensione del campione da adottare. Pertanto sono stati simulati tre campionamenti randomizzati stratificati, supponendo che il fattore da correlare al carattere struttura spaziale della diversità genetica fosse la distribuzione in classi di diametro del popolamento, basati, rispettivamente, sul 60%, 30% e 15% del numero totale delle piante presenti in ciascun plot.

2.2.2 Applicazione del metodo di campionamento

Le analisi effettuate per il raggiungimento dei risultati del secondo *step* sono state eseguite a partire dal materiale vegetale raccolto da un campione di piante di faggio presenti nel Plot B, utilizzando il metodo di campionamento descritto in precedenza e la migliore dimensione campionaria individuata sulla base dei risultati ottenuti nel primo *step*. Dal materiale vegetale prelevato (gemme o tessuto cambiale) è stato estratto il DNA genomico e di ogni singolo albero è stato definito il *genotyping* mediante l'utilizzo degli stessi 4 loci nucleari microsatelliti (nSSR) utilizzati per le analisi eseguite nel lavoro di Paffetti *et al.* (2012).

2.3 Analisi statistiche

Le statistiche di diversità genetica sono state calcolate usando SPAGeDi 1.3a (Hardy e Vekemans, 2002) e GENEPOP 3.3 (Raymond e Rousset, 1995) con le stesse condizioni riportate in Paffetti *et al.* (2012). La spazializzazione della struttura della diversità genetica nei diversi plot è stata ottenuta con i *software* STRUCTURE vers. 2.3 (Pritchard *et al.*, 2000) e GENELAND vers 3.0 (Guillot *et al.*, 2009) con le stesse condizioni riportate in Paffetti *et al.* (2012). La stima della quantità di variazione genetica tra e dentro i gruppi considerati è stata calcolata tramite analisi gerarchiche di varianza molecolare (AMOVA) (Excoffier *et al.*, 1992).

3. Risultati e discussione

3.1 Censimento vs. campionamento

Dal lavoro di Paffetti *et al.* (2012) appare chiaro che la diversità genetica determinata usando come marcatori molecolari 4 loci nucleari microsatelliti (nSSR) risulta elevata in entrambi i plot di Fonte Novello, fatta eccezione per il numero di alleli rari (alleli con frequenza

minore del 5%) che è risultato inferiore nel Plot A1 (bosco gestito) (Tab. 1). Inoltre, la divergenza genetica tra i due plot risulta molto bassa ($F_{ST} = 0,01$), confermando che i livelli di variabilità genetica tra i due siti sono comparabili. Invece, la struttura spaziale genetica dei due plot ha messo in evidenza due situazioni opposte.

Il popolamento del Plot A (bosco vetusto), suddivisibile in 7 sottopopolazioni, ognuna costituita da alberi geneticamente più simili tra loro che con ogni altro (Fig 1 a e b), presenta una struttura spaziale della diversità genetica complessa. Viceversa il popolamento del Plot A1 (bosco gestito) presenta una struttura molto più semplificata formata solo da 2 sottopopolazioni (Fig. 2 a e b). Più in generale, dai risultati ottenuti con l'analisi molecolare di tutti gli alberi presenti nei siti esaminati (100 e 134 rispettivamente nel Plot A e A1), si evince che la struttura spaziale delle diversità genetica può essere considerata un indicatore genetico di vetustà. I risultati ottenuti con il campionamento randomizzato stratificato hanno evidenziato che:

- il campionamento con riduzione del numero di piante al 30% del totale per il Plot A (bosco vetusto di Fonte Novello) (Fig. 3 c e d) è rappresentativo del censimento. Infatti, tramite un'analisi gerarchica di varianza molecolare (AMOVA) si mette in evidenza che tra il censimento e il campionamento del 30% degli alberi non ci sono differenze significative di varianza genetica (Tab. 2). Anche per il Plot A1 (bosco gestito di Fonte Novello) il modello simulato di campionamento del 30% di piante (Fig. 4 c e d) risulta rappresentativo del censimento (Tab. 2);

- dal confronto tra i gruppi dei Plot A e A1, ottenuti con il censimento tramite un'analisi gerarchica di varianza molecolare (AMOVA), come atteso dai risultati di divergenza genetica ($F_{ST} = 0,01$), risulta significativa una percentuale di varianza genetica tra i due gruppi prossima allo 0 (nessuna variabilità genetica tra i due gruppi), mentre tutta la diversità risulta significativamente associata alla variazione genetica tra le piante (Tab. 3). I dati riportati in tabella 3 indicano che i risultati del confronto tra i due gruppi ottenuti con riduzione del campione al 30% delle piante sono paragonabili a quelli ottenuti con il censimento. Ciò conferma che il campionamento randomizzato stratificato con riduzione del numero di piante al 30% del totale si può considerare rappresentativo.

3.2 Validazione dell'indicatore genetico di vetustà

In questo *step* il bosco vetusto di Fonte Novello è stato confrontato con il bosco vetusto di Sasso Fratino al fine di verificare se anche a Sasso Fratino si presentasse una struttura spaziale genetica complessa in un popolamento non gestito da diversi decenni.

A Sasso Fratino le analisi genetiche sono state fatte eseguendo un campionamento randomizzato stratificato (§ 2.2) prelevando materiale vegetale dal 30% delle piante presenti (campione di 27 piante).

In tabella 1 si riportano i risultati di diversità genetica rilevata a Sasso Fratino con gli stessi 4 loci nSSR utilizzati nei due plot di Fonte Novello, uno gestito e l'altro non gestito.

I risultati ottenuti mettono in evidenza che i parametri di diversità genetica riscontrati nei boschi vetusti di Fonte Novello (Plot A) e Sasso Fratino (Plot B) sono tra loro paragonabili e sono simili a quelli che si riscontrano nel bosco gestito di Fonte Novello (Plot A1) (Tab. 1) confronto tra i campionamenti con riduzione al 30%). La popolazione di faggio del bosco vetusto di Sasso Fratino (Plot B) presenta una struttura spaziale della diversità genetica complessa e non casuale, così come osservato nel caso del bosco vetusto di Fonte Novello (Plot A) (Fig. 3 a e b) a differenza di quanto riscontrato nel bosco gestito (Plot A1) (Fig. 4 a e b):

- (i) la popolazione del Plot B ottenuta mediante campionamento stratificato con riduzione al 30% è suddivisibile in 5 gruppi genetici (5 sottopopolazioni) (Fig. 5 a e b);
- (ii) la popolazione del Plot A ottenuta mediante campionamento stratificato con riduzione al 30% è suddivisibile in 4 gruppi genetici (4 sottopopolazioni) (Fig. 3 a e b);
- (iii) la popolazione del Plot A1 ottenuta mediante campionamento stratificato con riduzione al 30% è suddivisibile in 2 gruppi genetici (2 sottopopolazioni) (Fig. 4 a e b).

4. Conclusioni

In conclusione possiamo affermare che i boschi vetusti puri o a prevalenza di faggio non presentano tassi di diversità genetica diversi da quelli riscontrabili in boschi gestiti, ma una struttura spaziale della diversità genetica complessa e non casuale.

I boschi vetusti presentano una struttura spaziale complessa (una distribuzione eterogenea e non casuale dei genotipi) e quindi sono un sistema dinamico e mutevole, che contengono in sé le potenzialità attraverso la generazione di nuova variabilità genetica (ottenuta per mutazione genica, per ricombinazione tra genotipi, per flusso genico tra sottopopolazioni) di rispondere/adattarsi ai disturbi ambientali. In ultima analisi la struttura spaziale genetica di un popolamento può essere utilizzata come indicatore di vetustà dei boschi di faggio.

Le prime esperienze condotte in Italia indicano che ai fini dell'applicazione dell'indicatore genetico di vetustà è sufficiente campionare circa il 30% delle piante presenti nel sito utilizzando un campionamento randomizzato stratificato in funzione della ripartizione delle piante in classi di diametro.

Tabella 1. Stime di diversità genetica nei Plot A, A1 e B. Numero di alleli (N), numero di alleli rari (N_{rari}), eterozigosi attesa (H_a), indice di fissazione (F_{IS}) e frequenza di alleli nulli (Alleli nulli) per i 4 loci *n*SSR e media dei loci.

Table 1. Genetic variability estimates in Plot A, A1 and B. Number of alleles (N), number of rare alleles (N_{rare}), expected heterozygosity (H_e), fixation indexes (F_{IS}) and null allele frequencies (null alleles) for the four *n*SSR loci and averaged over loci.

<i>Plot A (Bosco vetusto-Fonte Novello)</i>										
	<i>Totale</i>					<i>30% del totale</i>				
<i>Locus</i>	<i>N</i>	<i>N_{rari}</i>	<i>H_a</i>	<i>F_{IS}</i>	<i>Alleli nulli</i>	<i>N</i>	<i>N_{rari}</i>	<i>H_a</i>	<i>F_{IS}</i>	<i>Alleli nulli</i>
FS1-15	16	10	0,87	0,15	0,04	11	4	0,87	0,17	0,06
FS4-46	18	14	0,86	0,41	0,16	14	9	0,84	0,27	0,09
FMC 5	18	11	0,91	0,25	0,09	15	6	0,91	0,21	0,06
FS1-25	18	14	0,83	0,13	0,03	17	11	0,88	0,15	0,06
<i>Media</i>	<i>17,5</i>	<i>12,2</i>	<i>0,87</i>	<i>0,24</i>	<i>0,08</i>	<i>14,2</i>	<i>7,5</i>	<i>0,87</i>	<i>0,20</i>	<i>0,07</i>
<i>Plot A1 (Faggeta gestita-Fonte Novello)</i>										
	<i>Totale</i>					<i>30% del totale</i>				
<i>Locus</i>	<i>N</i>	<i>N_{rari}</i>	<i>H_a</i>	<i>F_{IS}</i>	<i>Alleli nulli</i>	<i>N</i>	<i>N_{rari}</i>	<i>H_a</i>	<i>F_{IS}</i>	<i>Alleli nulli</i>
FS1-15	13	8	0,80	0,07	0,03	11	4	0,87	0,17	0,06
FS4-46	10	5	0,79	0,43	0,17	14	9	0,84	0,27	0,09
FMC 5	14	8	0,88	0,32	0,13	15	6	0,91	0,21	0,06
FS1-25	13	6	0,86	0,14	0,05	17	11	0,88	0,15	0,06
<i>Media</i>	<i>12,5</i>	<i>6,7</i>	<i>0,83</i>	<i>0,24</i>	<i>0,09</i>	<i>14,2</i>	<i>7,5</i>	<i>0,87</i>	<i>0,20</i>	<i>0,07</i>
<i>Plot B (Bosco vetusto-Sasso Fratino)</i>										
						<i>30% del totale</i>				
<i>Locus</i>						<i>N</i>	<i>N_{rari}</i>	<i>H_a</i>	<i>F_{IS}</i>	<i>Alleli nulli</i>
FS1-15						17	12	0,90	0,18	0,01
FS4-46						13	7	0,85	0,44	0,21
FMC 5						18	12	0,89	0,25	0,13
FS1-25						13	5	0,88	0,31	0,15
<i>Media</i>						<i>15,2</i>	<i>9</i>	<i>0,88</i>	<i>0,29</i>	<i>0,13</i>

Tabella 2. Analisi gerarchica della varianza molecolare del Plot A e del Plot A1. L'analisi è stata condotta tra il gruppo costituito dal totale di piante di faggio censite e il gruppo costituito dal campionamento del 30% degli alberi.

Table 2. Analysis of MOlecular VAriance (AMOVA) of the Plot A (old-growth forest) and Plot A1 (managed forest). In both cases, between the census beech trees and the sampling of the 30%.

<i>Plot A (Bosco vetusto-Fonte Novello)</i>					
<i>Sorgente di variazione</i>	<i>Gradi di libertà</i>	<i>Somma di quadrati</i>	<i>Percentuale di variazione</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tra gruppi	1	0,78	0	0,23	<0,001
Tra piante dentro i gruppi	134	286,78	22	-0,01	<1,000
Tra piante	136	183,00	78	0,22	<0,001
Totale	271	470,56	100		
<i>Plot A1 (Faggeta gestita-Fonte Novello)</i>					
<i>Sorgente di variazione</i>	<i>Gradi di libertà</i>	<i>Somma di quadrati</i>	<i>Percentuale di variazione</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tra gruppi	1	1,58	0	0,25	<0,001
Tra piante dentro i gruppi	131	273,56	25	-0,01	<1,000
Tra piante	133	165,00	75	0,25	<0,001
Totale	265	440,14	100		

Tabella 3. Analisi di varianza molecolare (AMOVA) tra il bosco vetusto (Plot A) e la faggeta gestita (Plot A1) di Fonte Novello.

Table 3. Analysis of MOlecular VAriance (AMOVA). Old-growth beech forest (Plot A) vs managed beech forest (Plot A1).

<i>Plot A (100%) vs Plot A1 (100%)</i>					
<i>Sorgente di variazione</i>	<i>Gradi di libertà</i>	<i>Somma di quadrati</i>	<i>Percentuale di variazione</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tra gruppi	1	6,51	1	0,24	<0,001
Tra piante dentro i gruppi	191	403,94	24	0,01	<0,001
Tra piante	193	250,50	75	0,25	<0,001
Totale	385	660,95	100		
<i>Plot A (30%) vs Plot A1 (30%)</i>					
<i>Sorgente di variazione</i>	<i>Gradi di libertà</i>	<i>Somma di quadrati</i>	<i>Percentuale di variazione</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tra gruppi	1	4,62	1	0,24	<0,001
Tra piante dentro i gruppi	74	156,40	24	0,02	<0,018
Tra piante	76	97,50	75	0,26	<0,001
Totale	151	258,52	100		

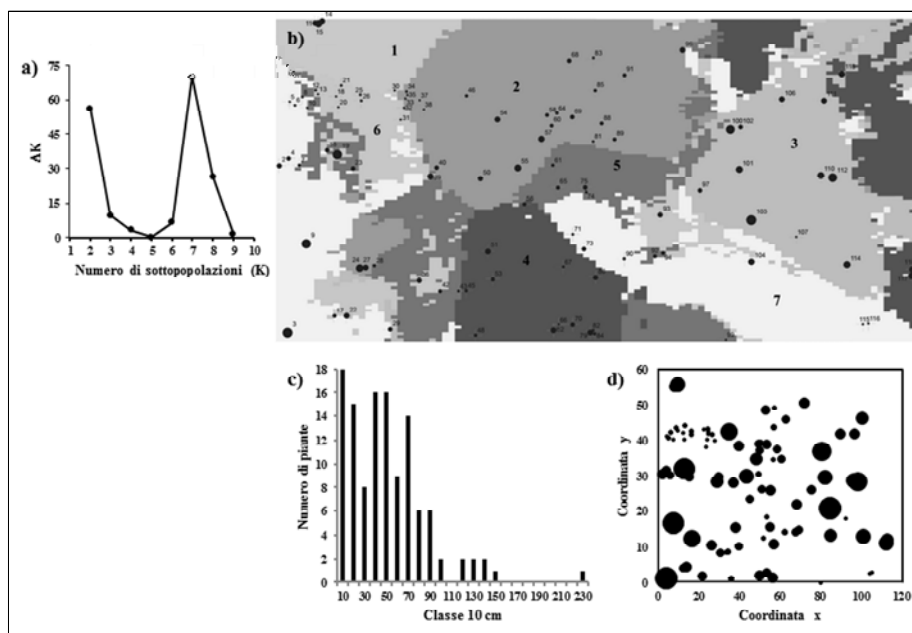


Figura 1. Mappa di struttura spaziale della diversità genetica del Plot A (bosco vetusto di Fonte Novello): a) numero di sottopopolazioni; b) mappa di distribuzione spaziale delle sottopopolazioni; c) suddivisione delle piante in classi di diametro; d) loro distribuzione spaziale (modificata da Paffetti *et al.*, 2012).

Figure 1. Genetic spatial structure map of Plot A (Fonte Novello old-growth forest): a) number of subpopulations; b) spatial distribution map of the subpopulations; c) stem number diameter distribution; d) spatial distribution of trees (modified by Paffetti *et al.*, 2012).

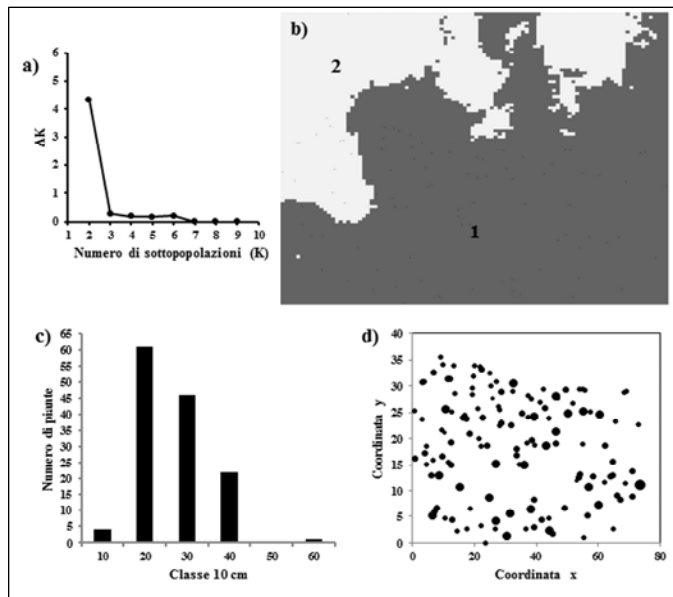


Figura 2. Mappa di struttura spaziale della diversità genetica del Plot A1 (faggeta gestita di Fonte Novello): a) numero di sottopopolazioni; b) mappa di distribuzione spaziale delle sottopopolazioni; c) suddivisione delle piante in classi di diametro; d) loro distribuzione spaziale (modificata da Paffetti *et al.*, 2012).

Figure 2. Genetic spatial structure map of Plot A1 (Fonte Novello managed forest): a) number of subpopulations; b) spatial distribution map of the subpopulations; c) stem number-diameter distribution; d) spatial distribution of trees (modified by Paffetti *et al.*, 2012).

Figura 3. Campionamento del 30% degli alberi di faggio censiti nel Plot A (bosco vetusto di Fonte Novello): a) numero di sottopopolazioni; b) mappa di distribuzione spaziale delle sottopopolazioni; c) suddivisione delle piante in classi di diametro; d) loro distribuzione spaziale.

Figure 3. Sampling of the 30% of census beech trees in the Plot A (Fonte Novello old-growth forest): a) number of subpopulations; b) spatial distribution map of the subpopulations; c) stem number-diameter distribution; d) their spatial distribution.

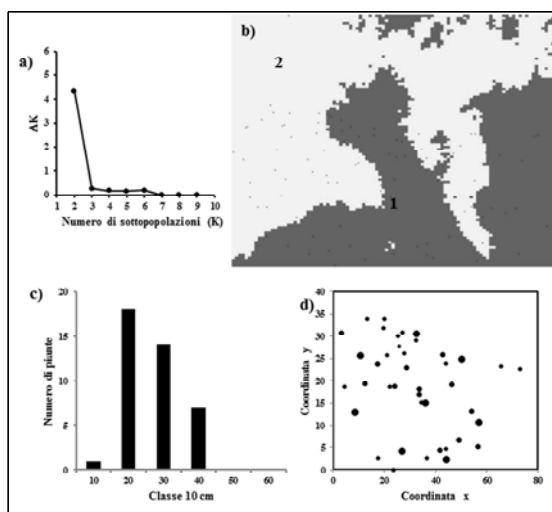
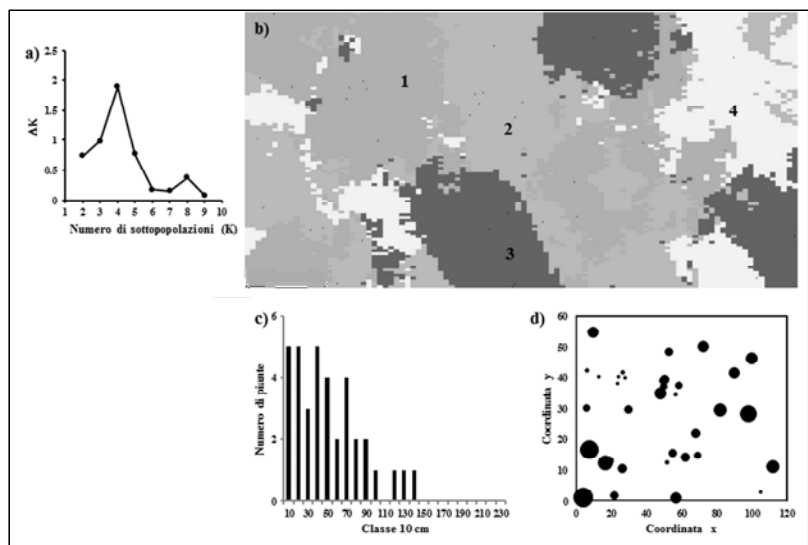


Figura 4. Campionamento randomizzato stratificato con riduzione al 30% del totale delle piante di faggio censite nel Plot A1 (faggeta gestita di Fonte Novello): a) numero di sottopopolazioni; b) mappa di distribuzione spaziale delle sottopopolazioni; c) suddivisione delle piante in classi di diametro; d) loro distribuzione spaziale.

Figure 4. Randomized stratified sampling of the Plot A1 (30% of the census beech trees): a) number of subpopulations; b) spatial distribution map of the subpopulations; c) stem number-diameter distribution; d) their spatial distribution.

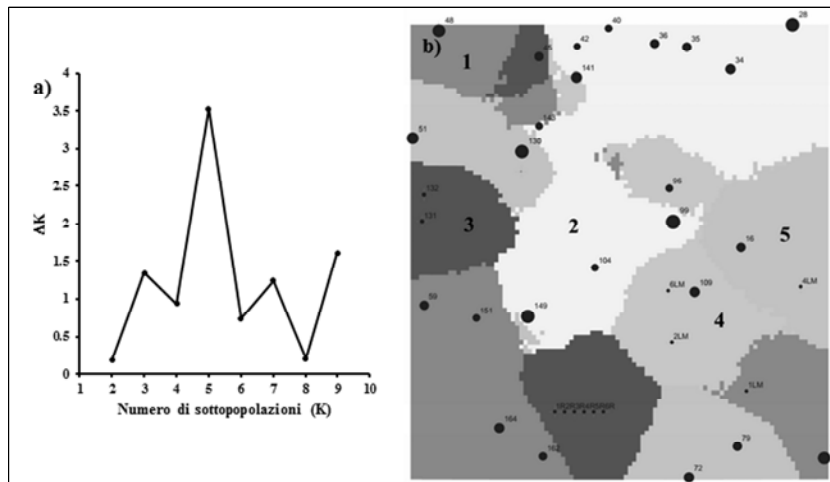


Figura 5. Mapa di struttura spaziale della diversità genetica del Plot B (bosco vetusto di Sasso Fratino): a) numero di sottopopolazioni, b) mappa di distribuzione spaziale delle sottopopolazioni.

Figure 5. Genetic spatial structure map of Plot B (Sasso Fratino old-growth forest): a) number of subpopulations, b) spatial distribution map of the subpopulations.

Ringraziamenti

Lavoro svolto in parte con fondi del Progetto FIRB2012 “MIMOSE: Sviluppo di modelli innovativi per il monitoraggio multiscala degli indicatori di servizi ecosistemici nelle foreste mediterranee” (Protocollo: RBFR121TWX, coordinatore nazionale: F. Lombardi) finanziato dal Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca.

SUMMARY

Can spatially explicit genetic structure be used as an indicator of old-growthness in beech dominated stands? First results from central Italy

Genetic variability is a long term determinant of population adaptation and plasticity. It is particularly important and essential for the survival of all populations, but it is even more critical for forest stands. Forest management is one of the human activities that can alter both structural characteristics and genetic variability of forests. Old-growth forests are ecosystems which have developed without human disturbances for many years; they are usually perceived as complex natural systems composed of old trees and decaying woody materials which are important habitat for many species. In Italy, human pressure on forests has a very long history and today there are no true primary forests in the Italian peninsula. However, in some remote areas of the Alps and Apennines, there are forests which have been left to natural evolution for many years and have developed potential old-growth features. Most studies on stand structure focus on identifying which structural attributes appear to be more strongly related to old-growthness (e.g. number of large living trees, amount of deadwood), while little is known on spatial genetic structure in unmanaged forests. The aim of this study was to test whether the spatial structure of genetic diversity can be used as an indicator of old-growthness for beech dominated stands.

BIBLIOGRAFIA

- Barbati A., Salvati R., Ferrari B., Di Santo D., Quatrini A., Portoghesi L., Travaglini D., Iovino F., Nocentini S., 2012 – *Assessing and promoting old-growthness of forest stands: lessons from research in Italy*. Plant Biosystems, 146 (1): 167-174.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2011.650730>
- Epperson B.K., 2000 – *Spatial genetic structure and non-equilibrium demographics within plant populations*. Plant Species Biology, 15: 269-279.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-1984.2000.00046.x>
- Excoffier L., Smouse P.E., Quattro J.M., 1992 – *Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data*. Genetics, 131: 479-491.
- FAO-FRA, 2010 – *Global forest resource assessment 2010. Main Report*. FAO Forestry Paper, 163. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nation. Available: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>. Accessed: 23 December 2014.
- Finkeldey R., Ziehe M., 2004 – *Genetic implications of silvicultural regimes*. Forest Ecology Management, 197: 231-244.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.Foreco2004.05.036>
- Guillot G., Leblois R., Coulon A., Frantz A.C., 2009 – *Statistical methods in spatial genetics*. Molecular Ecology, 18: 4734-4756.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04410.x>
- Hardy O.J., Vekemans X., 2002 – *SPAGeDi: a versatile computer program to analyze spatial genetic structure at the individual or population levels*. Molecular Ecology Notes, 2: 618-620.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1471-8286.2002.00305.x>
- Hosius B., Leinemann L., Konnert M., Bergmann F., 2006 – *Genetic aspects of forestry in the central Europe*. European Journal of Forest Research, 125: 407-417. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-006-0136-4>.
- Jump A.S., Penuelas J., 2005 – *Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change*. Ecology Letters, 8: 1010-1020.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00796.x>

- Paffetti D., Travaglini D., Buonamici A., Nocentini S., Vendramin G.G., Giannini R., Vettori C., 2012 – *The influence of forest management on beech (Fagus sylvatica L.) stand structure and genetic diversity*. Forest Ecology and Management, 284: 34-44.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.026>
- Pigliucci M., Murren C.J., Schlichting C.D., 2006 – *Phenotypic plasticity and evolution by genetic assimilation*. The Journal of Experimental Biology, 209: 2362-2367. <http://dx.doi.org/10.1242/jeb.02070>
- Pritchard J.K., Stephens M., Donnelly P., 2000 – *Inference of population structure using multilocus genotype data*. Genetics, 155: 945-959.
- Raymond M., Rousset F., 1995 – *GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism*. Journal Heredity, 86: 248-249.
- Schaberg P.G., DeHayes D.H., Hawley G.J., Nijensohn S.E., 2008 – *Anthropogenic alterations of genetic diversity within tree populations: Implications for forest ecosystem resilience*. Forest Ecology Management, 256: 855-862.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.038>
- Travaglini D., Paffetti D., Bianchi L., Bottacci A., Bottalico F., Giovannini G., Maltoni A., Nocentini S., Vettori C., Calamini G., 2012 – *Characterization, structure and genetic dating of an old-growth beech-fir forest in the northern Apennines (Italy)*. Plant Biosystems, 146 (1): 175-188.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2011.650731>

PRIMA STIMA MEDIANTE MARCATORI SSR DELLA VARIAZIONE GENETICA TRA LE POPOLAZIONI DI *PINUS LARICIO* POIRET NEL LORO NATURALE AREALE DI DISTRIBUZIONE

Savino Bonavita^{1,4}, Giovanni Giuseppe Vendramin², Vincenzo Bernardini¹
Silvano Avolio³, Teresa Maria Rosaria Regina⁴

¹Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura - Unità di ricerca per la selvicoltura in ambiente mediterraneo (CRA-SAM), Arcavacata di Rende (CS); savino.bonavita@entecra.it

²Istituto di Bioscienze e Biorisorse - Consiglio Nazionale delle Ricerche (IBBR-CNR), Sesto Fiorentino (FI)

³Fondazione Selvicoltori Forestali della Calabria (SelviForCalabria), Cosenza (CS)

⁴Dipartimento di Biologia, Ecologia e Scienze della Terra (DiBEST), Università della Calabria, Arcavacata di Rende (CS)

La diversità genetica fra le popolazioni di pino laricio (*Pinus laricio* Poiret) presenti nel loro areale naturale italiano di distribuzione (Calabria e Sicilia) è stata, per la prima volta, caratterizzata mediante l'impiego di marcatori molecolari SSR sia di tipo plastidiale sia nucleari. Entrambi i microsatelliti utilizzati si sono rivelati efficaci per la determinazione del grado di differenziamento genetico, della struttura e delle relazioni esistenti entro e tra le popolazioni. I risultati ottenuti da questo studio forniscono informazioni utili sulle più corrette strategie di gestione finalizzate, in particolare, alla conservazione e tutela di questa importante specie forestale.

Parole chiave: diversità genetica, struttura di popolazione, *Pinus laricio*, marcatori SSR, conservazione.

Keywords: genetic diversity, population structure, *Pinus laricio*, SSR markers, conservation.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-sb-pri>

1. Introduzione

Il pino laricio (*Pinus laricio* Poiret) appartiene all'insieme collettivo dei pini neri (*Pinus nigra* Arnold). Il suo areale naturale italiano comprende la Calabria (Sila e Aspromonte), la Sicilia (versante settentrionale dell'Etna) e la Corsica (Avolio, 2003). Le formazioni naturali di laricio occupano complessivamente 69.000 ettari (Avolio, 2003), distribuiti su quattro settori separati: 40.000 sulla Sila, 4000 sull'Aspromonte, 4000 sull'Etna e 21000 in Corsica. Sebbene rappresentino solo una piccola porzione dell'antica "*Silva brutia*" dei Romani, le pinete naturali di laricio calabresi e dell'Etna costituiscono popolamenti di elevato interesse forestale, fitogeografico, paesaggistico e ambientale. Specie spiccatamente termofila, xerofila, eliofila, a rapido accrescimento e molto longeva (gli esemplari della Riserva Biogenetica di Fallistro in Sila, ad esempio, superano i 350 anni di vita, con dimensioni che vanno spesso oltre i 40 m in altezza e i 150 cm in diametro), il pino laricio forma prevalentemente boschi puri, distribuiti in un'ampia fascia altimetrica (900-1800 m s.l.m.), anche se, ai margini del suo areale naturale, può consociarsi ad altre specie forestali di pari fascia (querce caducifoglie in basso, faggi e abete bianco in alto) (Avolio, 2003). È noto che gli ecosistemi forestali forniscono benefici ecologici indiscutibili in termini di controllo del clima, fissazione di anidride carbonica, protezione idrogeologica, contrasto alla desertificazione, mantenimento della

biodiversità totale. Molti ambienti forestali naturali rischiano, tuttavia, di subire profonde ed irreversibili trasformazioni sia per la pressante azione antropica cui sono continuamente sottoposti (frammentazione, abbandono, sfruttamento non sostenibile delle risorse disponibili ecc.) sia a causa di uno scenario climatico oramai in continuo e rapido mutamento. Tutte le specie viventi, e le piante forestali in particolare, saranno in grado di far fronte a tali cambiamenti in virtù delle loro capacità di adattamento e, pertanto, della ricchezza ed ampiezza del loro patrimonio genetico (*gene pool*). Attualmente, la stima della diversità genetica prevede il ricorso a tutta una serie di marcatori molecolari, considerati il più affidabile metodo di analisi della variabilità genetica, inter- e intra-specifica, di popolazioni naturali vegetali, che spesso si affianca ed integra le tecniche di caratterizzazione convenzionali. Tra i diversi marcatori molecolari, i microsatelliti o SSR (*Simple Sequence Repeats*), nucleari (nu), plastidiali (cp) e/o mitocondriali (mt), hanno trovato largo impiego nello studio della diversità genetica di popolazioni naturali di diverse specie forestali, incluse quelle appartenenti al genere *Pinus* (Soranzo *et al.*, 1999; González-Martínez *et al.*, 2004). Del tutto irrilevanti sono stati gli studi sulla variabilità molecolare che hanno, finora, interessato *Pinus laricio*, nonostante tale specie rappresenti l'espressione simbolica del paesaggio forestale calabrese. Nel presente lavoro si riporta una sintesi dei risultati ottenuti dall'analisi delle caratteristiche genetiche condotta, per la prima volta, sulle popolazioni di pino

laricio, campionate nel loro areale naturale di distribuzione, attraverso l'applicazione di marcatori cpSSR e nuSSR.

L'obiettivo primario è quello di acquisire conoscenze adeguate relativamente alla struttura genetica delle popolazioni di laricio nel loro areale di origine, che si rivelano essenziali sia per l'attivazione di opportune strategie di conservazione e salvaguardia di tale emblematica specie forestale, sia per la scelta dei popolamenti più adatti per fornire il materiale di base da impiegarsi negli interventi di rimboschimento e di ripristino ambientale.

2. Materiale e Metodi

2.1 Materiale vegetale e siti di campionamento

Il lavoro di caratterizzazione genetica è stato svolto su 7 popolazioni di *Pinus laricio*, provenienti dalle Riserve naturali di Fallistro, Roncino, San Salvatore e Trenta Coste (Parco Nazionale della Sila), Maesano (Parco Nazionale dell'Aspromonte), Linguaglossa (Parco Regionale dell'Etna) e Restonica (Parco Naturale Regionale della Corsica) (Tab. 1).

In totale sono stati campionati 459 individui, scelti in maniera casuale e non contigui tra loro, di cui si è rilevata la posizione, mediante GPS, con precisione sub-metrica.

2.2 Estrazione del DNA ed analisi SSR

Il DNA genomico è stato isolato da aghi, prelevati da ogni esemplare di pino laricio, utilizzando il *Dneasy Plant Mini Kit* della QIAGEN, secondo il protocollo fornito dalla ditta stessa. Aliquote del materiale isolato erano, quindi, quantificate mediante analisi spettrofotometriche.

Per analizzare la variabilità genetica fra le popolazioni naturali di laricio sono state testate 5 coppie di *primer* plastidiali (cp) (Pt30204, Pt36480, Pt45002, Pt71936 e Pt87268), 3 nucleari (nu) (PtTX4001, PtTX3107 e SPAG7.14) ed una mitocondriale (mt) (Nad3-1), sviluppate e utilizzate con successo in altre specie del genere *Pinus* (Vendramin *et al.*, 1996; Soranzo *et al.*, 1999; Auckland *et al.*, 2002).

Le reazioni di amplificazione sono state effettuate utilizzando un termociclatore 96-well GeneAmp® PCR System 9700 (Applied Biosystem). Il *primer forward* di ogni marcatore era marcato con un fluoroforo distinto per la visualizzazione tramite il sequenziatore capillare ABI Prism 310 (Applied Biosystem).

L'analisi dello *scoring* del risultante *data set* è stata, infine, effettuata utilizzando il *software* Genscan (Applied Biosystem).

2.3 Analisi dei dati

I parametri di diversità genetica sono stati stimati utilizzando il *software* GenAlex v.6 (Peakall e Smouse, 2006). La presenza di struttura genetica delle popolazioni è stata determinata mediante l'analisi delle coordinate principali (PCoA) ed il *software* STRUCTURE (Pritchard *et al.*, 2000).

3. Risultati

Dei nove *primer* microsatelliti utilizzati per amplificare, tramite PCR, il DNA genomico degli individui delle 7 popolazioni campionate (Tab. 1), ben 6 si sono rivelati polimorfici e, per tale motivo, sono stati impiegati per lo studio della variabilità genetica.

Nel caso specifico dei 3 cpSSR, Pt30204, Pt71936 e Pt87268, considerando tutti i 459 individui campionati, il numero di alleli per *locus* è risultato variare da un minimo di 6 (per il *locus* Pt71936) ad un massimo di 11 (per il *locus* Pt30204), per un totale di 27 varianti alleliche (Tab. 2). Le 27 varianti alleliche sono state combinate in 84 diversi aplotipi (h), di cui ben il 46% è risultato essere popolazione specifica (dati non mostrati). Livelli piuttosto elevati di diversità aplotipica (in media, $H_e=0.92$) caratterizzano le popolazioni di laricio oggetto di studio, sebbene una lieve deplezione della variabilità genetica è stata osservata nella popolazione di Restonica ($H_e=0.84$) (Tab. 2).

L'analisi AMOVA, condotta per valutare il grado di differenziazione genetica sia intra- che inter-popolazione, ha messo in evidenza che la maggior parte della variabilità era da ricondurre a differenze tra individui entro le popolazioni, per un valore pari al 96.6%, mentre il 3.4% di variabilità è attribuibile alla presenza di differenze tra le popolazioni (dati non mostrati). Per stimare le relazioni genetiche tra le popolazioni oggetto di questo studio è stata, inoltre, eseguita un'analisi PCoA (Fig. 1), la quale ha messo in evidenza la separazione delle 7 popolazioni di laricio testate. In accordo con i valori delle distanze genetiche calcolati secondo Nei (1978), gli individui delle popolazioni di laricio della Sila sono risultati molto più vicini, dal punto di vista genetico, a quelli dell'Etna e della Corsica ma nettamente distanti dagli esemplari della popolazione dell'Aspromonte (Fig. 1).

Relativamente all'indagine condotta con i nuSSR, SPAG 7.14, PtTX3107 e PtTX4001 (Materiali e Metodi), tutti i *loci* utilizzati sono risultati polimorfici, rivelando un totale di 52 varianti alleliche nei 459 individui appartenenti alle 7 popolazioni di laricio analizzate. Il numero di alleli per *locus* è risultato variare da un minimo di 6 (*locus* PtTX3107) ad un massimo di 38 alleli (*locus* SPAG 7.14) (Tab.3). Dall'analisi dei parametri di diversità genetica per ciascuna popolazione è emerso che i valori medi dell'eterozigosità osservata (H_o) ed attesa (H_e), in tutti i campioni analizzati, deviano dall'equilibrio di Hardy-Weinberg (Tab. 3). Tale dato è stato confermato anche dai valori ottenuti dell'indice di fissazione (F) (Tab. 3). L'analisi del livello di differenziazione genetica (F_{st}) ha confermato che, analogamente all'indagine condotta con i cpSSR e con valori leggermente inferiori, soltanto il 2.1% della variabilità totale è da ascrivere a differenze fra le popolazioni, mentre la maggior parte della diversità (97.9%) è dovuta a differenze all'interno delle popolazioni (dati non mostrati).

Le relazioni tra le popolazioni campionate sono state investigate, infine, mediante il programma STRUCTURE (Pritchard *et al.*, 2000) (Fig. 2). Tale *software* implementa un algoritmo in grado di analizzare

la “struttura nascosta” di una popolazione senza utilizzare alcuna conoscenza *a priori* riguardo il numero di *cluster* (K, popolazioni) presenti nel *dataset*. Ciascun individuo sarà, dunque, assegnato ad una data popolazione, sulla base del genotipo posseduto e delle frequenze alleliche delle diverse popolazioni analizzate. Dall’analisi STRUCTURE è emerso che il valore ottimale di K è pari a 3 e che gli individui delle popolazioni di pino laricio campionati si separano in tre gruppi: nel primo si ritrovano gli individui a genotipo omogeneo della popolazione di Fallistro, nel secondo gli individui a genotipo misto delle rimanenti popolazioni della Sila, mentre nel terzo quelli delle popolazioni di Aspromonte, Etna e Corsica, a genotipo più omogeneo, formano un gruppo a parte (Fig. 2).

4. Discussione e Conclusioni

Il presente lavoro rappresenta la prima dettagliata caratterizzazione genetica delle popolazioni di pino laricio, nel loro areale originario di distribuzione, mediante l’impiego della metodologia SSR. Entrambi i tipi di microsatelliti utilizzati, cpSSR e nuSSR, si sono rivelati efficaci nell’individuazione di un certo grado di differenziamento genetico esistente nelle e tra le popolazioni campionate.

L’utilizzo dei marcatori cpSSR, in particolare, ha evidenziato una ripartizione della varianza molecolare (AMOVA) del 3% tra le differenti popolazioni testate,

più bassa rispetto a quella ottenuta in studi analoghi condotti su altre specie del genere *Pinus* (Naydenov *et al.*, 2006).

Le indagini effettuate con i nuSSR hanno, di contro, rivelato un livello di differenziazione tra popolazioni inferiore rispetto a quello ottenuto con i cpSSR (2%). Questo dato sembrerebbe nel complesso dimostrare il maggior contributo del polline, rispetto al seme, al flusso genico delle popolazioni di pino laricio. I risultati ottenuti dall’analisi delle coordinate principali (PCoA), ed avvalorati dall’analisi STRUCTURE, hanno dimostrato per la prima volta la chiara strutturazione dei 7 popolamenti di laricio in tre gruppi principali, uno dei quali comprende la sola popolazione di Fallistro, ai molti conosciuta per la presenza al suo interno dei famosi “Giganti della Sila”, a conferma dell’importanza non solo paesaggistica e forestale ma da oggi anche genetica degli individui che la compongono.

Concludendo, è probabile che ulteriori analisi di *marcatori* differenti consentirebbe una stima molto più accurata della diversità genetica intraspecifica. I dati fin qui riportati, tuttavia, contribuiscono a migliorare il grado di conoscenza del *pool* genico delle popolazioni di pino laricio e rivestono una notevole valenza in campo forestale, in quanto forniscono informazioni utili per pianificare strategie di conservazione e salvaguardia di questa importante e finora inesplorata risorsa genetica del territorio.

Tabella 1. Caratteristiche principali dei siti di campionamento di *Pinus laricio* analizzati in questo studio.

Popolazione/Codice	N	Località montana	Latitudine (N)	Longitudine (E)	Altitudine (m a.s.l.)
Fallistro/FAL	108	Sila	39°19’	16°28’	1.410
Roncino/RON	60	Sila	39°04’	16°34’	1.200
S.Salvatore/SAL	60	Sila	39°22’	16°41’	1.300
Trenta Coste/TRE	60	Sila	39°29’	16°31’	1.350
Maesano/ASP	80	Aspromonte	38°06’	15°54’	1.410
Linguaglossa/ETN	80	Etna	37°48’	15°04’	1.430
Restonica/COR	11	Corsica	42°18’	9°07’	1.200

Tabella 2. Principali parametri di diversità genetica per i cpSSR (Na: numero di alleli per locus, Nh: numero di aplotipi, Nhp: numero di aplotipi privati, H_{cp}: diversità genetica plastidiale).

Popolazione	Locus	Na	Nh	Nhp	H _{cp}
FAL	Pt30204	8	25	6	0,91
	Pt71936	4			
	Pt87268	8			
RON	Pt30204	6	28	7	0,92
	Pt71936	5			
	Pt87268	7			
SAL	Pt30204	8	23	3	0,92
	Pt71936	4			
	Pt87268	6			
TRE	Pt30204	7	29	7	0,93

(Tabella 2. Continua)

	Pt71936	5			
	Pt87268	5			
ASP	Pt30204	8	33	8	0,95
	Pt71936	6			
	Pt87268	6			
ETN	Pt30204	7	34	8	0,95
<i>Popolazione</i>	<i>Locus</i>	<i>Na</i>	<i>Nh</i>	<i>Nhp</i>	<i>Hcp</i>
	Pt71936	5			
	Pt87268	9			
COR	Pt30204	3	8	-	0,84
	Pt71936	3			
	Pt87268	4			
Media		5,9	25,7	39	0,92
SE		0,03	0,04	0,03	0,02

Tabella 3. Principali parametri di diversità genetica per i nuSSR (Na: numero di alleli per locus, Ho: eterozigosità osservata, He: eterozigosità attesa, F: indice di fissazione).

<i>Popolazione</i>	<i>Locus</i>	<i>Na</i>	<i>Ho</i>	<i>He</i>	<i>F</i>
FAL	SPAG 7,14	29	0,81	0,89	0,085
	PtTX4001	6	0,45	0,71	0,364
	PtTX3107	5	0,23	0,28	0,177
	Tot	13,3	0,50	0,63	0,209
RON	SPAG 7,14	25	0,73	0,91	0,196
	PtTX4001	7	0,50	0,69	0,276
	PtTX3107	5	0,33	0,46	0,276
	Tot	12,3	0,52	0,69	0,249
SAL	SPAG 7,14	23	0,68	0,91	0,252
	PtTX4001	6	0,53	0,68	0,219
	PtTX3107	5	0,43	0,44	0,015
	Tot	11,3	0,55	0,68	0,162
TRE	SPAG 7,14	25	0,78	0,92	0,147
	PtTX4001	6	0,64	0,68	0,068
	PtTX3107	5	0,35	0,45	0,217
	Tot	12,0	0,59	0,68	0,144
ASP	SPAG 7,14	28	0,80	0,91	0,123
	PtTX4001	4	0,57	0,65	0,121
	PtTX3107	6	0,39	0,53	0,268
	Tot	12,67	0,58	0,70	0,171
ETN	SPAG 7,14	31	0,85	0,93	0,087
	PtTX4001	4	0,52	0,62	0,160
	PtTX3107	5	0,37	0,41	0,094
	Tot	13,3	0,58	0,66	0,114
COR	SPAG 7,14	10	0,27	0,89	0,696
	PtTX4001	3	0,18	0,43	0,577
	PtTX3107	3	0,64	0,57	-0,124
	Tot	5,3	0,36	0,63	0,383
Media		11,48	0,53	0,67	0,204
SE			0,04	0,04	0,04

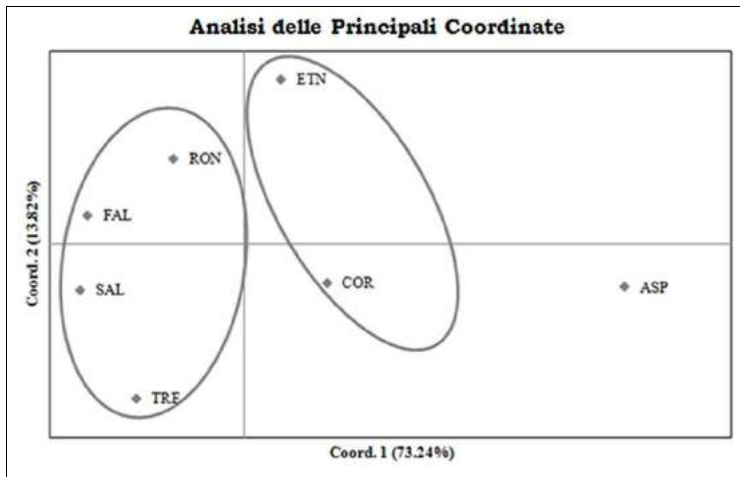


Figura 1. Analisi delle Principali Coordinate (PCoA) delle 7 popolazioni di *Pinus laricio* campionate (Tab. 1), ordinate sulla base dei valori delle distanze genetiche calcolate secondo Nei (1978).

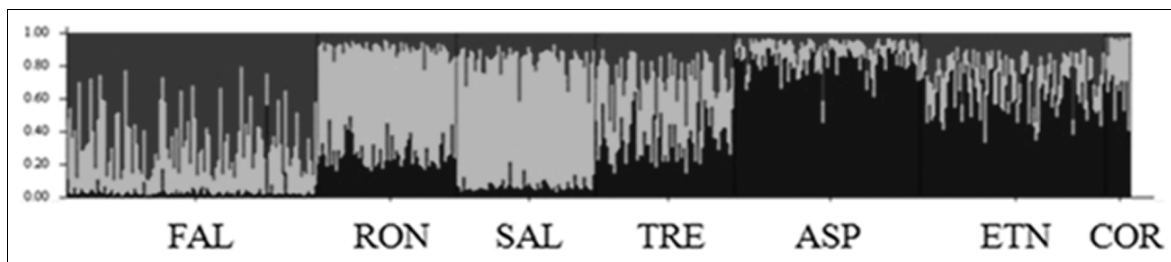


Figura 2. Struttura genetica delle popolazioni naturali di *Pinus laricio* dedotta mediante il programma STRUCTURE (Pritchard *et al.*, 2000). Nel grafico, ciascuna barra verticale rappresenta un individuo con un distinto genotipo.

SUMMARY

The first SSR-based assessment of genetic variation among *Pinus laricio* Poiret populations within their native area

The genetic difference among Calabrian pine (*Pinus laricio* Poiret) populations within their Italian native range (Calabria and Sicily), for the first time, has been characterized through the use of chloroplast and nuclear SSR molecular markers. Both the microsatellites are a useful tool for estimating genetic diversity, structure and genetic relationships within and among populations. Results issued from this study provide a basis for *laricio* pine conservation, exploitation of genetic resources and forest management.

BIBLIOGRAFIA

- Avolio S., 2003 – *Schede monografiche delle specie forestali calabresi peculiari: Pino laricio*. In: *Foreste di Calabria*, Grafiche Ghiani (Cagliari). Pp. 252-254.
- Auckland L.D., Bui T., Zhou Y., Shepherd M., Williams C.G., 2002 – *Conifer microsatellite handbook*. Corporate Press, Raleigh, N.C.
- González-Martínez S.C., Robledo-Arnuncio J.J., Collada C., Díaz A., Williams C.G., Alía R., Cervera M.T., 2004 – *Cross-amplification and sequence variation of*

microsatellite loci in Eurasian hard pines. *Theoretical and Applied Genetics*, 109 (1): 103-111.

<http://dx.doi.org/10.1007/s00122-004-1596-x>

Naydenov K.D., Tremblay F.M., Fenton N.J., Alexandrov A., 2006 – *Structure of Pinus nigra Arn. populations in Bulgaria revealed by chloroplast microsatellites and terpenes analysis: Provenance tests*. *Biochemical Systematics and Ecology*, 34 (7): 562-574. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bse.2006.01.011>

Nei M., 1978 – *Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals*. *Genetics*, 89 (3): 583-590.

Peakall R., Smouse P.E., 2006 – *GenAlEx 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research*. *Molecular Ecology Notes*, 6 (1): 288-295.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01155.x>

Pritchard J.K., Stephens M., Donnelly P., 2000 – *Inference of population structure using multilocus genotype data*. *Genetics*, 155 (2): 945-959.

Soranzo N., Provan J., Powell W., 1999 – *An example of microsatellite length variation in the mitochondrial genome of conifers*. *Genome*, 42 (1): 158-161. <http://dx.doi.org/10.1139/g98-111>

Vendramin G.G., Lelli L., Rossi P., Morgante R., 1996 – *A set of primers for the amplification of 20 chloroplast microsatellite in Pinaceae*. *Molecular Ecology*, 5 (4): 595-598.

<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-294X.1996.00111>

STRUTTURA GENETICA SPAZIALE DI UNA POPOLAZIONE RELITTA DI *TAXUS BACCATA* L.

Ilaria Spanu¹, Cristina Vettori¹, Raffaello Giannini², Donatella Paffetti³

¹Istituto di Bioscienze e Biorisorse (IBBR), Consiglio Nazionale delle Ricerche, Sesto Fiorentino (FI);
ilaria.spanu@ibbr.cnr.it

²Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari Alimentari e Forestali, Università degli Studi di Firenze

³Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente, Università degli Studi di Firenze

Il *Taxus baccata* L. attualmente mostra un'areale naturale di vegetazione molto ampio, che dal Nord Africa si spinge fino all'Europa centrale, ma localmente la sua distribuzione, nel corso degli ultimi secoli, si è ridotta a piccole popolazioni isolate, spesso costituite da pochi alberi sparsi. Probabilmente le cause di questa situazione sono imputabili ai cambiamenti climatici e/o a disturbi antropici, quali l'eccessivo sfruttamento e gli incendi. Per tali motivi, il tasso è stato incluso in diverse azioni di conservazione ed i boschi che lo ospitano sono stati designati come zone di protezione da parte dell'Unione Europea (Direttiva Habitat 92/43/CEE).

Nella parte centro-settentrionale della Sardegna il tasso è presente frequentemente con singole piante o riunito a formare piccoli gruppi sparsi in boschi di querce, ma non mancano casi (es. in località Sos Niberos, nelle montagne del Marghine) in cui lo troviamo formare soprassuoli puri, caratterizzati da vecchi e maestosi alberi.

In questo lavoro è stata studiata la struttura genetica della popolazione relitta di *Taxus baccata* L. presente sul Monte Gennargentu (Punta Su Sciùsciu) all'interno del Parco Nazionale del Gennargentu e del Golfo di Orosei (NU), utilizzando marcatori molecolari.

E' stato evidenziato che la popolazione presenta bassi tassi di variabilità genetica e alti livelli di consanguineità facendo supporre che l'isolamento e la frammentazione stiano determinando fenomeni di deriva genetica.

Parole chiave: variabilità genetica, spazializzazione della struttura genetica, *Taxus baccata* L.

Keywords: genetic variability, spatial genetic structure, relict population, *Taxus baccata* L.

<http://dx.doi.org/10.4129/cis-is-str>

1. Introduzione

Il *Taxus baccata* L. è un albero longevo, dioico¹, a impollinazione anemofila con frutti carnosì (arilli) dispersi dagli uccelli e da piccoli mammiferi.

Questa gimnosperma, che si stima essersi originata durante la transizione tra Cretaceo e Terziario, attualmente mostra un'areale che dipartendo dal Nord Africa, raggiunge molte regioni dell'Europa centrale (González-Martínez *et al.*, 2010). Mentre la sua distribuzione naturale è assai ampia, il tasso localmente, nel corso degli ultimi secoli, si è ridotto a piccole popolazioni isolate, spesso costituite da pochi alberi sparsi, probabilmente a causa dei cambiamenti climatici e/o a disturbi antropici congiunti operati dal pascolo, dalle utilizzazioni e dagli incendi (Paule *et al.*, 1993). Per tali motivi il tasso è stato incluso in diverse azioni di conservazione ed i boschi che lo ospitano sono stati designati come zone di protezione

da parte dell'Unione Europea (Direttiva Habitat 92/43/CEE). Studi teorici ed empirici dimostrano che la riduzione della dimensione dell'effettivo (numero di riproduttori) e la presenza di piccole popolazioni frammentate possono portare a erosione genetica e quindi ad un aumento degli effetti della deriva genetica, come conseguenza di aumentati livelli di consanguineità, di limitati flussi genici, di tassi di immigrazione ridotti (Willi *et al.*, 2006; Dubreuil *et al.*, 2010). Tali situazioni possono compromettere la sopravvivenza delle specie per cui diviene indispensabile predisporre dei programmi di conservazione genica *in situ* e *ex situ*. Nella parte centro-settentrionale della Sardegna il tasso è presente con singoli alberi o riunito in piccoli gruppi sparsi in boschi di querce e formazioni a macchia mediterranea. Non mancano però casi (es. in località "Sos Niberos", nelle montagne del Marghine), in cui il tasso forma soprassuoli di limitata estensione, caratterizzati da vetusti e maestosi alberi (Camarda e Valsecchi, 1982; Cabiddu, 1992).

In questo lavoro è stata considerata la popolazione relitta di *Taxus baccata* L. situata in località Punta Su Sciùsciu sul Monte Gennargentu, all'interno del Parco Nazionale del Gennargentu e del Golfo di Orosei, con

¹Osservazioni effettuate in diverse popolazioni di tasso della Sardegna, hanno consentito di individuare piante capaci di produrre congiuntamente micro e macrosporofilli e piante con soli micro o macrosporofilli in anni differenti (Giannini comunicazione personale).

l'obiettivo di caratterizzarne la struttura genetica della popolazione.

2. Materiali e Metodi

2.1 Area di studio

La popolazione relitta di *Taxus baccata* L. è localizzata sul versante ovest di Punta Su Sciùsciu del Monte Gennargentu occupando un'area di circa 9 ettari, compresa fra le quote di 1500 e di 1400 m s.l.m. dove domina un paesaggio rupestre (macereto) al limite superiore dei boschi relitti di roverella (Figura 1). Durante un rilievo effettuato nel 1997 sono state censite 480 piante di tasso (alcune policormiche) la cui posizione spaziale è stata determinata mediante coordinate polari. La popolazione considerata al momento del campionamento era costituita da 480 piante, di cui 177 con arilli, 134 senza arilli, ambedue in fase di maturità avanzata e vetustà evidente, con altezza variabile compresa fra 2 e 4 m, e 169 piante senza arilli di dimensioni molto più piccole delle prime due lasciando presupporre che tali piante fossero molto più giovani (Figura 2), da ogni singola pianta fu prelevato materiale vegetale (aghi) per le successive analisi di laboratorio.

Nell'autunno dello stesso anno vennero raccolti campioni di arilli da 33 piante. Da questi si estrassero almeno 100 semi che furono collocati in ambiente umido a 2-3°C (*chilling*) per circa 18 mesi e quindi seminati in vivaio nella primavera del 1999. L'anno successivo da un lotto sintetico di 32 semenzali fu prelevato materiale vegetale (aghi) per le successive analisi molecolari.

2.2 Analisi molecolari

L'estrazione di DNA genomico e le successive analisi molecolari, in particolare analisi SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*) della regione ITS (*Internal transcribed spacer*) ribosomale nucleare sono state eseguite come riportato in Spanu (2005).

2.3 Analisi statistiche utilizzate

La spazializzazione della struttura genetica della popolazione relitta di *Taxus baccata* è stata ottenuta con i software STRUCTURE vers. 2.3 (Pritchard *et al.*, 2000) e GENELAND vers 3.0 (Guillot *et al.*, 2009) con le condizioni riportate in Paffetti *et al.* (2012).

L'assegnazione di ambedue i parentali è stata ottenuta usando i marcatori SNP ottenuti attraverso metodi di massima verosimiglianza standard implementati in CERVUS 3.0 (Kalinowski *et al.*, 2007). Valori di verosimiglianza critici (*LOD-scores*) con limite di confidenza del 95% negli assegnamenti sono stati ottenuti utilizzando simulazioni (sono state simulate 100.000 progenie).

3. Risultati e Discussione

L'analisi di struttura spaziale della diversità genetica indica che la popolazione relitta di tasso è suddivisa in 2 sottopopolazioni ($K=2$) (Figura 3). Le sottopopolazioni presentano un alto livello di divergenza genetica

($F_{ST}=0,24$) indicando un forte isolamento genetico tra i gruppi. Inoltre, la sottopopolazione denominata S1 (in grigio scuro in Figura 3) è caratterizzata da un alto valore dell'indice di fissazione ($F_{IS}=0,27$), indicando alti livelli di *inbreeding* tra gli individui.

In effetti, da un'analisi di assegnazione dei parentali effettuata considerando le 169 piante piccole presenti nella popolazione come piante più giovani delle altre e quindi come progenie della ricombinazione tra i genotipi "adulti" (piante con arilli e senza arilli), è stato possibile determinare che:

- 1) il 92% delle piante piccole (46 su 50) che costituiscono la sottopopolazione 1 derivano da soli due incroci che coinvolgono 4 genotipi appartenenti alla sottopopolazione S1;
- 2) il 90% delle piante piccole (107 su 119) che costituiscono la sottopopolazione 2 derivano da 10 incroci che coinvolgono 16 genotipi appartenenti alla sottopopolazione S2.

Questi dati confermano quanto indicato dalla struttura spaziale della diversità genetica le due sottopopolazioni sono geneticamente isolate, nessuna pianta piccola sembra derivare dall'incrocio tra genotipi derivanti da sottopopolazioni diverse; le piante che compongono la sottopopolazione S1 presentano livelli di consanguineità più alti (il 92% delle piante piccole derivano da soli 2 incroci).

L'analisi di paternità sui 32 semenzali ha dimostrato che questi derivano da tre madri diverse e sono riconducibili a tre diverse combinazioni genotipiche (Tab. 1) che avvengono all'interno della stessa sottopopolazione.

In conclusione gli scambi gametici sono ridotti e le discendenze risultano fortemente imparentate.

4. Conclusioni

L'evoluzione della diversità vegetale e le dinamiche di diffusione del singole specie che spesso si trovano anche in condizioni di competizione per le stesse nicchie ecologiche, sono state in gran parte influenzate dalla storia geologica dell'area di diffusione naturale. Nel bacino del Mediterraneo la storia geologica è stata molto complessa e caratterizzata da sensibili cambiamenti climatici ciclici che, tra l'altro, non hanno impedito la formazione di una vasta ricchezza specie-specifica che è la chiave di identità, dello stesso, come hot spot di diversità (Médail e Quézel, 1999). Inoltre negli ultimi 10.000 anni l'influenza delle attività antropiche ha contribuito in modo determinante a plasmarne il paesaggio. Utilizzazioni intense, diffusione del pascolo e incendi hanno inciso sulla presenza, sulla frammentazione ed sull'erosione degli ecosistemi forestali relegando molte specie di questi allo stato di relitto. Il caso del tasso (*Taxus baccata* L.) è esempio classico di specie in pericolo di estinzione anche per le conseguenze che potrebbero arrecare gli effetti dei recenti cambiamenti climatici sugli ultimi rifugi di presenza. Da ciò l'importanza di comprendere con maggiore dettaglio le strutturazioni genetiche intra-specifiche e quali, tra i fattori evolutivi, possano, allo stato attuale, rappresentare i *driver* di controllo dei

processi evolutivi. I risultati di tali studi sono la base indispensabile di conoscenze per l'attuazione di programmi di conservazione *in-situ* ed *ex-situ*.

La popolazione di Punta Su Sciùsciu presente sul Massiccio del Gennargentu, è di estremo interesse innanzitutto per la peculiarità dell'ubicazione montana.

Nel suo complesso il *pool genico* è costituito da 311 effettivi, suddivisi in due sottopopolazioni tra le quali il gene flow è molto scarso se non assente.

Più in generale si tratta di una piccola popolazione con bassi tassi di variabilità genetica e con alti livelli di consanguineità facendo supporre che l'isolamento e la

frammentazione stiano determinando fenomeni di deriva genetica.

Ai fini della conservazione *in-situ* si dovrebbe operare attraverso la realizzazione di una popolazione sintetica ottenuta dalla raccolta degli arilli in annate di buona fruttificazione da tutte le piante capaci di fornire seme da impiegare in vivaio per la produzione di piantine destinate al rinfoltimento della popolazione attuale ed al suo ampliamento.

Una protezione particolare dal pascolo e dagli incendi appare ovvia, così come azioni congiunte di conservazione *ex-situ*.

Tabella 1. Analisi di assegnazione dei rental per i semenzali.

Table 1. Analysis of parental assignment for the seedlings.

Identificativo del semenzale	Incrocio
P1, P2, P13, P15, P17, P20, P23, P27	23f (S2) X 219m (S2)
P3, P6, P8, P9, P10, P11, P14, P18, P29	7f (S2) X 378m (S2)
P4, P5, P7, P12, P16, P19, P21, P22, P24, P25, P26, P28, P30, P31, P32	276f (S1) X 199m (S1)

* Tra parentesi è indicata la sottopopolazione di appartenenza del genotipo parentale.

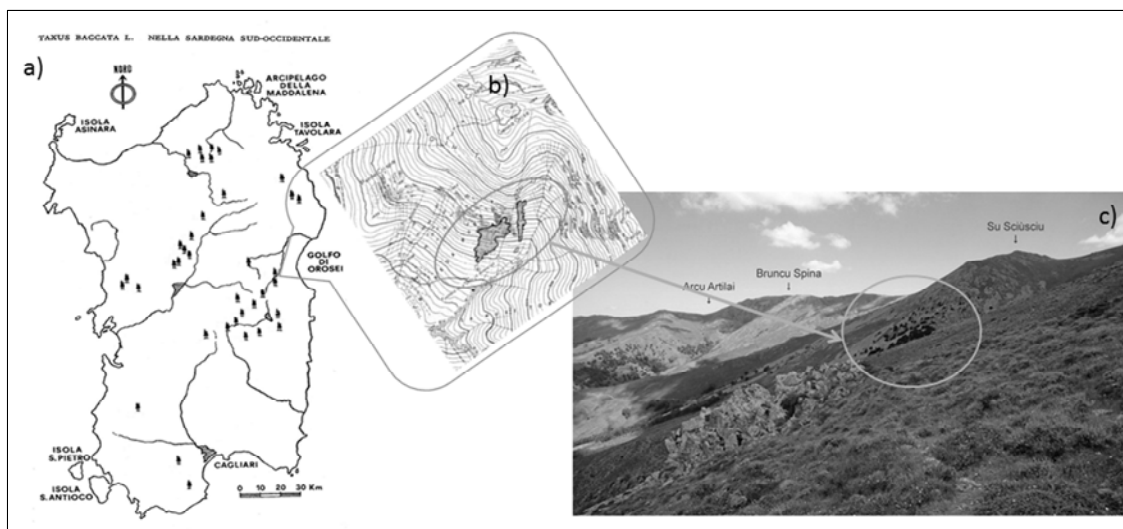


Figura 1. Popolazione relitta di *Taxus baccata* L. in Punta Su Sciùsciu.

Figure 1. Relict population of *Taxus baccata* L. in Punta Su Sciùsciu.

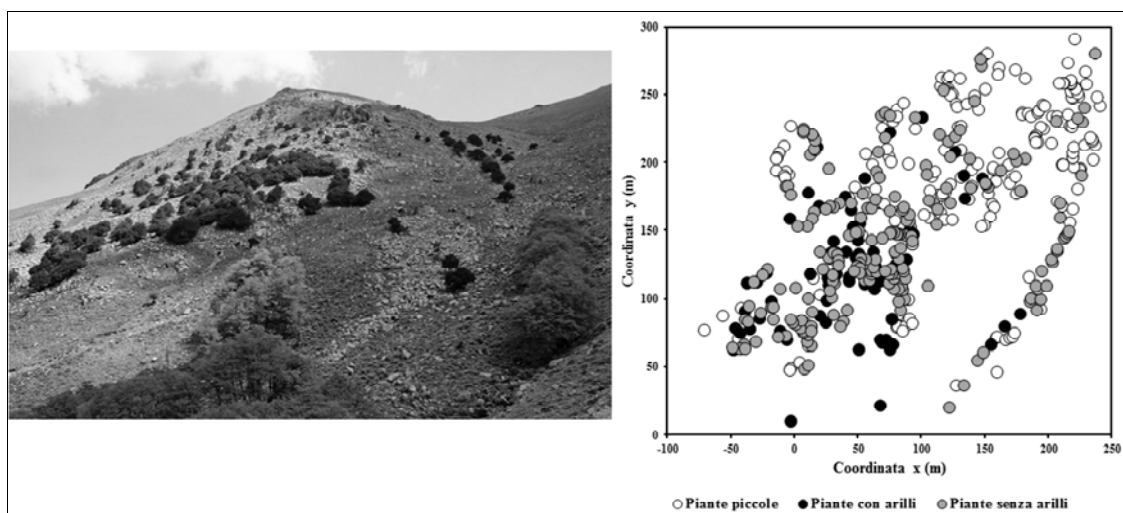


Figura 2. Distribuzione e composizione della popolazione relitta di *Taxus baccata* L. in Punta Su Sciùsciu.

Figure 2. Distribution and composition of the *Taxus baccata* L. relict population in Punta Su Sciùsciu.

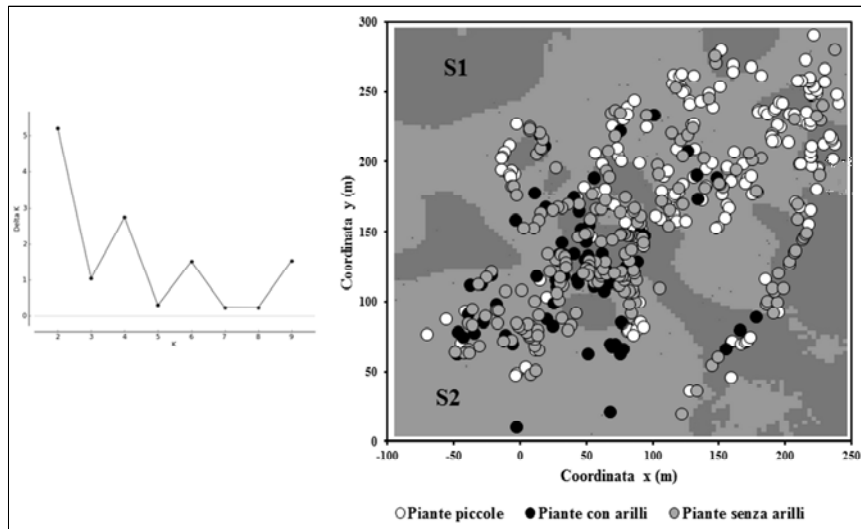


Figura 3. Mappa di struttura spaziale della diversità genetica della popolazione relictta di *Taxus baccata* L.: a destra numero di sottopopolazioni, a sinistra mappa di distribuzione spaziale delle sottopopolazioni.

Figure 3. Spatial genetic structure map of relict population of *Taxus baccata* L.: to right number of subpopulations, to left spatial distribution map of the subpopulations.

SUMMARY

Spatial genetic structure of *Taxus baccata* L. relict population

The English yew, *Taxus baccata* L. currently shows a distribution from North Africa to Europe. While its range of distribution is wide, the English yew, locally, over the last few centuries, has been reduced in small isolated populations, often comprising few scattered trees, probably due to climate change and/or anthropogenic disturbances such as overexploitation and forest fires. Therefore, it was included in several conservation actions and forests hosting English yew have been designated as protected areas by the European Community (Habitat Directive 92/43/EEC).

In the Central and Northern part of Sardinia, English yew trees are scattered in the woods of oak forests. Sometimes, for example in Sos Niberos, in the Marghine mountains, we find the English yew in quite pure stands, characterized by majestic old trees.

In this work, we studied the genetic structure of relict population of *Taxus baccata* L. on Monte Gennargentu in the Gennargentu and the Gulf of Orosei National Park, using molecular markers.

The population has low genetic variability rates and the progenies analyses highlighted high levels of inbreeding thus suggesting that the isolation and fragmentation of the population are leading to genetic drift.

BIBLIOGRAFIA

Cabiddu S., 1992 – *Indagine sulla distribuzione e su alcune caratteristiche morfologiche di Taxus baccata L. nella Sardegna centro orientale*. Tesi di laurea in Scienze Forestali Università degli Studi di Firenze A.A. 1992/93.

Camarda I., Valsecchi A., 1982 – *Alberi e arbusti della Sardegna*. Tip. Galluzzi (Sassari).

Dubreuil M., Riba M., González-Martínez S.C., Vendramin G.G., Sebastiani F., Mayol M., 2010 – *Genetic effects of chronic habitat fragmentation revisited: strong genetic structure in a temperate tree, Taxus baccata (Taxaceae), with great dispersal capability*. American Journal of Botany 97 (2): 303-310.

<http://dx.doi.org/10.3732/ajb.0900148>

DIRETTIVA 92/43/CEE del consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. Disponibile a: <http://eur-lex.europa.eu/lexuriserv/lexuriserv.do?uri=consleg:199210043:20070101:it:pdf>. Ultimo accesso: 23 Dicembre 2014.

Guillot G., Leblois R., Coulon A., Frantz A.C., 2009 – *Statistical methods in spatial genetics*. Molecular Ecology 18: 4734-4756.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04410.x>

Kalinowski S.T., Taper M.L., Marshall T.C., 2007 – *Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment*. Molecular Ecology, 16: 1099-1106.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03089.x>.

Médail F., Quézel P., 1999 – *Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities*. Conservation Biology, 13 (6): 1510-1513.

<http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98467.x>

Paffetti D., Travaglini D., Buonamici A., Nocentini S., Vendramin G.G., Giannini R., Vettori C., 2012 – *The influence of forest management on beech (Fagus sylvatica L.) stand structure and genetic diversity*. Forest Ecology and Management, 284: 34-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.026>

Paule L., Gömöry D., Longauer R., 1993 – *Present distribution and ecological conditions of the English yew (Taxus baccata L.) in Europe*. In: Proceedings of Yew (Taxus) Conservation Biology and Interaction

- (eds. Scher S., Shimon Schwarzschild B), Berkeley, pp. 189-196.
- Pritchard J.K., Stephens M., Donnelly P., 2000 – *Inference of population structure using multilocus genotype data*. Genetics, 155: 945-959.
- Spanu I., 2005 – *Struttura genetica della popolazione relitta di Taxus baccata L. del Monte Gennargentu (Sardigna)*. Tesi di laurea in Scienze Forestali e Ambientali Università degli Studi di Firenze A.A. 2004/05.
- Willi Y., Van Buskirk J., Hoffmann A.A., 2006 – *Limits to the adaptive potential of small populations*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 37: 433-434. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305110145>

CHARACTERIZATION OF THE INTERNATIONAL NETWORK FAIR 202 OF PROVENANCE AND PROGENY TRIALS OF CORK OAK ON MULTIPLE SITES FOR FURTHER USE ON FOREST SUSTAINABLE MANAGEMENT AND CONSERVATION OF GENETIC RESOURCES

Maria Carolina Varela¹, Charles Tessier², Jean Ladier², Sandro Dettori³, Mariarosaria Filigheddu³
Rosanna Bellarosa⁴, Federico Vessella⁴, Maria Helena Almeida⁵, Teresa Sampaio⁵, Maria Sameiro Patrício⁶

¹Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P., Oeiras, Portugal; carolina.varela@iniav.pt; maria_carolina_varela@hotmail.com

²Office National des Forêts. Département Recherche et Développement de l'O N Forêts. Pôle d'Avignon, Avignon, France

³DIPNET, Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Sassari

⁴DAFNE, Dipartimento di Scienze e Tecnologie per l'Agricoltura, le Foreste, la Natura e l'Energia, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo, Italy

⁵Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Centro de Estudos Florestais, Lisboa, Portugal

⁶Centro de Investigação de Montanha - CIMO, ESAB, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal

The international network of provenance and progeny trials was established in 1998 benefiting from homogeneous plant raising and standardize experimental design. The trials include 34 provenances that are being characterised by several teams. France 2008. Provenance PT 23 and PT+ES 25 had the lowest survival rate. In 2008 the mean height was 48.73 cm and the form keeps plagiotropic.

Italy- Sardinia, 2010 - The average mortality was 7%. Mean height and trunk DBH over cork were respectively 273 and 5.1 cm. MO I-2, TU II, ES 4-CR are above mean on height (302-309 cm), and the Italian provenances are under mean (237-249cm). Italy- Roccarespampani, Lazio- The mortality is about 45% and it is the only plantation site where the French provenance FR3 has a growth above mean. Portugal. Results show significant differences among populations on survival and growth. The Moroccan provenances show good adaptive characteristics in terms of growth, vigour and stem form. Italian provenances present lower height but higher survival. The overall mortality is around 26%. The highest growth is being observed in the Moroccan provenances and French ones showed lowest survival. Provenances and plantation sites are characterised for rainfall regime. The provenances Morocco MA27 and Tunisia TU33 that are from sites of high rainfall are among the best on growth at sites of considerable more xerothermic climate. If persistent at older age these results indicate that fast adaptation of cork oak populations to cope with climate changes leading to drier and warmer conditions seems possible.

Keywords: *Quercus suber* L., genetic variability, genetic improvement, selection, adaptation under climate change.

Parole chiave: *Quercus suber* L., variabilità genetica, miglioramento genetico, selezione, adattamento ai cambiamenti climatici.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-mcv-cha>

1. Introduction

The international network of provenance trials of cork oak was established on the frame the Concerted Action FAIR 202 “*European network for the evaluation of genetic resources of cork oak for appropriate use in breeding and gene conservation strategies*” (from now designated as FAIR 202) financed by the European Commission. The trials offer a distinctive living material for research at cork oak. The trials are based on standardized methodologies. Seed lots were collected in 1996, all seedlings were raised at the same nursery in Portugal and sent to the different countries for plantation. The experimental design is randomized

complete block (RCB) with 2 repetitions of 2 plants per provenance (Varela, 2003). The international network of trials allows evaluating provenances for stability of growth over diverse environments

The results will provide information on genetic variability to use on delineation of breeding zones for seed supply, genetic improvement and conservation of genetic resources to cope with climate change, enhancement of resistance upon pests and diseases and new economic demands. According to Kapeller *et al.*, 2013 if climate conditions of provenance origins and planting sites are both known it is possible to derive climate response functions and/or climate transfer functions.

Since cork oak has a large distribution area with large variation in environmental conditions it is expected that disruptive natural selection (= adaptation) has caused large differentiation among populations in traits of adaptive significance such as ability to tolerate extended periods of drought, to cope with pests and diseases and varying temperature levels throughout the year (Eriksson, 2003).

2. Materials and methods

The trials of France, Les Maures, Italy, Sardinia, Grighini, Italy, Lazio, Roccarespampani, Portugal, Mogadouro, Portugal, Monte Fava and Tunisia, Tebaba include at maximum 34 provenances (Tab. 1) that are being characterised by various teams using quantitative genetics and molecular genetics to study survival, growth (mean height, diameter at breast height DBH), morphological and physiological traits in relation with geographical origin.

Provenances were selected in the economic range of cork oak and cover an important range of environmental situations although not all the climatic extreme situations where the species naturally occurs. As summer rainfall is the critical climate factor on Mediterranean region, at Figure 1 provenances are ranked after total year rainfall (P total) and P summer-accumulated rainfall of July, August and September.

The accumulated precipitation in summer has a high variation among provenances from 11 mm to 221 mm. The dryer provenances -MA29, MA28, MA26, ES8, PT19, PT23, MA30, PT18, MA27, ES11, PT21, MA31 grow in sites that get less than 50 mm during the summer months. All Morocco provenances are within the dry group, as well as four Portuguese- PT19, PT23, PT18, PT21. The Morocco provenance MA27 rainfall regime is very extreme. All French provenances grow on sites that get more than 100 mm during the four summer months.

The Tunisian provenances grow on sites with considerable high year rainfall.

The plantation sites also have considerable climatic differences on extreme temperature, rainfall and at the index of Emberger Q2 (Tab. 2), which are important to compare adaptation in various conditions.

From the initial provenance trials established in 1997/1998, there are currently provenance trials only in France, Italy, Portugal, Spain and Tunisia (Fig. 2).

3. Results

The provenances at the trials of France-Les Maures, Italy, Sardinia-Grighine, Italy, Lazio- Roccarespampani, Portugal-Mogadouro, Portugal-Monte Fava where studied on growth and mortality. Year of observation varies among trials and age is referred to the nursery phase that took place in 1997, (Fig. 3a, 3b, 4c, 4d, 4e, 4f). The provenances of the trials Portugal-Monte Fava and Portugal-Mogadouro were also studied on water use efficiency (WUE) and at the trial PortugalMogadouro bud burst was also studied. The results presented from Spain and Tunisia are based on published articles.

3.1 France, Les Maures

Observation on quantitative traits in 2008 at age 11 (Fig. 3a) The trial includes 33 provenances, except PT24 (Tab. 3).

Mortality in 2008 was in low rate-11.28%. However the growth rate, assessed by mean height, is the lowest among all trials- 48.73 cm. (Fig. 3a)

Highest mortality was observed at the provenance PT23 -20.8%, (PT+ES) 25 -22.2% while the lowest mortality happened on ES8, ES7, MA31, PT19 - 5.6%. The local provenance FR1 (Var, Les Maures) had a mortality above the mean but still low for cork oak plantation.

The higher growth is on Tunisian and Portuguese provenances. All French provenances exhibit a very similar growth performance, slightly below average. The Tunisian provenances T32, T33, which come from a climate more wet and mild than Les Maures (Fig. 1), succeeded a growth above-mean.

Trees keep plagiotropic habits and this is the only trial where this behaviour occurs.

3.2 Italy

3.2.1 Grighine, Sardinia

The provenance trial of Grighini includes 27 provenances (Tab. 3) and taking into consideration the combined performance on survival and growth is the best trial so far (Fig. 3b). The site is hot and dry.

Field observation at this trial has taken place regularly since plantation. In 2010, at age 13, the trial mean mortality was the lowest among all trials-6.6% and growth assessed by mean height was 273cm which is very good for cork oak (Fig. 3b). The highest mortality took place at MA26- 14.3%, yet it is a low value for cork plantation at age 13.

In 2010 the provenances MA27, TU32, ES6, AL34, PT+ES 25, TU33, MA29, MA30, ES5, PT23, PT20, PT19 showed an above average-growth contrasting with the under-average growth of all Italian provenances IT12, IT14, IT15, IT13, IT16. It is worth noting the good growth performance of the provenances of high rainfall regime MA27, TU33 (Fig. 1) at the quite dry and hot conditions of Grighini (Tab. 2) which may be an evidence of fast adaptation to dryer conditions. The correlation heightXDBH is high $R^2 = 0.8387$

3.2.2 Roccarespampani, Lazio

A field survey was performed to assess the percentage of survival of the provenances. Results generally showed a poor resistance of the species to the local environmental conditions. Only 54.88% of the plants survived after the last measurement in 2006. This would be caused both by the unfavourable climatic regime, with long-period of summer aridity, cold winter winds, and the edaphic conditions of a portion of the trial characterized by high concentration of clay. Moreover, the unexpected occurrence of badgers seriously damaged part of the field, being a further negative impact for the plants' persistence and growth." Provenance growth was assessed by mean height in 2006, at age 9 from germination in nursery (Fig. 4c). The mean height for the same age is lower than at the

trial of Monte Fava, Portugal which is probably due to the environmental site growing conditions. This is the only plantation site where the provenance FR3 has a growth above mean, at all other trials it ranks under mean (Tab. 3).

3.3 Portugal

3.3.1 Mogadouro, Quinta da Nogueira

By 2010 at this provenance trial the mortality was 26% (Fig. 4d). On survival behaviour the French provenances had the lowest survival while Italian provenances had the higher survival. The mortality is mainly due to rats.

In 2009 provenances were assessed for growth. The mean height of the trial -241cm (Fig. 4d) is not correlated with survival. Results show that the provenances ES8, ES5, ES9 and PT 20 that are from more humid climates (Fig. 1) are on the top growing group despite the drier climate profile of the plantation site (Tab. 2). On the other hand IT13 that comes from a climate similar to the trial region is the one with the lowest growth. Provenance from wet climate FR3 and IT16 seem to have less adaptability to drier climate. Significant differences between populations were observed for survival and height. Provenances were also observed over 3 years (2011-2013) on bud burst behaviour and no significant differences ($p < 0.05$) were found

3.3.2 Monte Fava

This trial is being regularly assessed but last processed data are from 2006. More recent data are the basis of the PhD thesis of Teresa Sampaio in progress.

At Monte Fava trial in 2006 all Moroccan provenances had a growth above mean (Fig. 4e) while all French provenances show a growth under the mean (Tab. 3). The Tunisian provenance TU33, the one that grows on the highest precipitation regime (Fig. 1), shows however a growth performance slightly above average; ES9 which is a provenance of low summer drought shows a growth performance slightly under the mean at the dry summer profile of Monte Fava. If these results remain at older age fast adaptation to dryer conditions shall be considered. WUE was evaluated by $\delta^{13}C$ on 11 trees per provenance. Results revealed significant differences between provenances but no correlation between height and WUE was found. Yet it must be emphasized that the Morocco provenance MA31 showed a very good growth and a good WUE (Nunes *et al.*, 2008).

3.4 Spain

Studies conducted in 2005 at the common garden experiment at Monfrague National Park, in western Spain compared thirteen Spanish provenances that includes the seven Spanish provenances selected by the EU Concerted Action FAIR 202 (Ramirez-Valiente *et al.*, 2010). Provenances were compared using total height and correlation of phenotypic traits potentially related to drought tolerance: leaf size, specific leaf area (SLA), nitrogen leaf content (Nmass) and carbon isotope discrimination ($\delta^{13}C$).

The populations showed to be exceptionally differentiated at the locus QpZAG46 and evidence of linkage between locus QpZAG46 and genes encoding for leaf size and growth in cork oak was found. The same authors also found that *Q. suber* seedlings originating from sites characterized by more intensive droughts exhibited significantly higher survival rates than those from regions where drought is less severe i.e. not all populations are equally vulnerable to climate change (Ramirez-Valiente *et al.*, 2009).

The study foresees that under the ongoing climate change, all Iberian *Q. suber* populations are expected to incur more intensive drought periods, but Northern populations poorly adapted to dry conditions under a drier future climate will likely have lower survival.

3.5 Tunisia

On a study conducted by Khouja *et al.*, 2010 at the trial of Tebaba, Nefza, it is described that by 2005/ 2006 the trees began to show signs of decline. The study could identify that attacks were mainly due to the endophytes fungi *Biscogniauxia mediterranea* and *Discula quercina*, some new at the Tunisian cork oak pest scenario. 28 % of the trees at the trial had the crowns totally or half-dead (560 in a total of 2340 at the moment of the field observations).

The study revealed variability among provenances in terms of susceptibility to the pathogen fungi. The rate of the attacks was uneven among provenances ranging from 27% to 63 %. The Tunisian provenance Mekna (TU32) was the most sensitive and the Spanish provenance Moréna (ES7) was the less affected. (Khouja *et al.*, 2010).

On the study by Ennajeh *et al.*, 2013 at the same trial it was found that the survival of provenances felt significantly in 2011, close to half from 2004 to 2011 (Fig. 4f). The provenance PT23 (Santiago de Cacem) had the highest mortality after the pathogen fungi attack but the provenances IT13 and IT15 (Sassari, Cagliari) had low mortality. Growth evaluated by height varied from 124.6 to 101.9 cm being the trial's mean 114.66 cm (Fig. 4f).

The Tunisian provenance TU33 shows a good growth at age 14 (2011) and the susceptibility to the pathogen attack was considerable high (44.9%) although lower than for TU32 which mortality reached 52.2%. Provenance growth behaviour is also compared among trials assessed by mean height (cm) and compared to the mean height of the trial (Tab. 3).

The comparison highlights the persistently above-mean behaviour of the provenances PT20, PT23, MA27, MA28, MA29, MA30, TU32, TU33 and AL34.

4. Discussion

Guidelines for seed supply and selection of seed stands or other forest reproductive material FRM sources are still premature having into consideration that cork oak has a life span over 150 years.

Mortality varies considerably among plantation sites which lead to consider being mainly due to environmental factors than genetic.

The provenances PT20, PT23, MA27, MA28, MA29, MA30, TU32, TU33, AL34 show high stability on GenotypeXEnvironment Interaction GEI. If the good growth and GEI stability of the provenances MA27 and TU33 to plantation sites of dryer profile go on at older age the migration to dryer and warmer conditions predicted for the Mediterranean region (IPCC, 2007) seems possible. If the plagiotropic growth habits at the French trial of Les Maures continue into a later age it means it is probably due to environmental factors that must be studied in depth since it is a very negative phenotypic behavior for the exploitation of commercial cork and silvo-pastoralism.

The results on bud burst need further and more detailed observation not only because of the juvenile stage of the trees but mainly because the sub-continuous growth of cork oak leads to several events of bud burst during the year (Varela and Valdivieso, 2013). It is desirable to set standard phenologic phases to be used in further observation in all trials. Phenotypic plasticity encompasses all types of environmentally induced changes (e.g. morphological, physiological, behavioural, phenological). Detailed assessment of bud burst may be important to detect phenotypic plasticity. The high susceptibility of the Tunisian provenance Mekna TU32 to alien pathogen at the Tunisian trial of Tebaba (Khoudja *et al.*, 2010) raises the importance of genetic variability and co-evolution as the key mechanisms for sustainable resistance to pests and diseases. The information on among-population genetic variability coming from the trials is essential to selection and management of

populations for dynamic conservation of genetic resources (Varela and Eriksson, 1995).

5. Perspectives

Trends of behaviour suggest that some provenances from humid climates are capable to adapt to more xerothermic climates sometimes with good growth. It is a critical result for adaptation to climate change.

Among-provenance variation in traits like growth, survival, resistance to diseases is high in some trials but insignificant at the French trial of Les Maures which may be due to the very low growth that yet does not allow differences to show. Epigenetic modification should be considered in coming studies. Harmonised methodologies for assessment of cork quality shall be put in place before the first stripping to enhance comparability of results among trials and provenances. The cork from the first stripping is unsuitable to assess quality. To speed the evaluation of cork quality it should be considered to use cork samples from the cumulative growth in the first 4 years after the first stripping (in cycles of 9-12 years) as it represents more than 60% of the whole cork production cycle (Oliveira and Costa, 2012).

Acknowledgements

To Prof. Sandro Dettori for the invitation and support on the participation of Maria Carolina Varela at the II Congresso Internazionale di Selvicoltura, Firenze, 26-29 Novembre 2014.

Table 1. Provenance codes, established according the arrival of seed lots for plant-growing in Portugal, at the nursery Viveiro de Santo Isidro.

COUNTRY	CODE	REGION of PROVENANCE	FOREST	NEAREST LOCALITY
France	FR1	Var	Les Maures	Bormes Les Mimosas
	FR2	Pyrenées Orientales	Le Rimbaut	Collioure
	FR3	Landes	Soustons	Soustons
	FR4	Corse	Sartene	Sartene
Spain	ES5	Montes de Toledo	Cañamero	Cañamero
	ES6	Sierra Morena Oriental	Fuencaliente	Fuencaliente
	ES7	Sierra Morena Occidental	El Carbajo	Jerez De Los Caballeros
	ES8	Parque de los Alcornocales	La Almoraima	Castellar de la Frontera
	ES9	Cataluña Litoral	Santa Coloma de Farnes	Santa Coloma de Farnes
	ES10	Sierra de Guadarrama	El Pardo	Madrid
	ES11	Alpujarras	Haza de Lino	Haza de Lino

(Table 1. Continued)

<i>Italy</i>	IT12	Lazio	Sughereta	Tuscania
	IT13	Puglia	Lucci-Santa Teresa	Brindisi
	IT14	Sicilia	Zotte	Catania
	IT15	Sardegna	Nuraghe Arcu de Mesu	Cagliari
	IT16	Sardegna	Puttu Addes de Subra	Sassari
<i>Portugal</i>	PT17	Vale do Tejo e Sado	Sociedade Agrícola Igreja Velha	Chamusca
	PT18	Vale do Tejo e Sado	Herdade da Palma	Alcácer do Sal
	PT19	Vale do Tejo e Sado	Quinta da Serra	Azeitão
	PT20	Vale do Tejo e Sado	Herdade de Vale Covo	Ponte de Sôr
	PT21	Sudoeste		S. Brás de Alportel
	PT22	Alentejo e Beira Baixa	Herdade do Paço de Camões	Azaruja
	PT23	Sudoeste	Monte Branco	Santiago do Cacem
	PT24	Trás-os-Montes e Beira Interior	Casa de Meneres	Romeo
<i>Portugal+ Spain</i>	PT+ES 25	Alentejo e Beira Baixa +Sierra de S. Pedro Note: the stand is crossed by the border of the two countries	Vale de Mouro + la Tojera	Besteiros + Albuquerque
<i>Morocco</i>	MA26	Rif Atlantique I.1	Boussafi	Larache
	MA27	Rif Occidental I.2	Aïn Rami	Chefchaouen
	MA28	Maâmora III.1	Canton A,B	Kenitra
	MA29	Maâmora III.1	Aïn Johra	Allal Bahraoui
	MA30	Plateau Central III.2	Oulmes	Oulmès
	MA31	Rif Oriental	Bab Azhar	Taza
<i>Tunisia</i>	TU32	Mekna	Tabarka	Aïn Sobh
	TU33	Fernana	Fernana	Aïn el Baya
<i>Algeria</i>	AL34	Guerbès		Guerbès

Table 2. Characterization of provenance trials sites on climate: t- mean temperature for the coldest month; T mean temperature for the hottest month; P total and P summer precipitation (mm); Q2- index of Emberger.

<i>TRIAL</i>	<i>t (°C)</i>	<i>T (°C)</i>	<i>P total (mm)</i>	<i>P summer (mm)</i>	<i>Q2</i>
France, Les Maures	1.6	29	975	181	123,2
Italy, Sardinia, Grighni	4.7	32.4	672	28	83.1
Italy, Lazio, Roccarespanpani	2.4	31	868.7	108.7	104.7
Portugal, Mogadouro	0.7	28.6	554.7	60.3	69
Portugal, Monte Fava	4.3	31.3	556.6	42.7	70.8
Tunisia, Tebaba	11.1	25.6	948	65	224

Table 3. Provenance growth behaviour at the various trials assessed by mean height (cm) compared to the mean height of the trial: A-above the mean height of the trial; M – at the mean height of the trial; U – under the mean height of the trial; X- provenance not represented in the trial. For each trial it is referred the age from nursery and the year of observation. Provenances PT20, PT23, MA27, MA28, MA29, MA30, TU 32, TU33, AL34 had an above-mean growth performance at least in 4 trials. MA28 is above-mean at the 3 trials where it is represented. MA29 is the only provenance with performance on height above-mean at all of the 6 trial.

FAIR 202 provenance code		Les Maures, France age 11, 2008	Grighini, Sardinia age 13, 2010	Rocca- Respampani, Italy age 9, 2006	Mogadouro Portugal age 12, 2009	Monte Fava, Portugal age 9, 2006	Tebaba, Tunisia age 14, 2011
FR1	Var	U	X	X	A	U	X
FR2	Pyrenees Orientales	U	A	U	U	U	X
FR3	Landes	U	U	A	U	U	X
FR4	Corse	U	X	X	X	U	X
ES5	Montes_Toledo	U	A	U	A	U	A
ES6	S ^a Morena Oriental	U	A	A	U	U	A
ES7	S ^a Morena Occidental	U	U	A	A	U	U
ES8	Parque_ Alcornocales	U	U	A	A	U	A
ES9	Cataluña Litoral	U	U	U	A	U	U
ES10	S ^a Guadarrama	U	M	U	M	U	A
ES11	Alpujarras	U	X	U	U	U	A
IT12	Lazio	M	U	A	U	A	U
IT13	Puglia	M	U	U	U	U	A
IT14	Sicilia	M	U	A	U	A	M
IT15	Sardegna	M	U	U	U	U	U
IT16	Sardegna	M	U	A	U	A	M
PT17	Chamusca	A	X	A	U	A	U
PT18	Herdade Palma	A	U	U	U	U	X
PT19	Q ^a Serra, Azaeitão	A	M	U	U	A	X
PT20	H Vale Côvo, Ponte Sôr	A	A	A	A	U	U
PT21	S B Alportel	A	A	U	U	U	A
PT22	H Paço Camões, Azaruja	A	A	U	U	A	U
PT23	S. Cacem, Monte Branco	A	A	A	U	A	U
PT24	Casa Meneres, Mirandela	X	X	X	A	U	X
PT+ES25	Alentejo_ Beira Baixa+Sierra de S. Pedro	U	A	A	U	U	A
MA26	Rif Atlantique I.1	M	M	A	U	A	U
MA27	Rif Occidental I.2	A	A	A	A	A	U
MA28	Maâmora III.1	A	X	X	A	A	X
MA29	Maâmora III.1	A	A	A	A	A	A
MA30	Plateau Central III.2	A	A	A	A	A	U
MA31	Rif Oriental	M	X	U	A	A	A
TU32	Mekna, Aïn Sobh	A	A	A	U	U	A
TU33	Fernana, Aïn el Baya	A	A	U	U	A	A
AL34	Guerbés	U	A	U	A	A	A

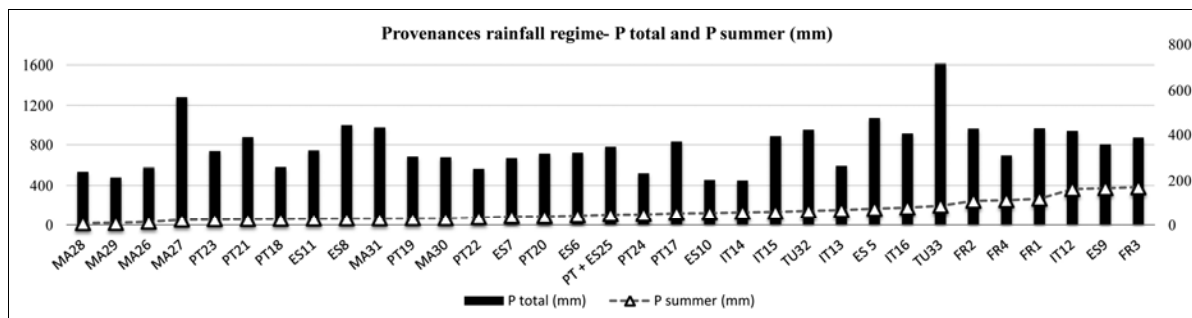


Figure 1. Climatic characterization of provenances based on precipitation: total for the year (P total) and accumulated summer in July, August, and September, P summer. Provenances have a high variability, specially on summer precipitation which is a critical factor for adaptation in Mediterranean region.

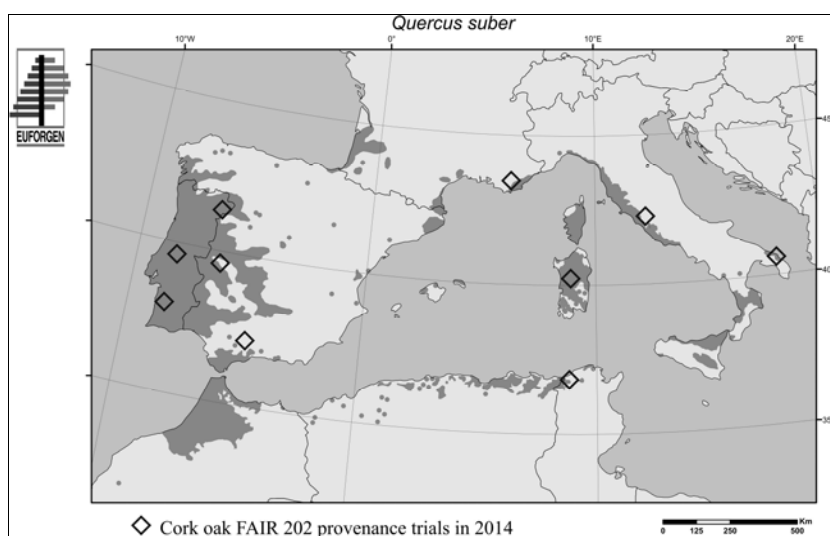


Figure 2. Cork oak FAIR 202 international network of provenances: localization of provenance trials on the EUFORGEN *Quercus suber* distribution map.

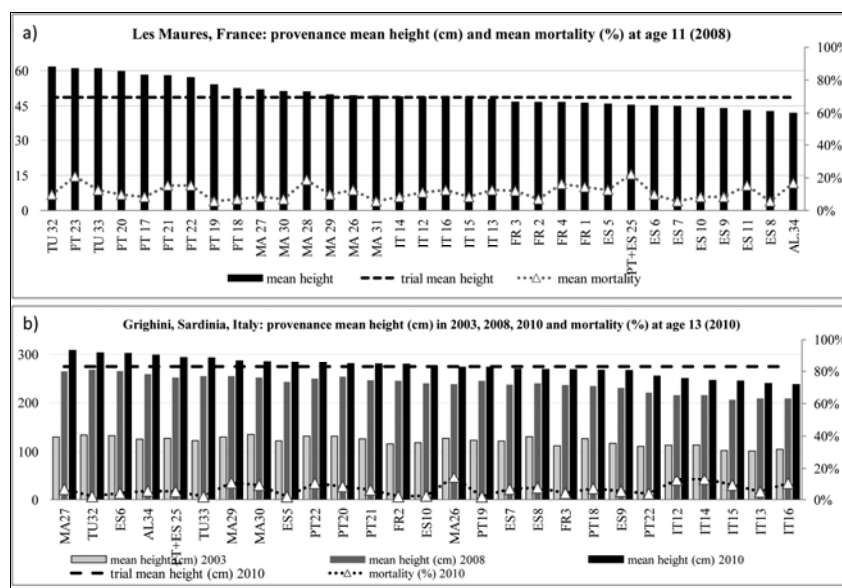


Figure 3. Provenance assessment by height and mortality on the trials of a) Les Maures, France, b) Grighini, Sardinia.

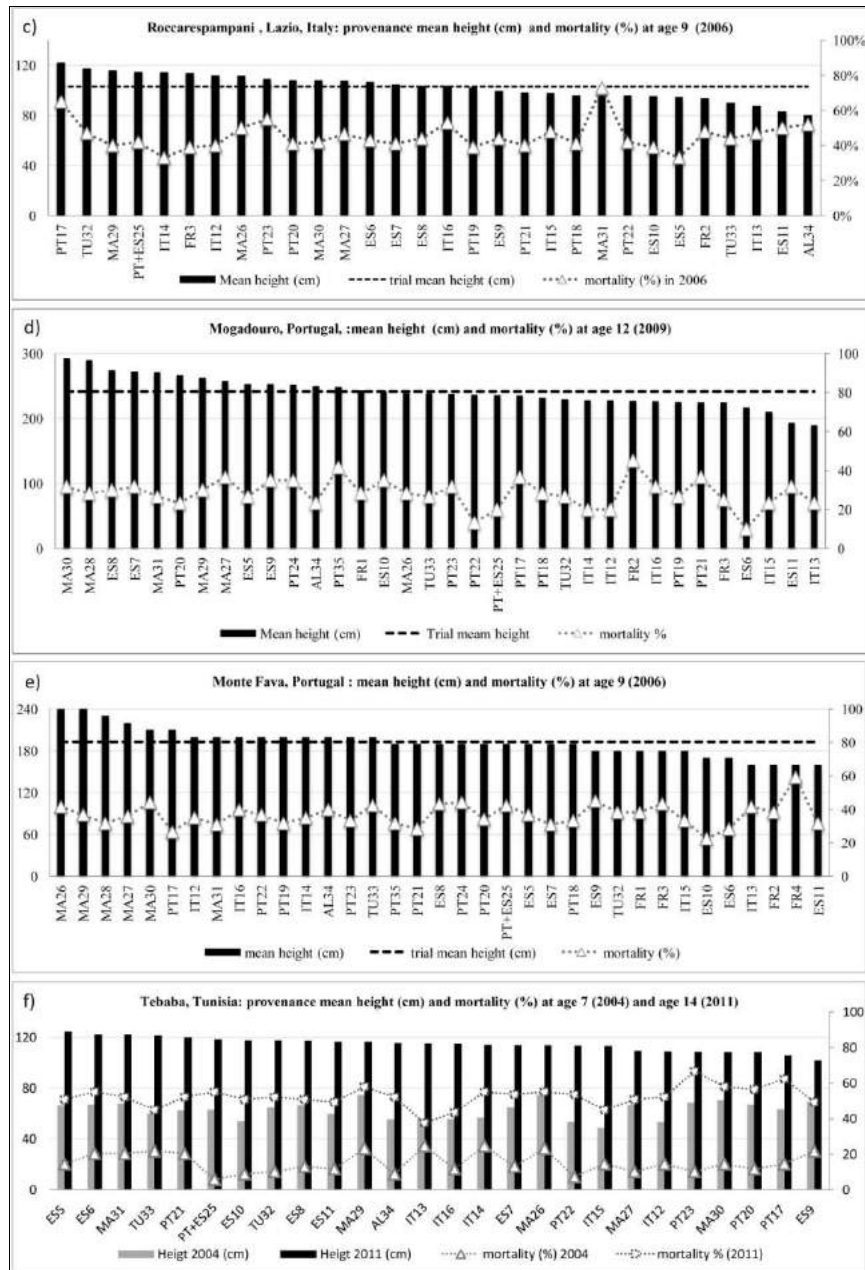


Figure 4. Provenance assessment by height and mortality on the trials of Italy, c) Roccarespampani, Lazio, Italy, d) Mogadouro, Portugal, e) Monte Fava, Portugal, f) Tebaba Tunisia.

RIASSUNTO

La rete internazionale FAIR 202: caratterizzazione di provenienze e progenie di quercia da sughero per l'ulteriore utilizzo in sistemi di gestione forestale sostenibile e per la conservazione delle risorse genetiche

La rete internazionale di parcelle sperimentali è stata avviata nel 1998 a partire da materiale di propagazione omogeneo e con un condiviso disegno sperimentale. Le prove di campo comprendono 34 provenienze che sono state caratterizzate con l'uso di tecniche di genetica quantitativa e molecolare per studiare sopravvivenza, accrescimento, aspetti morfologici e fisiologici in relazione all'origine geografica.

Francia, 2008. La provenienza PT23 e PT+ES 25 ebbero la più bassa percentuale di sopravvivenza. Nel 2008 l'altezza media era di 49 cm e l'habitus vegetativo risultava plagiotropico.

Italia – Sardegna, 2010. La mortalità media era del 7%. L'altezza media e il diametro del fusto “a petto d'uomo” erano nell'ordine pari a 273 e 5.1 cm. MO I-2, TU II, ES 4-CR fornivano valori di altezza superiori alla media, mentre le provenienze italiane si collocavano tutte al di sotto della media.

Portogallo. I risultati mostrano differenze significative tra le popolazioni per sopravvivenza, accrescimento e capacità di adattamento (fenologia ed efficienza nell'uso dell'acqua). Le provenienze marocchine hanno mostrato buone capacità di adattamento in termini di

accrescimento, vigore e regolarità del fusto, mentre quelle italiane evidenziavano accrescimenti ridotti ma alta capacità di sopravvivenza. La mortalità generale era prossima al 26%. Il maggiore accrescimento era osservato nelle provenienze marocchine mentre quelle francesi hanno fornito la più basse percentuali di sopravvivenza.

Questi risultati dovrebbero essere tenuti da conto quando l'origine del materiale di propagazione è presa in esame in vista di estesi progetti di piantumazione dove risulta importante la capacità di adattamento, la qualità del sughero, la sensibilità a malattie e parassiti animali e per la conservazione di risorse genetiche. Le prove di progenie hanno fornito informazioni chiave per i programmi di miglioramento genetico tesi ad incrementare aspetti di importanza economica quali la qualità del sughero ovvero per approcciarsi ai problemi di consanguineità.

REFERENCES

- Ennajeh A., Azri W., Khaldi A., Nasr Z., Selmi H., Khouja M., 2013 – *Variabilité génétique du Chêne liège (Quercus suber L.) en Tunisie. Bilan d'un essai comparatif multisites de plantations de provenances diverses* Genetic variability of Cork Oak (Quercus suber L.) in Tunisia. Geo-Eco-Trop, 37 (2): 191-200.
- Eriksson G., 2003 – *Ch II Objectives in Handbook for the project fair 1 CT 95 0202*. editor VARELA M.C. http://www.inrb.pt/fotos/editor2/inia/manuais/handbook_sb_pj_fair_202.pdf.
- IPCC Climate Change, 2007 – *Synthesis Report* http://www.ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar4/syr/ar4_syr.pdf. Accessed January 12, 2015.
- Kapeller S., Schuler S., Huber G., Božič G., Wohlgemuth T., Klumpp R., 2013 – *Provenance Trials in Alpine Range – Review and Perspectives for Applications in Climate Change*. Management Strategies to Adapt Alpine Space Forests to Climate Change Risks, Dr. Gillian Cerbu (Ed.), InTech. Accessed December 20, 2014. Available from: <http://www.intechopen.com/books/management-strategies-to-adapt-alpine-space-forests-to-climate-changeri>
- sks/provenance-trials-in-alpine-range-review-and-perspectives-for-applications-in-climate-change. <http://dx.doi.org/10.5772/56283>
- Khouja M.L., Ben Jamaa M., Franceschini A., Khaldi A., Sellemi H., Hamrouni L., 2010 – *Observations sur le dépérissement des provenances de chêne - liège dans le site expérimental de Tebaba au Nord-Ouest de la Tunisie*. Accessed December 2, 2014. http://www.hacharatedz.info/pdf/Observations_depérissement_Nord_Ouest_tunisie_Khouja.pdf.
- Nunes A.M., Almeida M.E., do Loreto M., Sameiro Patrício M., 2008 – *Resultados preliminares em ensaios genéticos de sobreiro*. Edição: FPPF - Federação dos Produtores Florestais de Portugal ® Lisboa.
- Oliveira G., Costa A., 2012 – *How resilient is Quercus suber L. to cork harvesting? A review and identification of knowledge gaps*. FE&M 270, pp. 257-272.
- Ramirez-Valiente J.A., Lorenzo Z., Soto A., Valladares F., Gil L., Aranda I., 2010 – *Natural selection on cork oak: allele frequency reveals divergent selection in cork oak populations along a temperature cline*. Evol Ecol., 24:1031-1044. <http://dx.doi.org/10.1007/s10682-010-9365-6>
- Ramírez-Valiente J.A., Valladares F., Gil L., Aranda I., 2009 – *Population differences in juvenile survival under increasing drought are mediated by seed size in cork oak (Quercus suber L.)*. Forest Ecology and Management, 257: 1676-1683. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.024>
- Varela M.C., Valdivieso T., 2014 – *Aspetos do declínio do sobreiro*. International Seminar: I Encontro Ibérico sobre o Declínio do Montado, 17-18 May Beja, Portugal.
- Varela M.C., 2003 – *European network for the evaluation of genetic resources of cork oak for appropriated use in breeding and gene conservation strategies*. HANDBOOK of the concerted action on cork oak FAIR 1 CT 95 0202. ISBN 972-95736-7-0, p.122 Estação Florestal Nacional, Oeiras, 2003. http://www.inrb.pt/fotos/editor2/inia/manuais/handbook_sb_pj_fair_202.pdf.
- Varela M.C., Eriksson G., 1995 – *Multipurpose gene conservation in Quercus suber - A Portuguese example*. Silvae Genetica, 44 (1): 28-37.

REPRODUCTIVE BEHAVIOUR AND CLONAL STUMP/ROOT PROPAGATION AND CONSEQUENCES FOR SUSTAINABLE GENETIC VARIABILITY IN CORK OAK AND HOLM OAK IN PORTUGAL

Maria Carolina Varela¹

¹Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P. Av. da República, Quinta do Marquês, Oeiras, Portugal; maria_carolina_varela@hotmail.com; carolina.varela@iniav.pt

Reproductive studies at cork oak and holm oak in Portugal aim to evaluate the effective size (N_e), flowering synchronisation, chance of inter-specific hybridization and fluctuation of seed years for support of management of seed sources, genetic improvement programmes and conservation of genetic resources.

The consequences for genetic variability from clonal stump/root propagation are highlighted. Holm oak is by rule more precocious, more stable and predictable than cork oak. The reproductive capacity is site-quality and tree-vigour dependent. For cork oak at Quinta da Serra plot (good site) the N_e ranges from 40%-80% while at Água Ferrenha (poor site) it varies from 10%-20%. Years of odd weather open possibilities for flowering phenological changes and inter specific cross. Evaluation of the rate of extensive clonage coming from stump/root sprouting in two stands with decline and one stand that suffered a fire hazard in 2003. On strong fire situation more than 2/3 of the trees are from clonal origin. No acorn collection should take place on poor seed years since the N_e is likely to be low.

The number of clones for clonal seed orchards should be at least the double of the aimed N_e . Clonal propagation at cork oak and holm oak shall be used sporadically and scattered either in time and space. On stands where extensive clonal propagation is in place the levels of kinship should be assessed by means of molecular markers. If high, sexually originated plants shall be introduced. Molecular tools are needed to support flowering/fruiting prediction.

Keywords: *Quercus suber*, *Quercus ilex* L. subsp. *Rotundifolia*, flowering, fruiting, effective size N_e .

Parole chiave: *Quercus suber*, *Quercus ilex* L. subsp. *Rotundifolia*, fioritura, fruttificazione, dimensione effettiva N_e .

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-mv-rep>

1. Introduction

Cork oak (*Quercus suber* L.) and holm oak (*Quercus ilex* L. subsp. *Rotundifolia* Lam.) are the two most important evergreen oaks in Portugal. Sexual reproduction, i.e. seed production, is the main source of sustainable genetic variability which is essential to face climatic changes, new economic traits and resistance to pests and diseases. Patches of decline ongoing at both species require recovery interventions, in which the genetic variability of the FRM shall be considered as a key component. Both species have unisexual flowers although cork oak may produce rare hermaphrodite flowers from which there is no report of fruit production. Cork oak fruiting is mainly annual but biennial fruiting happens in some trees and in some years in a process still poorly understood (Corti, 1955). Holm oak only produces annual acorns. Flowering and fruiting observations aim to evaluate the population effective size (N_e), the flowering synchronisation, the possibilities of inter-specific hybridization and the occurrence of mast seed years for assessment of genetic variability in seed sources and conservation of genetic resources.

2. Material and methods

Flowering and fruiting studies at cork-oak and holm-oak have been performed at various plots in Portugal where trees were randomly choose. Number of trees at each plot and years of observation are summarised at Table 1. At the various plots flowering and fruit production was evaluated by degrees of 1, 2 and 3 (Varela *et al.*, 2008) upon the maximum possible production: degree 1- null or negligible production of male flowers or fruits; degree 2- about half of the productive part of the crown exhibits male flowers or fruits; degree 3- the tree exhibits male flowers or fruits on large quantity. The effective size N_e empirically is estimated to male flowering and annual fruits production considering the percentage of trees that bear reproductive structures in degree ≥ 2 .

In some plots trees were also characterised by the perimeter at breast height (PBH) and competition ranked into 4 categories from 0 –isolated tree, to a maximum of 4 when the tree is totally surrounded by other trees. Biennial fruiting was studied at Quinta da Serra in 2011-2014.

2.1 Quinta da Serra, Azeitão

The plot includes 25 trees that are under long run population genetics studies since 1993 (except 2005 and 2006, 2007 it was only possible to collect data for acorn production due to lack of funding) for reproductive behaviour at the level of male flowering/acorn production ability and flowering phenology. 1993-2014. The stand is uneven age and the spacing among trees is quite irregular. Quinta da Serra site is extremely suitable for cork oak in soil quality and deepness as well as in climate.

2.2 Other plots

Profiting from occasional funding reproductive studies were also performed at other plots in Portugal including the plot Quinta da Mitra, Évora that is in a mixed stand of cork oak and holm oak, Table 1.

3. Results

3.1 Quinta da Serra, Azeitão

The level of male flowering/fruitletting ability varies considerably among trees. In the group of trees that has high reproductive ability trees T19, T20 and T24 are rather irregular as patent on the standard deviation. T12 is till 2014 the tree of the lowest capacity for acorn production.

The quantity of male flowering and acorn production varies considerably among years confirming the irregular reproductive behaviour of cork oak. The high acorn production that took happened consecutively in the years 2008, 2009 and 2010 shows that so far it is not possible to establish a reproductive behaviour pattern for masting. Trees are also characterized using the mean and standard deviation of acorn production 1993-2014 (Fig. 2). Until 2011 tree 20 showed a good and predictable acorn production which led to be selected as mother-tree to the 2014 program of controlled crosses in cork oak (Varela and GenoSuber Consortium, 2014). Unexpectedly in the flowering season of 2014 tree T20 showed null production of female flowering and consequently null acorn production. These results rate tree T20 as the most irregular (higher standard deviation) which confirms the irregular reproductive behaviour of cork oak also at the individual level. The reproductive ability was also correlated with crown competition and trunk perimeter at breast height and data showed that individual tree acorn production ability has no correlation with PBH, $R^2 = 0.1677$ or with competition, $R^2 = 0.1437$.

The knowledge of the reproductive behaviour of cork oak trees at Quinta da Serra was an important aspect on the selection of that forest for controlled crosses for genetic mapping for support of the *Quercus suber* genome sequencing project GENOSuber (Varela and GenoSuber Consortium, 2014).

3.2 Other plots

Male flowering production and acorn production in cork oak and holm oak is compared in the same year in several plots in Portugal using the plot mean and the effective size N_e empirically estimated by the number

of trees producing degree ≥ 2 and also for the number of trees with degree 3, Table 2. The year of 1994 was a non-mast year at Quinta da Serra (Fig. 1) with values of N_e (2+3)% for male flowering and acorn production respectively 70.83% and 16.67%. which shows the low reproductive profile of the year was not predictable by male flowering. Both at Quinta da Serra and MN Vimeiro I could verify that any tree reached the degree 3 at acorn production.

The studies of 1998 and 1999 in cork-oak and holm-oak plots showed that holm-oak as an higher reproductive profile than cork-oak. The comparison between the good plot of Quinta da Serra and the declining plot of Água Ferrenha in 2011 showed that declining trees have a low reproductive profile. Cork-oak and holm-oak are inter-fertile species but the chances of natural hybridization are lowered by the asynchronous flowering pattern that normally occurs. However some holm-oak trees may have an extended flowering that allows hybridization as it was verified in the mixed plot of Quinta da Mitra (Varela *et al.*, 2008). Male flowering of cork oak and holm oak was also compared in 100 aments in 10 trees by the length and number of flowers. Cork oak aments mean length is 4.6 cm with a mean number of flowers of 21.2. No correlation was found between the length and the number of flowers: $R^2 = 0.297$. Holm oak aments mean length is 5.2cm and the mean number of flowers is 25.1 and no correlation was found between the length and the number of flowers: $R^2 = 0.132$. Holm oak aments are longer and bear more flowers which may increase the chances of gene flow by pollen.

3.3 Biennial fruiting

Biennial fruiting (Fig. 3a, 3b) is rare at Quinta da Serra. On the observations carried from 2000 to 2014 biennial fruiting was relevant only in 2013 (Tab. 3). In 2014 the four trees - T1, T4, T13 and T20 - selected as female parents for controlled crosses to support the species genome sequencing project GENOSuber (Varela and GenoSuber Consortium, 2014) the trees T1 and T20 had relevant production of biennial fruits (Tab. 4) which may explain the null female flowering and acorn production in 2014. The Sharp AB (alternate bearing) 2013-2014 in these trees may be explained by high use of photoassimilates and/or flowering inhibitory hormone response.

3.4 Clonal propagation by stump and root sprouting

Stump and root sprouting happen spontaneously in all *Quercus* but in Nature it happens randomly mixed with sexual reproduction which has positive effects for adaptation and evolution as older genotypes coexist and cross with new genotypes coming from recombination. Stump and root sprouting may easily lead to the formation of several clones of the pre-existing tree that after some years are phenotypically indistinguishable. However when Human induced stump and root sprouting is overused to propagate interesting phenotypes and to make stand recovery after forest fires it may biasing the balance clonal versus seed recruitment with negative effects for genetic variability, adaptation

and evolution. If over practice of cloning is suspected it is necessary to evaluate the genetic relationship of the trees using molecular markers.

4. Discussion

Cork oak has a very irregular reproductive behaviour with sharp differences on Effective Size (N_e) among mast and poor-seed years. The low N_e of poor-seed years leads to indicate that no seed harvesting should take place in those years. Whenever decline induces poor seed production and consequently risky levels of low N_e , reforestation recovering actions should consider seed recruitment on ecologic similar stands with higher N_e .

5. Perspectives

Management of seed supply: Seed harvesting for afforestation or recovery of populations in decline shall not take place in poor seeding years as the low N_e increases the probabilities of inbreeding. Clonal propa-

gation by stump and root sprouting shall be blended with seed recruitment to assure sustainable genetic diversity along generations.

Population for conservation of genetic resources shall have an effective size ≥ 50 . Small and marginal populations of high conservation value with low effective size shall be managed to increase N_e (Varela and Eriksson, 1995).

To deep the knowledge on the reproductive behaviour of cork oak there is the need to understand the molecular basis of flowering, annual and biennial fruiting. Models for holm-oak seed production are likely more easy to establish.

Acknowledgements

To Prof. Sandro Dettori and the University of Sassari for the invitation and support on the participation of the author at the II Congresso Internazionale di Selvicoltura, Firenze, 26-29 Novembre 2014.

Table 1. Observation plots and main characteristics in soil, climate, trees density, vigour and average production of male flowering and acorn.

<i>plot</i>	<i>species</i>	<i>years_observation</i>	<i>N. of trees</i>	<i>edapho climatic conditions</i>	<i>stand density</i>	<i>vigour</i>
<i>Quinta da Serra, Azeitão</i>	cork-oak	1993-2014	25	deep fertile soil; climatic conditions very suitable	medium to low	very good
<i>MN Vimeiro, Alcobaça</i>	cork-oak	1994; 1998	20	deep fertile soil; suitable climatic conditions	medium to low	very good
<i>Quinta da Mitra, Évora</i>	cork-oak / holm-oak	1997-2000	C-oak-39 H-oak-25	poor soil; long, hot and dry summers	medium	medium
<i>Ermida Gerês</i>	cork-oak	1993	20	deep fertile soil; suitable climatic conditions	high	good
<i>Monte Morais, Macedo de Cavaleiros</i>	cork-oak	1993	20	Serpentine soil, hot and dry summers, cold winters	medium	medium
<i>Água Ferrenha, Grandola</i>	cork-oak	2011-2013	30	poor and shallow soil; long, hot and dry summers	low	in decline

Table 2. Male flowering production and acorn production in several plots in Portugal are compared using the mean and the effective size N_e empirically estimated by the number of trees producing degree ≥ 2 (N_e (2+3)%) and also for the number of trees with degree 3 (N_e (3)%).

		<i>Cork oak</i>												<i>Holm oak</i>	
		<i>Q. Serra</i>		<i>MN Vimeiro</i>		<i>Q Mitra</i>		<i>Monte Morais</i>		<i>Ermida Gerês</i>		<i>Água Ferrenha</i>		<i>Q Mitra</i>	
		<i>Fl</i> ♂	<i>Fr</i> ♀	<i>Fl</i> ♂	<i>Fr</i> ♀	<i>Fl</i> ♂	<i>Fr</i> ♀	<i>Fl</i> ♂	<i>Fr</i> ♀	<i>Fl</i> ♂	<i>Fr</i> ♀	<i>Fl</i> ♂	<i>Fr</i> ♀	<i>Fl</i> ♂	<i>Fr</i> ♀
1993	mean	2,50	2,29					2,1	1,75	2,1	1,75				
	N_e (3)%	13,0	9,0					30,0	20,0	25	20,0				
	N_e (2+3)%	95,83	91,67					80,0	55,0	75,0	55,0				
1994	mean	2,21	1,17	2,20	0,95										
	N_e (3)%	50,0	0	50,0	0										
	N_e (2+3)%	70,83	16,67	75	25										
1998	mean	2,54	2,67	1,25	1,20	2,44	1,29							2,24	2,17
	N_e (3)%	75,00	79,17	20,0	5,0	22,0	2,0							8,0	11,0
	N_e (2+3)%	79,17	87,50	50	35	76,92	28,21							84,0	60,0

(Table 2. Continued)

1999	mean	2,04	1,38			1,74	1,00							2,28	2,28
	Ne (3)%	75,00	79,17			10,0	0							13,0	13,0
	Ne (2+3)%	66,67	25,0			41,03	0							76,0	76,0
2011	mean	1,96	1,25									1,53	0,45		
	Ne (3)%	33,3	0									30	0		
	Ne (2+3)%	62,5	25,0									40,0	10,0		

Table 3. Annual and biennial fruiting at Quinta da Serra plot in the years 2012, 2013 and 2014.

	2012		2013		2014	
	<i>annual fruit</i>	<i>biennial ♀</i>	<i>annual fruit</i>	<i>biennial ♀</i>	<i>annual fruit</i>	<i>biennial ♀</i>
T12	1	0	1	3	0	0
T20	1	0	3	3	0	0
T1	1	0	3	2	0	0
T7	3	0	3	2	0	0
T14	0	0	2	2	0	1
T16	0	0	2	2	0	0
T25	2	0	1	2	1	0
T19	0	0	2	1	1	0
T22	1	0	2	1	1	0
T4	3	0	3	1	2	0
T21	1	0	2	1	2	0
T23	1	0	2	1	2	0
T24	2	0	3	1	2	0
T18	2	0	2	1	3	0
T3	1	1	3	0	0	0
T6	1	0	2	0	0	0
T9	3	0	1	0	0	0
T2	3	0	3	0	1	0
T5	3	0	1	0	1	0
T8	1	1	1	0	1	0
T11	3	1	1	0	1	0
T15	2	0	3	0	1	0
T10	3	0	2	0	3	0
T13	3	0	2	0	3	0
T17	1	0	1	0	3	0

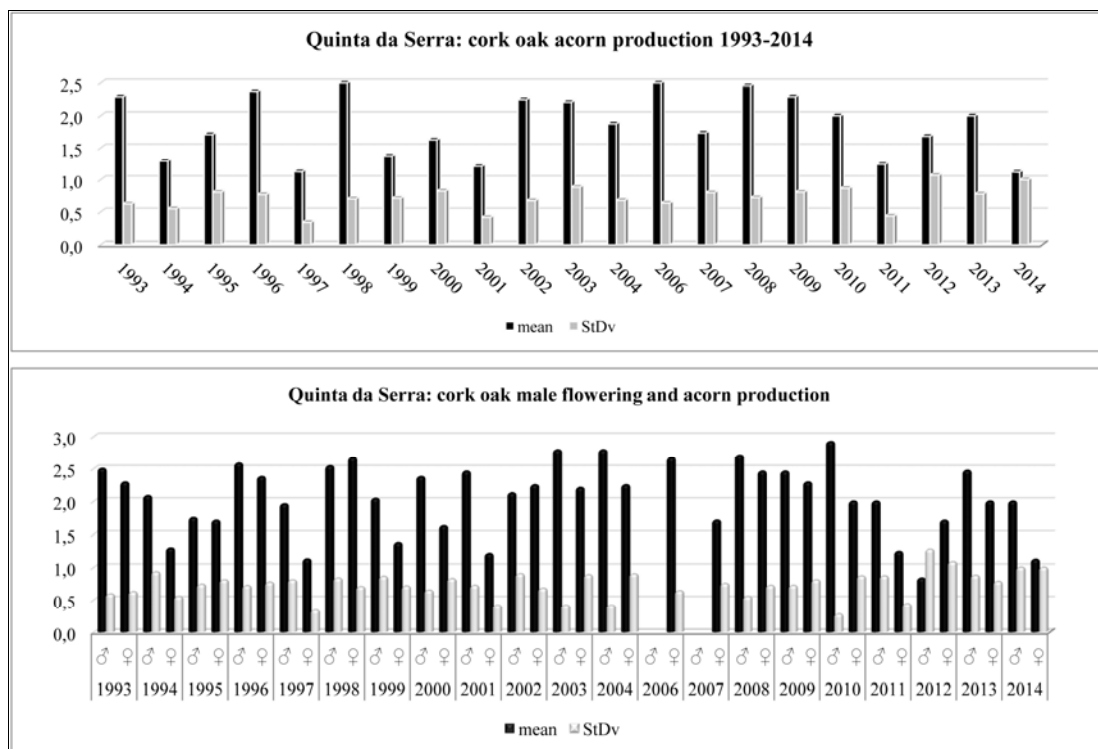


Figure 1 a, b. Male flowering and acorn production at the plot of Quinta da Serra from 1993-2014. Mast year: mean acorn production above 2; 1.5 to 2 the year is rated medium, below 1.5 the year is rated non-mast. In 22 years of observation there were seven mast-years (1993, 1996, 1998, 2003, 2004, 2006, 2008, 2009); seven years were of medium acorn production 1995, 2000, 2002, 2007, 2010, 2012 and 2013. Eight years were non-mast. Masting happened in one third of the years but the data do not yet allow to establish a production cycle model of acorn production since masting could be observed in two consecutive years, 2008 and 2009, followed by a medium year 2010. Male flowering is by rule higher than acorn production except in 1998.

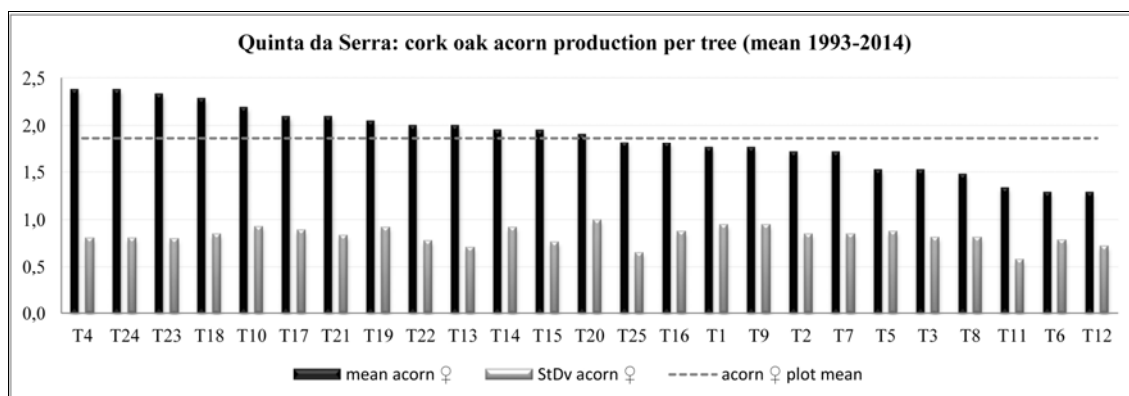


Figure 2. Acorn production per tree assessed by degree of production at Quinta da Serra, Azeitão from 1993-2014. These results rate tree T20 as the most irregular (higher standard deviation) though it is the tree with the greater PBH and isolated. T10 shows a very good fruiting capacity despite of competition degree of 2 and PBH under mean.

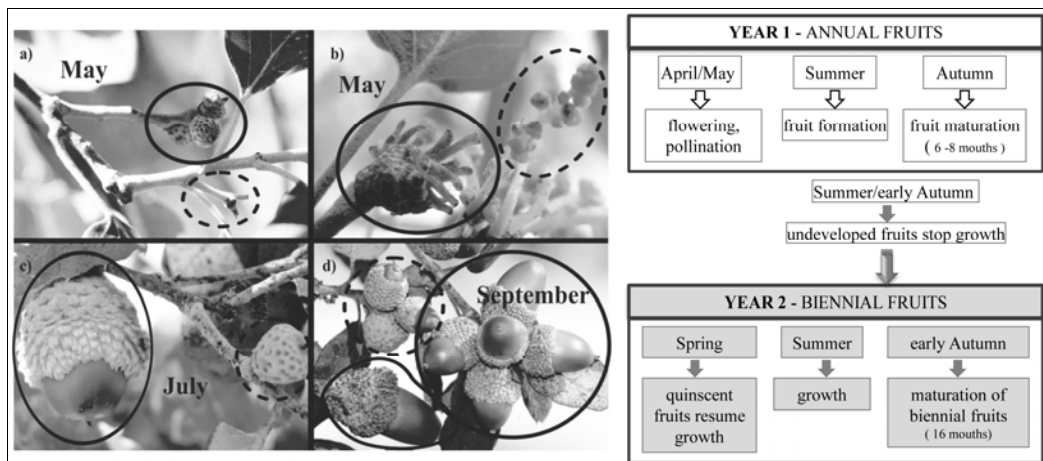


Figure 3-a, b, c, d. Annual and biennial fruiting in cork oak. Biennial fruiting happens when some of the fruits from the current year stop growth by the summer (year 1). These fruits remain quiescent till coming spring (year 2) when another flowering season happens (a, b). In May of year 2 the tree displays simultaneously the quiescent fruits from last flowering season and the annual flowering of the current year (a) and the quiescent biennial fruits resume growth and the vegetative activity is visible by the exuberant growth of the scales of the capsule (b) that in some cases get reddish colour. During the Summer of year 2 the two type of fruits co-exist and grow (c, d). By early autumn of year 2 biennial fruits complete maturation. Annual fruits take 2-3 more months and complete maturation by mid/late Autumn. The exuberant growth of the scales of the biennial fruits is a distinctive feature upon annual acorns.

RIASSUNTO

Comportamento riproduttivo e clonale ceppo / propagazione radice e le conseguenze per la variabilità genetica sostenibile in sughero e leccio in Portogallo

Gli studi su antesi e fruttificazione, per quercia da sughero e leccio, sviluppati in Portogallo in varie parcelle durante diversi anni mirano a valutare la dimensione effettiva delle popolazioni (N_e), la sincronizzazione delle fioriture, le possibilità di ibridazione interspecifica e la cadenza delle annate di pasciona. La capacità di sughero e leccio di moltiplicarsi per polloni da ceppaia e radice è di frequente utilizzata dai tecnici forestali per il recupero post-incendio e per propagare fenotipi interessanti ormai vetusti. Sono discusse le conseguenze per la variabilità genetica e la possibilità di senescenza genetica.

I risultati contribuiscono alla valutazione della variabilità genetica nell'ambito di ulteriori utilizzazioni quali le linee guida per la collezione di semi in programmi di afforestazione, il pascolamento nei sistemi silvopastorali, la gestione vivaistica e la conservazione delle risorse genetiche. I risultati sulle *performances* di fioritura e fruttificazione evidenziano che il leccio è più precoce, ha un comportamento riproduttivo più stabile e prevedibile e registra con minore frequenza annate con scarsa produzione di seme rispetto alla sughero. La capacità riproduttiva dipende dalla fertilità stazionale e dalla vigoria delle piante. La quercia da sughero nella parcella di Quinta da Serra (buona fertilità stazionale) ha fatto registrare valori di N_e compresi tra il 40 e l'80%, mentre nella stazione a bassa fertilità di Água Ferrenha essa varia tra il 10 e il 20%. Per lo stesso anno, nella parcella

di Quinta da Mitra, dove sughero e leccio sono consociati, quest'ultima specie ha sempre evidenziato valori di N_e più elevati. In annate particolari sotto il profilo climatico, alcuni individui delle due specie possono evidenziare sincronizzazione nelle fioriture e la possibilità di ibridazione. In diversi popolamenti a sviluppo clonale, la moltiplicazione di individui geneticamente identici è largamente usata per propagare fenotipi interessanti che hanno raggiunto un'età avanzata e per i quali non è possibile ricorrere alla moltiplicazione per seme a causa di incendi o fenomeni di degrado.

La capacità del genere *Quercus* di ricacciare da gemme dormienti localizzate sulla ceppaia o sulle radici spesso da origine a differenti individui che formano un gruppo clonale, che si origina da un albero morto o ceduto, causando la decrescita del numero di individui geneticamente non imparentati, nei popolamenti naturali. Nel caso di realizzare importanti progetti di afforestazione o tutte le volte che si ricerca l'incremento della variabilità genetica, non si devono raccogliere le ghiande in annate a bassa produzione di seme perché si riscontrano bassi valori di N_e . Gli studi rivelano che la selezione di piante madri per realizzare collezioni clonali, si dovrebbero basare sulla conoscenza dei processi riproduttivi per saggiare la loro *performances* di fioritura e fruttificazione. La propagazione clonale di sughero e leccio dovrebbe essere usata sporadicamente nell'ambito di un modello casuale sia nel tempo che nello spazio, poiché livelli molto bassi di reclutamento dei semenzali, alla fine daranno luogo a bassi livelli nella variabilità genotipica portando alla formazione di popolamenti con ridotta capacità di riproduzione gamica. Nei popolamenti dove l'estensiva propagazione clonale è stata favorita, i livelli di similarità genetica dovrebbero essere saggiati per mezzo di marcatori molecolari. Se il

livello relazionale impone decise azioni, bisogna intervenire con l'inserimento di piante originatesi per via sessuale, al fine di aumentare la diversità genetica.

REFERENCES

- Corti R., 1955 – *Ricerche sul ciclo riproduttivo di specie del genere Quercus della Flora Italiana II. Contributo alla biologia e alla sistematica di Q. Suber L. e in particolare della forma a sviluppo biennale della ghianda*. Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali, 4: 55-133.
- Varela M.C., GenoSuber Consortium, 2014 – *Controlled pollination in cork oak (Quercus suber L.) to support its genome sequencing project*. GENO-Suber.
- Varela M.C., Eriksson G., 1995 – *Multipurpose gene conservation in Quercus suber - A Portuguese example*. Silvae Genetica, 44.1: 28-37.
- Varela M.C., Brás R., Barros I.R., Oliveira P., Meierrose C., 2008 – *Opportunity for hybridization between two oak species in mixed stands as monitored by the timing and intensity of pollen production*. Forest Ecology and Management, 256 (8): 1546-1551.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.049>

NOVITÀ SULLE FORME DI HUMUS

Augusto Zanella¹

¹Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali dell'Università di Padova, Legnaro; augusto.zanella@unipd.it

Ci eravamo quasi dimenticati dell'esistenza delle forme di humus, anche se tutti abbiamo in mente parole come Mull, Moder, Mor. Poi venne fuori che il riscaldamento climatico dipendesse molto da quanto e da come il carbonio fosse immagazzinato nel suolo e che tale carbonio si trovasse nelle forme di humus. L'articolo fa il punto sulla classificazione delle forme di humus forestali con uno sguardo sulla situazione in Italia. Dopo la definizione di nuove parole di vocabolario (sistema di interazione e forma di humus, orizzonte diagnostico...), è presentato il funzionamento generale del suolo a livello di pianeta e che consiste nell'opera di riciclaggio della sostanza organica condizionata dal clima. La struttura del suolo è collegata a tre gruppi di attori coinvolti nella biodegradazione della lettiera, e permette di distinguere i sistemi Mull, da quelli Amphi e Moder che sono rispettivamente caratterizzati da macro, meso e micro struttura. Leggendo i dati pubblicati recentemente da diversi gruppi di ricerca sulle forme di humus delle foreste italiane, si può constatare che esse contengono una media di 80 t di carbonio organico ad ettaro (primi 30 cm, circa). I più alti valori sono stati misurati nei Moder delle foreste di conifere altimontane delle Alpi centro-orientali, oppure nelle foreste di latifoglie termofile con sistemi a Amphi nelle Alpi orientali e a Mull. In conclusione si rende omaggio a Frank J. Stevenson e a Charles Darwin. Più di 30 anni fa Stevenson pubblicò un libro (*Humus chemistry*, 1982, 1994) nel quale spiega anche a studenti non specialisti che cosa sono le sostanze umiche e come funzionano nel suolo. Più di 130 anni fa Darwin scrisse un libro (*The formation of vegetable mould through the action of worms with some observations on their habits*) la cui importanza scientifica è stata capita solo in tempi molto recenti.

Parole chiave: forma di humus, carbonio organico del suolo, sostanza organica del suolo.

Keywords: humus, humus form, soil organic carbon, soil organic matter.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-az-nov>

1. Funzionamento generale del suolo e preparazione della copertura pedologica terrestre

Il suolo riceve tutta la sostanza organica prodotta dagli organismi autotrofi di un ecosistema. Anche gli stessi organismi eterotrofi, una volta concluso il loro ciclo vitale, subiscono imperativamente una decomposizione nel suolo. Pensandoci bene, l'opera di decomposizione è la principale funzione del suolo. Essa restituisce all'ambiente l'energia, gli elementi naturali e le molecole che erano contenute nelle strutture prima vive e poi «morte» (non più attive o funzionali) di tutti i viventi. Ciò rappresenta un processo essenziale per la vita del nostro pianeta che è iniziato circa 4 miliardi fa e che ha permesso all'evoluzione biologica di esprimere le potenzialità genetiche che ci circondano (Fig. 1). Quasi tutti gli organismi eterotrofi (batteri e funghi esclusi) ingeriscono la sostanza organica e la biodegradano in appositi volumi predisposti all'interno dei corpi (apparati digerenti). Un processo per molti aspetti simile avviene invece nella parte superficiale del suolo in tutti gli ecosistemi terrestri. Un mondo senza suolo non ha senso e non esiste non tanto perché il suolo supporta la vita vegetale, ma perché permette l'indispensabile operazione di riciclo di tutto ciò che invecchia e muore e necessita di essere smontato. Per lo spirito umano è difficile accettare questa dipendenza dal suolo ma, o

impariamo a conoscere meglio il suolo, o finiremo con l'alterare irreversibilmente tale processo che nutre indirettamente la biodiversità e l'evoluzione, e quindi noi stessi prodotto ultimo di tale complessità.

Ci viene spontaneo di chiederci come mai gli organismi viventi superiori abbiano scelto di ingerire gli alimenti per inglobare e proteggere la loro biodegradazione. La ragione principale è sicuramente dovuta ai vantaggi di una decomposizione confinata, dove è possibile controllare la temperatura della "camera di decomposizione" e tutte le possibili aggiunte di "biodegradanti chimici". È noto infatti che la temperatura è legata in modo esponenziale alla velocità delle reazioni chimiche.

Per di più, la biodegradazione confinata può essere aiutata dall'aggiunta di acqua, reagenti, enzimi e altri composti che possano favorire l'attacco delle sostanze ingerite. Crediamo che il suolo corrisponda alla "pancia" degli ecosistemi. Sembra infantile come pensiero, ma ci è difficile trovare una più valida definizione semplificata del suolo.

Quando si ha mal di pancia, si sta male. Anche gli ecosistemi che hanno mal di suolo, stanno male. Il suolo è come un ventre e si comporta in modo diverso secondo le condizioni in cui lavora.

Vedremo nelle pagine seguenti che i suoli di ambienti acidi e freddi sono molto diversi da quelli di ambienti caldi e calcarei, oppure da quelli temperati, umidi e

neutri. La lettiera forestale dopo la caduta sul suolo subisce un processo di degradazione la cui durata dipende da molti fattori e dove le condizioni climatiche svolgono il ruolo dominante.

Nelle foreste equatoriali calde e umide la lettiera può anche non arrivare mai al suolo e essere digerita in poche ore. La decomposizione interessa invece più anni nelle foreste dei climi nordici e freddi che caratterizzano la taiga così come quelli di alta quota. In queste condizioni estreme sono molto più importanti i funghi rispetto ai batteri, perché i primi sono meno sensibili al freddo e molto più abili nel demolire la lettiera di conifere più ricca di lignine.

Il nostro pianeta si è coperto di foreste (con i loro rispettivi suoli) progressivamente negli ultimi 400 milioni di anni, prima di felci, poi di conifere e infine di latifoglie seguendo cicli di formazione, scomparsa e rigenerazione, imposti dai movimenti di unificazione e disaggregazione delle placche tettoniche delle terre emerse. Seguirono gli effetti di diversi cicli di gelo e disgelo, l'ultimo dei quali iniziato 20 mila anni fa e conclusosi ai giorni nostri (viviamo un periodo interglaciale). Durante l'ultima scissione della Pangea, per esempio, iniziata circa 200 milioni di anni fa, i lombrichi la cui presenza primaria è associata alla placca nord-americana, si estinsero con l'arrivo delle glaciazioni e lasciarono il nord America privo di questi animali fino a tempi molto recenti (Bouché, 2014). Sempre secondo Bouché, dopo l'ultima glaciazione, le migrazioni umane percorsero vie in concomitanza con quelle dei lombrichi anecici che realizzarono un'espansione recente e rapida in tutti i suoli delle terre emerse non ghiacciate e abitate dall'uomo.

2. Nuovo vocabolario: sistemi di humus e struttura del suolo

Fin dal primo incontro del Gruppo Humus a Trento nel luglio del 2003, fu chiaro che una classificazione delle forme di humus utile per la gestione degli ecosistemi non poteva prescindere dalla struttura dell'orizzonte organo-minerale del suolo (Jabiol *et al.*, 2004; Galvan *et al.*, 2008).

Per capire il senso pratico di questa frase è necessario conoscere il significato di alcuni termini inseriti in uno specifico vocabolario e possedere alcune basi concettuali che presentiamo di seguito.

Il vocabolario delle forme di humus (in via di pubblicazione nel 2015) comporta *oggetti reali* (che si osservano in campo) (Fig. 2) e *concetti* (scatole teoriche in cui si inseriscono le immagini di *oggetti reali* simili).

2.1 Oggetti reali

Comprendono:

Orizzonte di forma di humus (orizzonte di humus) = strato superficiale organico o organo-minerale di suolo; nel suolo superficiale si possono riconoscere diversi di questi diversi strati.

Tali orizzonti giacciono sovrapposti come le pagine di un libro e nel loro insieme vengono nominati "profilo della

forma di humus"; ogni orizzonte può essere assegnato a una categoria astratta chiamata "orizzonte diagnostico".

Profilo di forma di humus (profilo di humus) = Faccia di una buca cubica praticata nel suolo che mette in luce gli orizzonti superficiali organici e organo-minerali del suolo; questa "parete" composta di diversi orizzonti sovrapposti può essere assegnata a una categoria astratta chiamata "forma di humus".

2.2 Concetti

Comprendono:

Orizzonte diagnostico = riferimento teorico per orizzonti organici o organo-minerali definite da caratteristiche e qualità che si mantengono entro limiti prestabiliti; codici utilizzati per i moderni orizzonti diagnostici delle forme di humus: OLn, OLv, OFzo, OFnoz, OH, maA, meA, miA, Anoz; Hf, Hm, Hszo; Hsnoz, Hsl, Aa.

Forma di humus = (abbreviazione internazionale: HF) = riferimento teorico per un gruppo di profili di forma di humus che mostrano la stessa serie di orizzonti diagnostici (esempi di nomi: Mesomull, Dysmoder, Hemimor).

Sistema di humus = riferimento teorico per un gruppo di profili di forma di humus che mostrano caratteristiche principali dovute agli stessi determinanti ecologici (biotici, misti o abiotici) che si mantengono entro limiti noti (esempi di nomi: Mull, Moder, Anmoor).

Il *sistema di humus* appartiene al concetto teorico di "Interaction System" pubblicato recentemente da Spijkerboer *et al.* (2014). Si tratta di un concetto legato a meccanismi dell'evoluzione appartenenti a un terzo livello di organizzazione delle strutture naturali. Tale concetto è adatto per rappresentare teoricamente dei "gruppi di operatori dell'evoluzione che interagiscono gli uni con gli altri" e che individuano bene quello che succede nella parte superficiale del suolo. Per esempio, tutte le forme di humus Mull funzionano allo stesso modo perché generate tutte dall'azione di lombrichi anecici e endogei. Essi conferiscono una struttura particolare all'orizzonte A tipica di un unico sistema. Infatti i suoli dotati di questa struttura interagiscono in modo peculiare con le piante e gli animali del sistema che li ha generati (Ponge, 2005, 2009). Tale struttura del suolo permette scambi chimico-fisici diversi da quelli che succedono in altri sistemi di interazione. Come vedremo nelle pagine seguenti, il gruppo dei Moder, per esempio, possiede una struttura dell'orizzonte organo-minerale diversa, che interagirà in un'altra maniera con piante che hanno strategie adattative diverse da quelle dei Mull.

2.3 La struttura dell'orizzonte organo-minerale A

La lettiera è biodegradata dalla pedofauna e dalla pedoflora in tempi differenziati. Il processo è complesso, cambia secondo gli ambienti in cui avviene e vede coinvolti diversi gruppi di animali, funghi, batteri, attinomiceti, alghe, radici e rizomi. Uno dei risultati del processo tra i più facili da osservare nei climi temperati è la formazione di un orizzonte organo-minerale. Tale orizzonte si distingue per il colore bruno dal sovrastante orizzonte organico tendente al bruno-nero e per la struttura dal sottostante orizzonte minerale.

All'orizzonte organo-minerale i pedologi hanno attribuito il codice A corrispondente alla prima lettera dell'alfabeto. La struttura zoogenica di tale orizzonte cambia in modo inconfondibile anche se osservata a occhio nudo (Brêthes *et al.*, 1995; Chauvat *et al.*, 2007; Zanella *et al.*, 2011a, 2011b; Ponge *et al.*, 2011; Waez-Mousavi *et al.*, 2012):

a) quando la lettiera scompare nel corso dell'anno, la struttura dell'orizzonte A è formata in maggioranza di grumi di diametro > 4 mm; il pH dell'orizzonte varia tra 7 e 5; la struttura è indicata *biomacrostruttura*;

b) quando la lettiera permane invece più di un anno e si accumula indecomposta sotto le piante, la struttura può essere dominata da:

- grumi di diametro compreso tra 1 e 4 mm in ambiente calcareo (pH > 7); in questo caso viene detta *biomesostruttura*;

- grumi di diametro inferiori a 1 mm in ambiente acido (pH < 5); la struttura è indicata *biomicrostruttura*.

Tali strutture sono determinate da diversi gruppi di animali del suolo che nel caso di macrostruttura sono soprattutto grossi lombrichi anecici ed endogei. La mesostruttura è invece formata da macro- e meso-artropodi o da lombrichi di dimensione inferiore ai precedenti ancora mal conosciuti, probabilmente endogei. La microstruttura è dovuta a vermi enchitreidi o a microartropodi (acari e collemboli).

Ad ogni struttura corrisponde un sistema di humus, Mull per la macro, Amphi per la meso e Moder per la microstruttura. Nelle altre forme di humus che si generano in sistemi terrestri più estremi in termini di clima e di reazione del substrato, troviamo i Mor (substrato acido e clima freddo) e i Tangel (substrato calcareo, clima montano contrastato, esposizioni sud a quote alte) e l'orizzonte A è quasi sempre assente o, quando presente, è caratterizzato da uno spessore insignificante e una struttura diversa da quelle descritte più sopra (Green *et al.*, 1993; Brêthes *et al.*, 1995; Robert e Chenu, 1992). Le figure 3, 4 e 5 illustrano le caratteristiche delle tipologie degli humus in accordo con le più recenti classificazioni proposte dal gruppo humus (Zanella *et al.* 2001, 2011a, 2011b; Jabiol *et al.*, 2004, 2013).

3. Sistemi di humus e stoccaggio di carbonio organico

I sistemi di humus che coprono attualmente la parte emersa del nostro pianeta sono cinque: Mor, Moder, Mull, Amphi e Tangel. A Nord, latitudini comprese tra 50° e 60°, domina il sistema Mor, in foreste di conifere tipiche di questi climi freddi; in climi miti, temperati e piovosi, che caratterizzano le aree situate tra i 40° e i 50°, troviamo invece a volte i Mull (preferibilmente su substrati mesofili), altre volte gli Amphi (prevalentemente su substrati calcarei), oppure i Moder (preferibilmente su substrati acidi); in zone del pianeta montane relativamente fredde, ma calcaree e con periodi stagionali relativamente caldi (esposizioni sud) troviamo i Tangel (Muller, 1889; Kubiena, 1953; Ponge *et al.*, 2010; Zanella *et al.*, 2011a, 2011b; Jabiol *et al.*, 2013). A livello dell'equatore umido il sistema dominante è il

Mull (Ponge, 200; Bouché, 2014). I sistemi dominanti nelle foreste italiane sono in ordine crescente di copertura i Mull, gli Amphi, i Moder, i Mor e i Tangel; i primi tre coprono più del 90% delle superfici (Hartmann, 1970; Garlato *et al.*, 2009a, 2009b; Andreetta *et al.*, 2011; Bonifacio *et al.*, 2011; Ascher *et al.*, 2012; Guermaldi *et al.*, 2013; De Nicola *et al.*, 2013, 2014). Sul suolo di una foresta media europea cadono annualmente circa 5-6 t ha⁻¹ di Carbonio presente nella lettiera (Ponge *et al.*, 1999; Zanella *et al.*, 2001; Gobat *et al.*, 2010; Incerti *et al.*, 2011; Osman, 2013).

È interessante confrontare questo dato con quello di produzione primaria annuale netta dello stesso sistema che realizza un flusso simile di 6 t di C ha⁻¹ anno⁻¹ (Robert e Saugier, 2003).

Questo porta a un conseguente equilibrio tra massa prodotta e persa. Potremmo anche considerare la produzione di lettiera prodotta all'interno del suolo, composta di radici fini e di essudati radicali, la cui entità stimata eguaglia quella della lettiera di superficie (Aber *et al.*, 1985; Gobat *et al.*, 2010; Melillo *et al.*, 2002, 2011). Più in generale nel suolo vi è una produzione primaria netta di radici che probabilmente si avvicina a quella di rami e fusti (parte epigea) delle piante. Per diversi tipi forestali del Trentino (Rodeghiero *et al.*, 2010) la biomassa arborea epigea (fusto, rami, foglie, organi fiorali, semi) è stimata da 50-60 t di CO ha⁻¹ in faggete, latifoglie termofile e peccete secondarie, al doppio di 100-130 t di CO in peccete montane e subalpine, abieteti e lariceti. Per tutte queste formazioni la lettiera epigea prodotta varia tra le 4 e 6 t di CO ha⁻¹ anno⁻¹ mentre nei primi 30 cm di profondità dei loro suoli sono allocati da 80 a 110 t di CO ha⁻¹ rispettivamente per i boschi di latifoglie e di conifere. Misure di accrescimenti legnosi hanno consentito di stimare che queste foreste sono caratterizzate da incrementi di 1,6 t di CO ha⁻¹ anno⁻¹, e che possono raggiungere valori di 2,3 o 2,9, rispettivamente in boschi cedui di faggio ed in quelli di latifoglie termofile. L'incremento legnoso arriva quindi a metà di ciò che può essere misurato in termini di lettiera, o anche in termini di massa di foglie verdi (2,8 t di CO ha⁻¹, con massimi di 3,1 per le fustaie di conifere e minimi di 2 nei cedui di latifoglie). La biomassa ipogea, valutata attraverso lo scavo di buche (primi 30 cm) e misure dirette sulle radici ammonta a circa 20 t di CO ha⁻¹ con minimi di 10 t di CO ha⁻¹ per pinete e latifoglie meso-termofile, e massimi di 30 t di CO ha⁻¹ per lariceti, peccete e anche leccete secondarie.

In uno studio precedente (Rodeghiero, 2003) si erano considerate anche le forme di humus di queste formazioni, trovando sistemi Amphi nelle leccete e faggete termofile, Mull in Orno-Ostietti e faggete mesofile, e Moder in abieteti misti e peccete pure.

In questi ultimi 10 anni, sono stati pubblicati numerosi dati sulle forme di humus forestali italiane. Lo scopo principale di tali ricerche era quello di stimare la quantità di carbonio stoccata nei suoli forestali a livello regionale e nazionale. Le indagini hanno interessato suoli forestali delle Alpi centro-orientali (Sartori *et al.*, 2004; Garlato *et al.*, 2009a, 2009b), occidentali (Bonifacio *et al.*, 2011) e centrali (Ascher *et al.*, 2012), parte degli

Appennini (Andreotta *et al.*, 2011; De Nicola *et al.*, 2014).

I sistemi Mull, Amphi e Moder sono molto comuni, mentre quelli a Tangel e Mor sono presenti solo sulle Alpi e rari (Sartori *et al.*, 2004). Il sistema Amphi contiene più Carbonio Organico (CO) degli altri nelle Alpi occidentali (80 t ha⁻¹ contro le 30 nel Mull e le 40 nel Moder), mentre il Moder primeggia nelle Alpi centrali o orientali (100 t ha⁻¹ contro le 50 di Mull e Amphi). Il sistema Mull risulta il più povero in CO su tutta la catena alpina, anche se negli orizzonti minerali sottostanti si riscontrano valori alti quasi come quelli misurati negli stessi orizzonti minerali degli Amphi e più alti di quelli degli orizzonti organici e organo-minerali (Bonifacio *et al.*, 2011).

Sugli Appennini e in ambiente mediterraneo, al contrario, è il sistema a Mull a contenere più CO (Fig. 6), anche se sono molto vicini come valori a quelli misurati negli Amphi (70-80 t ha⁻¹ contro le 40 del Moder). Se confrontiamo i valori citati, si può notare che nei primi 30 cm di suolo si trova una quantità di carbonio organico pari alla metà di quella che si misura nella massa viva del soprassuolo arboreo. Il limite inferiore degli orizzonti delle forme di humus, ovvero il passaggio tra gli orizzonti A e B, non è facilmente individuabile con precisione nei Sistemi Mull e Amphi per cui non è raro, nella loro descrizione e studio procedere a prelievi standardizzati di 10 cm di suolo, dopo avere tolto gli orizzonti organici superficiali o la lettiera.

Le forme Mull sono presenti in climi temperati. In esse la lettiera scompare in pochi mesi (Galvan *et al.*, 2005). Il carbonio che esse contengono è concentrato in aggregati organo-minerali e di difficile accesso (Robert e Chenu, 1992). Si tratta di minuscole particelle organiche intimamente legate all'argilla, ben visibili in superficie, realizzate dall'attività dei lombrichi i quali ingeriscono foglie e terreno per miscelarli nel loro intestino, consumando solo in parte la sostanza organica assunta. In questo modo i lombrichi arricchiscono il suolo dell'energia in forma organica che possono riutilizzare in momenti successivi quando la lettiera scarseggia (Bouché, 1977, 2014).

Anche i batteri hanno difficoltà nel nutrirsi di questa sostanza organica nascosta in strutture minerali poste all'esterno, perché poco accessibile.

Lo possono fare meglio nell'intestino dei lombrichi, dove il suolo ingerito è imbevuto di enzimi, muco e acqua, slacciando in questo modo i legami che fissano insieme le parti organiche e minerali. Nelle forme Moder la sostanza organica è soprattutto collocata fuori dal suolo minerale, in strati organici di superficie (Ponge *et al.*, 1997). Si tratta di resti organici più o meno degradati dall'azione di funghi, artropodi o piccoli vermi che resistono all'acidità del substrato. Questi residui possono subire una rapida degradazione in risposta a cambiamenti della radiazione solare. È quello che succede quando si pratica un'apertura nel soprassuolo in un bosco generalmente chiuso. Nella chiara si alzano la temperatura e la falda freatica e la lettiera si decompone in pochi mesi per riattivazione di fauna locale o per arrivo di nuovi lombrichi (Bernier e

Ponge, 1994). Il processo può essere impedito da specie vegetali (esempio: tappeto di ericacee) che producono molecole allopatiche (para-hydroxyacetophenone, acido caffeico,...), che bloccano la rinnovazione naturale della foresta (André, 1994).

Gli orizzonti organici-minerali A delle forme Moder sono generalmente sottili (spesso inferiori ai 7 cm) e in essi la sostanza organica si trova in feci che rimangono libere nel tessuto sabbioso dell'orizzonte.

Questo carbonio può essere liberato facilmente in caso di cambiamenti micro-climatici localizzati (Bernier e Ponge, 1994) perché relativamente accessibile ad animali che si nutrono di resti vegetali. La forma Amphi può essere considerata un sistema doppio: Moder in superficie e Mull in profondità. Tale forma potrebbe essere interpretata come un adattamento del sistema Mull agli ambienti con siccità periodica, come quelli submediterranei presenti in alcune aree delle prealpi (Zanella *et al.*, 2011; Andreotta *et al.*, 2011).

In tali situazioni i vermi anecici possono rifugiarsi nelle profondità del suolo per sfuggire alla siccità estiva, pronti poi a risalire in superficie in caso di miglioramento delle condizioni climatiche (piogge autunnali e primaverili) per cibarsi della lettiera. Quest'ultima, però, non scompare mai come nei Mull perché nei periodi di siccità o di freddo si accumula originando gli strati organici che si riconoscono nei Moder.

I valori di pH negli orizzonti organici superficiali possono risultare acidi, mentre i sottostanti orizzonti organo-minerali o minerali presentano valori tipici dei suoli su rocce calcaree. In risposta al riscaldamento climatico questa forma potrebbe aumentare la sua diffusione, prendendo il posto delle forme Mull quando le condizioni climatiche si caratterizzassero di nuova siccità periodica.

4. Conclusioni

Frank Stevenson presentando la seconda edizione nel 1994 del suo trattato dal titolo *Humus chemistry* agli studenti delle scuole superiori o dell'Università, scrive che le sostanze umiche si possono interpretare come "mani" (insieme di singole carte chiamate "dimeri") di un mazzo di carte da gioco (pagina 296): ... *synthesis of humic substances can be thought of in terms of card playing, where each structural unit (e.g. a polyphenol or quinone) represents a separate card in the deck and a given "hand" represents the combinations in which the structural units combine to form a humic molecule.*

Il mazzo di carte singole si trova nel suolo e si forma trasformando le lettiere epigea e ipogea tipiche di ogni ambiente.

Attraverso i processi biotici e abiotici, le sostanze umiche si costruiscono nei diversi ambienti combinando in modo appropriato queste carte singole. Servono a mettere in comunicazione nel suolo la base minerale, le piante, gli animali e i microrganismi.

Lo scopo del "dialogo" è quello di utilizzare al meglio l'ambiente e restituire al quasi vuoto universale (i 3 °K che si misurano negli spazi intergalattici) le meno energetiche possibili onde elettromagnetiche (= le più lunghe possibili, le più spostate verso il rosso possibile),

per utilizzare nel sistema terrestre la maggior parte dell'energia irradiata dal sole sotto forma di onde di breve lunghezza d'onda. Tali onde brevi sono catturate dal processo di fotosintesi per spaccare le molecole d'acqua, recuperare l'energia dei loro elettroni e produrre molecole energetiche (ATP, NADPH) da utilizzare per costruire la biodiversità del pianeta che conosciamo. Oggi sappiamo abbastanza bene come sia fatto l'humus, ma vorremmo riuscire a capire bene il suolo. È un po' quello che è successo con il DNA. Siamo riusciti a capire che i nucleotidi con le serie di basi costituiscono i geni, ma sappiamo che uno stesso DNA origina proteine diverse quando cambia l'ambiente cellulare. L'ambiente in cui si trovano le cellule influenza l'attività genica del DNA. Anche nel contesto di un dato suolo, si generano precise forme di humus che lavorano con determinati acidi umici composti, per un gioco di interazione (linguaggio) tra piante, animali e ambiente: un ambiente, una forma di humus, un mazzo di carte (gruppo di dimeri potenziali), un linguaggio composto di "mani" (sostanze umiche) con le quali si mettono in comunicazione i viventi che "giocano" nel suolo di quell'ambiente.

Charles Darwin, nel 1881, pubblicò il libro sulla "terra per vegetali" prodotta naturalmente dai lombrichi dal titolo,

The formation of vegetable mould through the action of worms with some observations on their habits. Egli capì per primo l'importanza cruciale che questi animali hanno per sostentamento delle piante (i sistemi Mull sono i più diffusi negli ambienti temperati del pianeta). Stimò il loro numero nel prato davanti a casa sua, studiò la loro alimentazione e vide che le radici delle piante erano attratte dagli escrementi di questi animali. Sospettì l'esistenza di un linguaggio che permettesse alle piante di comunicare con il suolo.

Per Darwin, suolo, fauna, microrganismi e piante mostravano decisivi (nel senso di molto importanti per capire il sistema suolo) segni di coevoluzione (concetto presente anche nel libro dal titolo *The power of movement in plants* pubblicato nel 1880).

La moderna scienza del suolo sta studiando proprio questi aspetti. Si citano alcuni tra i tanti lavori sul funzionamento del suolo e sulle forme di humus, per coloro che avessero voglia di approfondire: Dell'Agola e Nardi, 1987; Piccolo, 1996, 2001; Piccolo *et al.*, 2004; Nicolai, 1988; Wolters, 2000; Six *et al.*, 2002; Godefroid *et al.*, 2005; Lutzow *et al.*, 2006; Graefe, 2007; Andreetta *et al.*, 2013; Ponge *et al.*, 2011, 2014; Berg e McClaugherty, 2014; Berg, 2014).

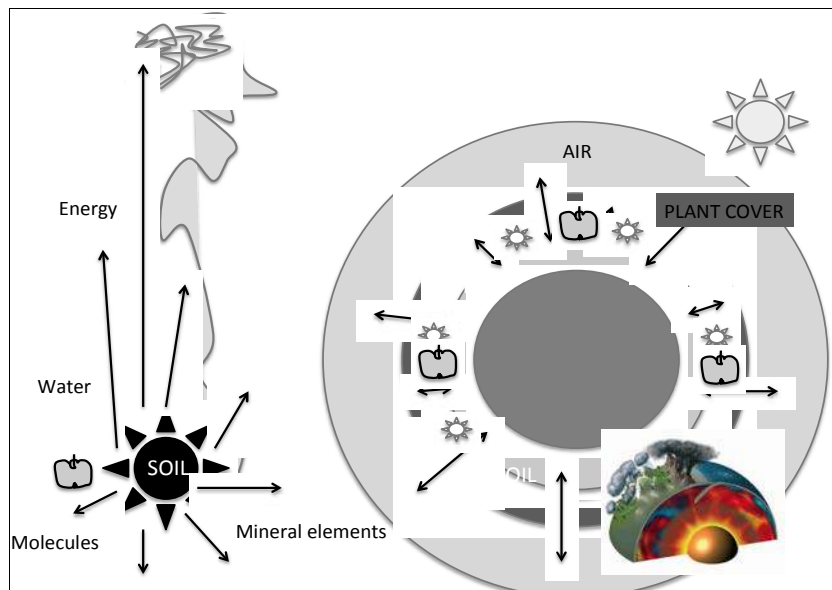


Figura 1. Il suolo è la pancia del mondo. Quando noi mangiamo una mela, essa è prima masticata in bocca, poi trasformata nello stomaco in una pasta inviata nell'intestino dove un po' alla volta è decomposta in molecole e atomi elementari, che possono essere assorbiti e trasportati nel sangue verso i diversi organi del corpo; una parte della mela rimane indecomposta e viene espulsa per essere biodegradata in altri organismi (molti semi resistono alla biodegradazione umana e vengono espulsi ancora «vivi» insieme a sostanza organica, in modo da favorire la loro germinazione).

Un processo simile avviene a livello del suolo quando della sostanza organica morta si deposita su di esso (lettiera) per essere qui decomposta nei suoi elementi strutturanti.

Figure 1. The soil is the planet belly. Eating an apple, we first chew it in our mouth, send it to the stomach where it is transformed in a dough, which passes in the intestine and here it decomposes in molecules and atoms, before running into the blood for deserving all the other organs of the body (the non decomposed part of the apple – seeds often resists to this process and are expelled still “alive” with some organic matter - is defecated and is degraded by other organisms). A similar process occurs in each terrestrial ecosystem at the level of the soil, where litter arrives and decomposes in its structural elements.

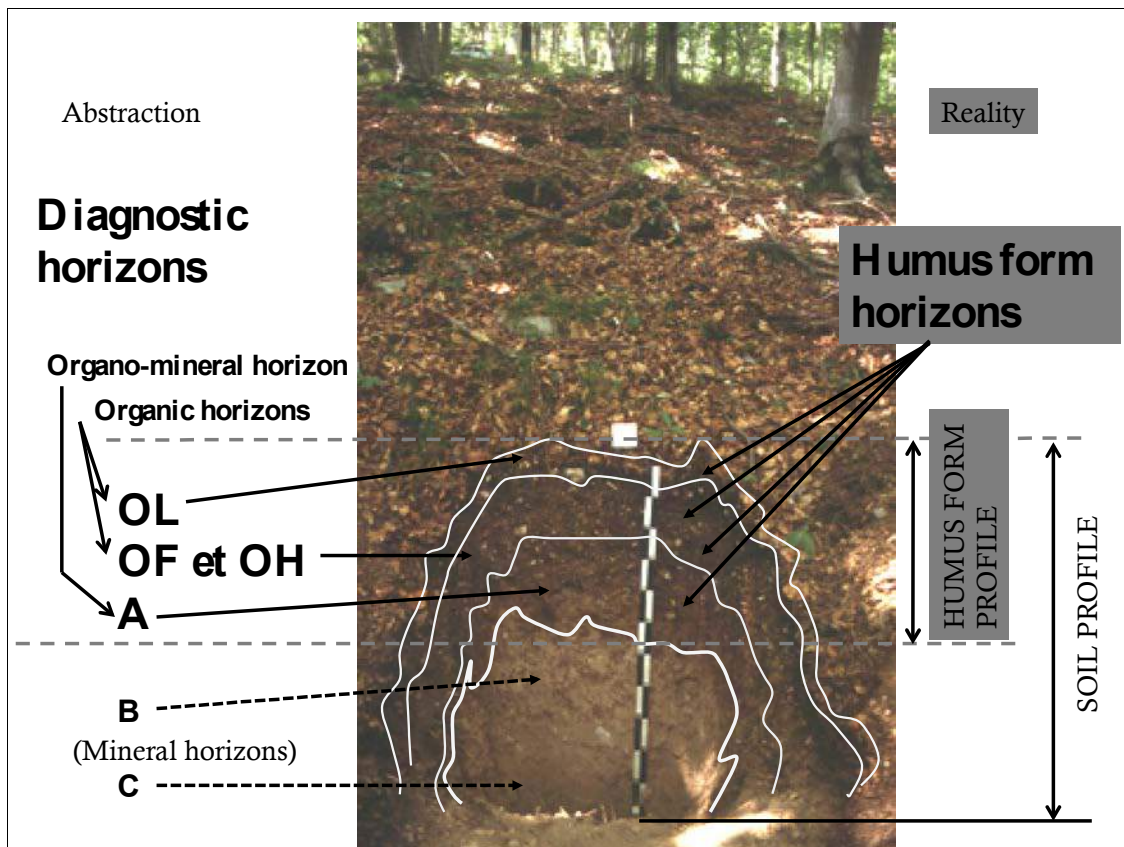


Figura 2. Un profilo di forma di humus in una faggeta trentina.

Figure 2. A humus form profile in a beech forest in Trentino region (Central Alps).

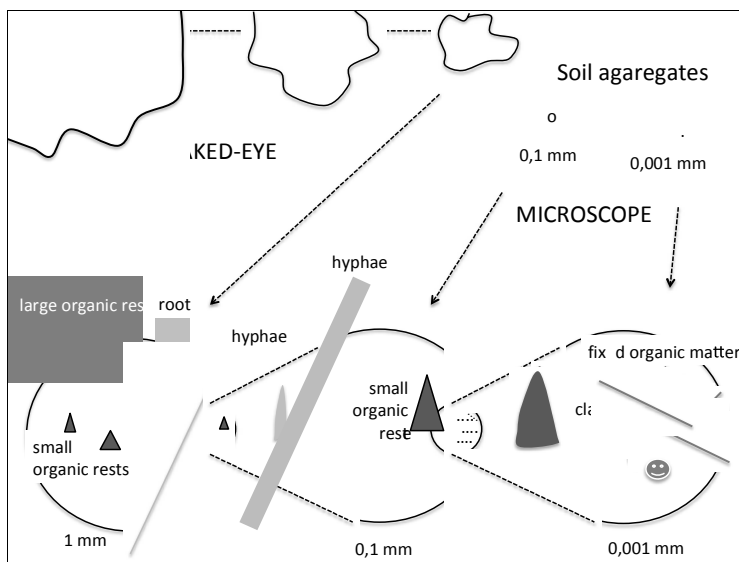


Figura 3. Aggregati strutturali del suolo. Sulla figura in alto, da sinistra a destra, schematicamente, macro, meso e micro-aggregati come si vedono a occhio nudo in campo. Aggregati di tali dimensioni sono dominanti rispettivamente negli orizzonti A dei sistemi Mull, Amphi e Moder. Le indagini microscopiche portano generalmente su aggregati di dimensioni inferiori al millimetro (in basso sulla figura, da Robert e Chenu, 1992), ottenuti sbriciolando aggregati di dimensioni superiori e rivelando così nuove sotto-strutture.

Nella categoria più piccola (0,001mm =1 μ), si riconoscono le cellule batteriche individualmente, i foglietti delle argille e anche le macchie nere della sostanza organica legata fortemente all'argilla (complesso argillo-umico). Forse sarebbe meglio considerare anche la parte batterica e definire tali complessi come bio-argillo-umici. Essi si formano nell'intestino dei lombrichi (Bouché, 2014). Da loro dipende la fertilità del suolo e la vita dell'ecosistema.

Figure 3. Soil aggregates. At the top of the picture, schematically, are shown the macro, meso and micro-soil aggregates as they appear in the field by naked-eye. These aggregates dominate in volume respectively in the A horizon of Mull, Amphi and Moder systems. At the bottom of the picture are represented the structures appearing in small aggregates (fragments < 1 mm of larger aggregates) while looking at them with a microscope (re-drawn from Robert and Chenu, 1992). In the smallest category (< 0,001 mm =1 μ) is possible to recognize bacterium cells, clay sheets and black particles of organic matter strongly fixed to the clay and forming clay-organic matter complexes. Considering the biological part of them, it would probably be better to name them bio-clay-organic matter complexes. They generate in the earthworms' intestine (Bouché, 2014). The soil fertility strongly depends from them.

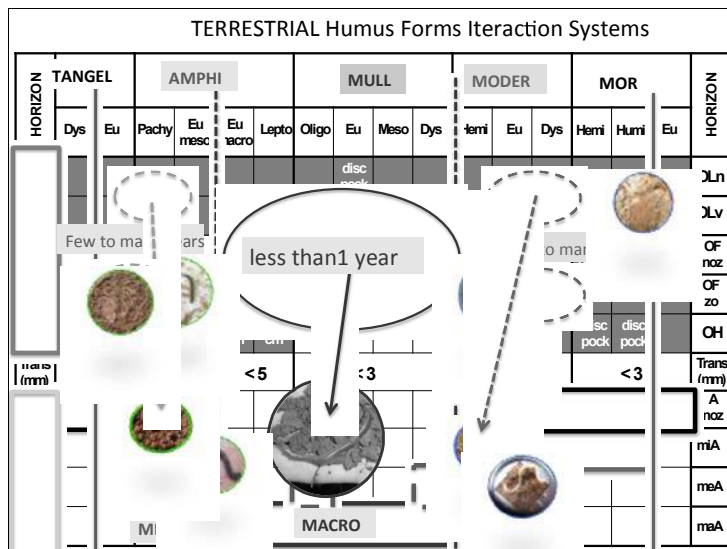


Figura 4. Chiave di riconoscimento dei cinque Sistemi di humus di riferimento per gli ambienti terrestri (= aerate, non in acqua). Tali sistemi sono, da sinistra a destra: Tangel, Amphi, Mull, Moder e Mor. Orizzonti diagnostici in linea; Forme di humus in colonna. Esempio di lettura della tabella: il Sistema Tangel è composto di due Forme di humus, il Dystangel e l'Eutangel; la prima presenta questi orizzonti diagnostici: OLn, OLv, OFzo, OH, Anoz; la transizione tra orizzonti organici (OH) e organo-minerali (Anoz) ha luogo in una fascia di spessore inferiore a 5 mm.

Figure 4. Key of classification of the five Humus systems used as references in terrestrial environments (aerated, not submerged). From left to right, these systems are: Tangel, Amphi, Mull, Moder and Mor. Diagnostic horizons in line; humus forms in column. Example of lecture of the table: Tangel system is composed of two humus forms, Dystangel and Eutangel; the first shows the following diagnostic horizons: OLn, OLv, OFzo, OH, Anoz; the transition between organic (OH) and organo-mineral (Anoz) takes place in a belt of less than 5 mm of thickness.

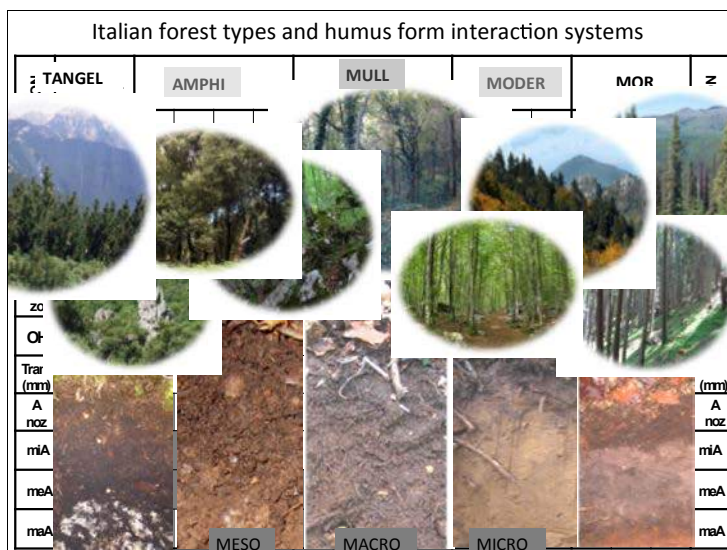


Figura 5. Forme di humus e vegetazione forestale alpina. Da sinistra a destra: 1) Tangel sotto Pino mugo; 2) Amphi sotto Orno-Ostrio e Faggeta termofila; 3) Mull sotto Quercio-Carpinet (o foresta tropicale umida, optimum climatico); 4) Moder sotto Abieteti e Peccete miste del piano montano; Mor sotto Pecceta altimontana.

Figure 5. Humus forms and Alpine forest vegetation. From left to right: 1) Tangel under Pino mugo; 2) Amphi under Orno-Ostrietum and termophile Beech forest; 3) Mull under Quercio-Carpinetum (or tropical rein forest, climatic optimum); 4) Moder under Abies alba and Picea excelsa montane mixt formations; Mor under altimontane spruce pure formations.

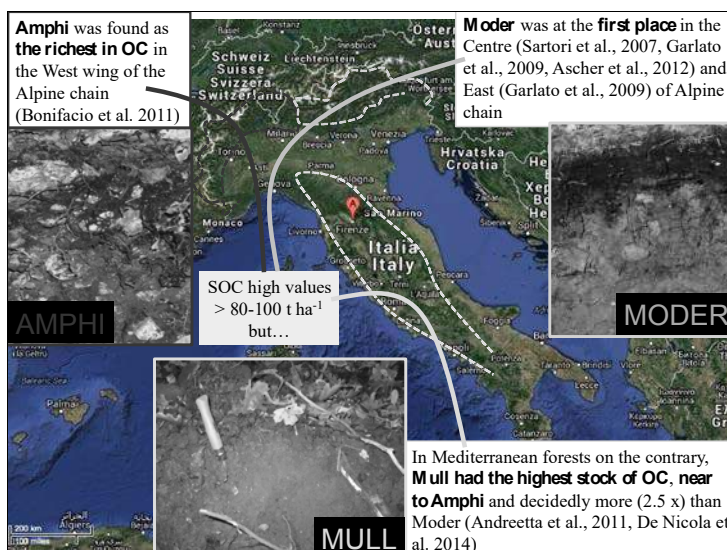


Figure 6. Sistemi di humus nelle forrste italiane. Ad est e centro delle alpi sono i sistemi Moder a contenere più carbonio (100 t ha^{-1}), a occidente sono gli Amphi (80 t ha^{-1}), mentre sugli Appennini sono i Mull 80 t ha^{-1} , anche se vicinissimi agli Amphi).

Figure 6. Humus systems in Italian forests. In East and Centre of the Alpine chain, the system Moder content the highest level of organic carbon (100 t ha^{-1}), in the West part of the Alps the first place is taken by Amphi (80 t ha^{-1}), and in the Apennines by Mull (80 t ha^{-1}).

SUMMARY

News about humus forms

Words like Mull, Moder and Mor are well known. These names given to the humus forms have a signification that we probably forgot. Nevertheless, the warming climate is being very related to the carbon stored in the soil and, a large part of this carbon is sequestered in humus forms. This article makes the point on the classification of the humus forms with particular attention to Italian forests. Defining few new vocabulary references (Humus system, diagnostic horizon...), the paper illustrates the process of recycling that takes place in the soil at a planet level, following climatic determinants. The soil structure is related to three groups of pedofauna and allows to share M ull from Amphi and Moder systems respectively characterized by macro, meso and micro soil structures. In Italy in the last years were published numerous works about humus forms. The humus forms content a mean of 80 t of organic carbon at hectare (first 30 cm, more or less). The highest values have been measured in high-mountain coniferous forests in East-Central Alps, or in broadleaves thermophile forests over Amphi in the West Alps or over Mull in the Apennines. In conclusion, few words of thanks to Frank J. Stevenson and Charles Darwin. More than twenty years ago, Stevenson published a second version of a book (*Humus chemistry*, first version 1982) in which he explained even to undergraduates students what humic substances are and how they work in the soil. More than 130 years ago, Darwin wrote a book (*The formation of vegetable mould through the action of worms with some observations on their habits*) whose scientific importance has been completely understood only in recent time.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Aber J.D., Melillo J.M., Nadelhoffer K.J., McLaugherty C., Pastor J., 1985 – *Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability. A comparison of two methods*. *Oecologia*, 66 (3): 317-321.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00378292>
- André J., 1994 – *Régénération de la pessière à myrtille: allélopathie, humus et mycorhizes*. *Acta Botanica Gallica: Botany Letters*, 141 (4): 551-558.
<http://dx.doi.org/10.1080/12538078.1994.10515198>
- Andreetta A., Ciampalini R., Moretti P., Vingiani S., Poggio G., Matteucci G., Tescari F., Carnicelli S., 2011 – *Forest humus forms as potential indicators of soil carbon storage in Mediterranean environments*. *Biol Fertil Soils*, 47: 31-40.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-010-0499-z>
- Andreetta A., Macci C., Giansoldati V., Masciandaro G., Carnicelli S., 2013 – *Microbial activity and organic matter composition in Mediterranean humus forms*. *Geoderma*, 209-210: 198-208.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.010>
- Ascher J., Sartori G., Graefe U., Thornton B., Ceccherini M.T., Pietramellara G., Egli M., 2012 – *Are humus forms, mesofauna and microflora in subalpine forest soils sensitive to thermal conditions?* *Biol Fertil Soils* 48: 709-725.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-012-0670-9>
- Berg B., McLaugherty C., 2014 – *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7_1
- Berg B., 2014 – *Decomposition patterns for foliar litter – A theory for influencing factors*. *Soil Biology and Biochemistry*, 78: 222-232.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005>
- Bernier N., Ponge J.F., 1994 – *Humus form dynamics during the sylvogenetic cycle in a mountain spruce forest*. *Soil Biol Biochem*, 26: 183-220.
[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90161-9](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(94)90161-9)
- Bonifacio E., Falsone G., Petrillo M., 2011 – *Humus forms, organic matter stocks and carbon fractions in forest soils of north-western Italy*. *Biol Fertil Soils*, 47: 555-566. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-011-0568-y>
- Bouché M.B., 1977 – *Stratégies lombriciennes. Soil Organisms as Components of Ecosystems*. *Ecol. Bull. Stockholm*, 25: 122-132.
- Bouché M.B., 2014 – *Des vers de terre et des homes*. *Actes Sud*, 322.
- Brêthes A., Brun J.J., Jabiol B., Ponge J.F., Toutain F., 1995 – *Classification of forest humus forms: a French proposal*. *Ann Sci For*, 52: 535-546.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:19950602>
- Chauvat M., Ponge J.F., Wolters V., 2007 – *Humus structure during a spruce forest rotation: quantitative changes and relationship to soil biota*. *Eur. J. Soil Sci.*, 58: 625-631. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00847.x>
- Darwin C., 1880 – *The power of movement in plants*. John Murray, London.
- Darwin C., 1881 – *The formation of vegetable mould through the action of worms with some observations on their habits*. John Murray, London.
- De Nicola C., Testi A., Crosti R., Zanella A., D'Angeli D., Fanelli G., Pignatti S., 2013 – *Humus e vegetazione come indicatori della qualità dell'ecosistema suburbano nella Tenuta di Castelporziano*. In: *Il Sistema Ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Ricerche sulla complessità di un ecosistema forestale costiero mediterraneo*. Accademia delle Scienze, "Scritti e Documenti", XLVI, Terza Serie, I: 27-68.
- De Nicola C., Zanella A., Testi A., Fanelli G., Pignatti S., 2014 – *Humus forms in a Mediterranean area (Castelporziano Reserve, Rome, Italy): classification, functioning and organic carbon storage*. *GEODERMA*, 90-99.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.033>
- Dell'Agnola G., Nardi S., 1987 – *Hormone-like effect and enhanced nitrate uptake induced by deploycondensed humic fractions obtained from Allolobophora rosea and A. caliginosa faeces*. *Biology and Fertility of Soils*, 4: 115-118. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00256983>
- Galvan P., Ponge J.F., Chersich S., Zanella A., 2008 – *Humus components and soil biogenic structures in Norway spruce ecosystems*. *Soil Science Society of America*, 72 (2): 548-557.

- <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2006.0317>
- Galvan P., Scattolin L., Ponge J.F., Viola F., Zanella A., 2005 – *La forme di humus e la pedofauna. Interpretazione delle interrelazioni e chiavi di riconoscimento*. Sherwood, 112: 33-39.
- Garlato A., Obber S., Vinci I., Mancabelli A., Parisi A., Sartori G., 2009a – *La determinazione dello stock di carbonio nei suoli del Trentino a partire dalla banca dati della carta dei suoli alla scala 1:250.000*. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Studi Trent. Sci. Nat., 85: 157-160.
- Garlato A., Obber S., Vinci I., Sartori G., Manni G., 2009b – *Stock attuale di carbonio organico nei suoli di montagna del Veneto*. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Studi Trent. Sci. Nat., 85: 69-81.
- Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., 2010 – *Le Sol Vivant. Bases de Pédologie. Biologie des Sols*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne. Nouvelle édition revue et augmentée, pp. 817.
- Godefroid S., Massant W., Koedam N., 2005 – *Variation in the herb species response and the humus quality across a 200-year chronosequence of beech and oak plantations in Belgium*. Ecography, 28: 223-235.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03877.x>
- Graefe U., 2007 – *Gibt es in Deutschland die Humus form Amphi?* Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 110: pp. 2.
- Green R.N., Trowbridge R.L., Klinka K., 1993 – *Towards a taxonomic classification of humus forms*. Forest Science Monographs, 29: 1-49.
- Guermandi M., Marchi N., Tarocco P., Calzolari C., Ungaro F., Villani I., 2013 – *Siti locali rappresentativi dei suoli della pianura e della collina Emiliano-Romagnola*. Ed. Regione Emilia-Romagna. Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli - IRPI CNR - Provincia di Ferrara. pp. 41.
- Hartmann F., 1970 – *Diagnosi degli Humus Forestali su Basi Biomorfologiche*. CEDAM, Padova (Italy).
http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/56/17/95/PDF/Humus_Forms_ERB_31_01_2011.pdf.
- Incerti G., Bonanomi G., Giannino F., Rutigliano F.A., Piermatteo D., Castaldi S., De Marco A., Fierro A., Fioretto A., Maggi O., Papa S., Persiani A.M., Feoli E., Virzo De Santo A., Mazzoleni S., 2011 – *Litter decomposition in Mediterranean ecosystems: Modelling the controlling role of climatic conditions and litter quality*. Applied Soil Ecology. 49: 148-157.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.06.004>
- Jabiol B., Zanella A., Englisch M., Hager H., Katzensteiner K., de Waals R., 2004 – *Towards a European classification of terrestrial humus forms*. Eurosoil Congress, Freiburg, Germany, September 4-12.
- Jabiol B., Zanella A., Ponge J.F., Sartori G., Englisch M., Delft van B., Waal de R., Le Bayon R.C., 2013 – *A proposal for including humus forms in the World Reference Base for Soil Resources (WRB-FAO)*. Geoderma, 192: 286-294.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.002>
- Kubička W.L., 1953 – *The Soils of Europe*. Thomas Murby, London.
- Lutzow M.V., Koegel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marachner B., Flessa H., 2006 – *Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review*. European Journal of Soil Science, 57: 426-445.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
- Melillo J.M., Butler S.M., Johnson J., Mohana J., Steudler P., Lux H., Burrows E., Bowles F., Smitha R., Scotta L., Varioa C., Hilla T., Burtoni A., Zhouj Y.M., Tanga J., 2011 – *Soil warming, carbon-nitrogen interactions and forest carbon budgets*. Proc. Natl Acad. Sci. USA 108: 9508-9512.
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1018189108>
- Melillo J.M., Steudler P.A., Aber J.D., Newkirk K., Lux H., Bowles F.P., Catricala C., Magill A., Ahrens T., Morrisseau S., 2002 – *Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system*. Science 298: 2173-2176. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1074153>
- Müller P.E., 1889 – *Recherches sur les formes naturelles de l'humus et leur influence sur la végétation et le sol*. Berger-Levrault, Paris.
- Nicolai V., 1988 – *Phenolic and mineral content of leaves influences decomposition in European forest ecosystems*. Oecologia, 75: 575-579.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00776422>
- Osman K.T., 2013 – *Forest soil. Properties and Management*. Springer eBook: p.105.
- Piccolo A., Spaccini R., Nieder R., Richter J., 2004 – *Sequestration of a biologically labile organic carbon in soils by humified organic matter*. Climatic Change, 67: 329-343.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10584-004-1822-1>
- Piccolo A., 1996 – *Humus and Soil conservation*. In: Humic Substances in Terrestrial Ecosystems: 225-264.
- Piccolo A., 2001 – *The supramolecular structure of humic substances*. Soil Science, 166: 810-832.
<http://dx.doi.org/10.1097/00010694-200111000-00007>
- Ponge J.F., Zanella A., Sartori G., Jabiol B., 2010 – *Terrestrial Humus Forms: Ecological Relevance and Classification*. In: European Atlas of Soil Biodiversity. Jefferey S., Gardi C., Jones A., Montanarella L., Marmo L., Miko L., Ritz K., Peres G., Rombke J., Van Der Putten W.H. 2995 LUXEMBOURG: Publication Office of the European Union. pp.14-15.
- Ponge J.F., 2003 – *Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity*. Soil Biology and Biochemistry, 35, 935-945.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00149-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00149-4)
- Ponge J.F., 2005 – *Emergent properties from organisms to ecosystems: towards a realistic approach*. Biological Reviews, 80 (3): 403-411.
<http://dx.doi.org/10.1017/S146479310500672X>
- Ponge J.F., 2009 – *Effets des amendements sur le fonctionnement biologique des sols forestiers: mieux comprendre le rôle de la méso- et de la macrofaune dans l'évolution des humus* (in French, with English summary). Revue Forestière Française, 61 (3): 217-222.
- Ponge J.F., Arpin P., Sondag F., Delecour F., 1997 – *Soil fauna and site assessment in beech stands of the Belgian Ardennes*. Can. J. For. Res. 27: 2063-2064.
<http://dx.doi.org/10.1139/x97-169>
- Ponge J.F., Jabiol B., Gegout J.C., 2011 – *Geology and climate conditions affect more humus forms than forest*

- canopies at large scale in temperate forests*. Geoderma, 162 (1-2): 187-195.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.02.003>
- Ponge J.F., Patzel N., Delhay L., Devign E., Levieux, C., Beros P., Wittebroodt R., 1999 – *Interactions between earthworms, litter and trees in an old-growth beech forest*. Biology and Fertility of Soils, 29: 360-370.
<http://dx.doi.org/10.1007/s003740050566>
- Ponge J.F., Sartori G., Garlato A., Ungaro F., Zanella A., Jabiol B., Obber S., 2014 – *The impact of parent material, climate, soil type and vegetation on Venetian forest humus forms: A direct gradient approach*. Geoderma, 226-227: 290-299.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.02.022>
- Robert M., Chenu C. 1992 – *Interactions between soil minerals and microorganisms*. In: Soil Biochemistry. Ed Dekker, pp. 307-393.
- Robert M., Saugier B., 2003 – *Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. Géophysique externe climat et environnement (Climat)*. Geoscience, 335: 577-595.
- Rodeghiero M., 2003 – *Il carbonio nei suoli forestali*. In: Il ruolo delle foreste nel bilancio del carbonio. Aspetti ecologici ed economici. AA.VV. Report n. 28 Centro di Ecologia Alpina, Trento.
- Rodeghiero M., Tonolli S., Vescovo L., Gianelle D., Cescatti A., Sottocornola M. 2010 – *INFOCARB: a regional scale forest carbon inventory (Provincia Autonoma di Trento, Southern Italian Alps)*. Forest Ecology and Management, 259: 1093-1101.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.019>
- Sartori G., Obber S., Garlato A., Vinci I., Pocaterra F., 2004 – *Factors controlling alpine humus forms distribution (Venetian Alps, Italy)*. Eurosoil Congress, Freiburg, Germany, September 4-12.
- Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K., 2002 – *Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils*. Plant and Soil, 241: 155-176.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Spijkerboer H.P., Hans P.K., Gerard J., Akkerhuis J., 2014 – *A rethink of evolution, and the construction of a family of 'patterns of evolution' inside and outside biology*. <https://www.academia.edu/>
- Stevenson F.J., 1994 – *Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions*. Second edition, John Wiley & Sons, inc, USA.
- Tonolli S., Salvagni F., 2007 – *InFoCarb. Inventario forestale del carbonio della Provincia di Trento* Centro di Ecologia Alpina.
- Waez-Mousavi S.M., Habashi H., 2012 – *Evaluating humus forms variation in an unmanaged mixed beech forest using two different classification methods*. iForest – Biogeosciences and Forestry, 5: 272-275.
- Wolters V., 2000 – *Invertebrate control of soil organic matter stability*. Biol Fertil Soils, 31: 1-19.
<http://dx.doi.org/10.1007/s003740050618>
- Zanella A., Jabiol B., Ponge J.F., Sartori G., De Waal R., Van Delft B., Graefe U., Cools N., Katzensteiner K., Hager H., Englisch M., Brethes A., Broll G., Gobat J.M., Brun J.J., Milbert G., Kolb E., Wolf U., Frizzera L., Galvan P., Kollir R., Baritz R., Kemmers R., Vacca A., Serra G., Banas D., Garlato A., Chersich S., Klimo E., Langohr R., 2011a – *European humus forms reference base*.
- Zanella A., Jabiol B., Ponge J.F., Sartori G., De Waal R., Van Delft B., Graefe U., Cools N., Katzensteiner K., Hager H., Englisch M. 2011b – *A European morpho-functional classification of humus forms*. Geoderma, 164: 138-145.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.016>
- Zanella A., Tommasi M., De Siena C., Frizzera L., Jabiol B., Nicolini G., Sartori G., Calabrese M.S., Mancabelli A., Nardi S., Pizzeghello D., Odasso M., 2001 – *Humus forestali*. Manuale di ecologia per il riconoscimento e l'interpretazione. TRENTO: Centro di Ecologia Alpina.

PROCESSES INVOLVED IN GREEN-HOUSE GAS EMISSIONS AND MITIGATION POTENTIAL OF FOREST SOIL

Alessandra Lagomarsino¹, Gianluigi Mazza¹, Alessandro Elio Agnelli¹

¹Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria; Centro di ricerca per l'agrobiologia e la pedologia (CREA-ABP), Firenze; alessandra.lagomarsino@entecra.it

Forests act as a huge sink for C accumulation, containing 80 % of above-ground and 40 % of below-ground C, and are responsible for 60-70 % of net primary production of terrestrial ecosystems. Moreover, their importance rely to the important contribution, around 70 %, on gas exchanges between biosphere and atmosphere.

The three main green-house gases (GHG) emitted from forest ecosystems are carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), which contribute for around 60 %, 20 % e 6 %, respectively, to the global warming. Several processes are involved in GHG production and emission: autotrophic and heterotrophic respiration, methanogenesis, nitrification and denitrification. These processes depend on a variety of biotic and abiotic factors, which influence either the dimension or the direction of gas exchanges between forests and atmosphere, determining the GHG accumulation and release capacity of forest ecosystems, acting as sink or source. Therefore, the type of soil and its physical, chemical and biological characteristics, influencing both the substrates availability and their accessibility to microbial communities involved in the GHGs production, are important drivers of emissions and should be considered in further studies. The understanding of such processes is fundamental to adopt appropriate management options to reduce GHG emissions from forests. In particular, forest management strategies related to afforestation and reforestation intervention, to the recovery of degraded forests and to forest plantations should aim at the reduction of GHG emissions, contributing to improve the climate change mitigation potential of such ecosystems.

Keywords: forest ecosystem, CO₂, CH₄, N₂O, mitigation.

Parole chiave: ecosistemi forestali, CO₂, CH₄, N₂O, mitigazione.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-al-pro>

1. Greenhouse gas emissions from forest soils

Carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) are the most important greenhouse gas (GHG) emitted from agricultural and forest soils, contributing 60, 15 and 5 %, respectively, towards enhanced global warming. The radiative forcing of GHGs has led to an increase in the average global surface temperature of 0.6°C since the late 19th century (Folland and Karl, 2001). Consequently, changes in the amount, distribution and intensity of rainfall/precipitation are also expected to occur. CH₄ and N₂O have a large global warming potential (GWP) that is respectively 25 and 298 times greater than CO₂ over a 100 yr period (Houghton *et al.*, 2001).

Since pre-industrial times, increasing emissions of GHGs due to human activities have led to a marked increase in atmospheric GHG concentrations (IPCC, 2013). Between 1970 and 2010, total GHG emissions increased by 8 GtCO₂eq over the 1970s, 6 GtCO₂eq over the 1980s, and by 2 GtCO₂ over the 1990s, with an annual growth rate over these decadal periods of 2.0%, 1.4%, 0.6%, and 2.2%, respectively (IPCC, 2013). GWP weighted territorial GHG emissions

increased from 27 to 49 GtCO₂eq, an 80% increase in forty years.

The emissions of these gases have increased at different rates. Between 1970-2010, global anthropogenic fossil CO₂ emissions more than doubled, and represented 75% of total anthropogenic GHG emissions in 2010, while CH₄ and N₂O each increased by about 45%. Currently, Agriculture, Forestry, and Other Land Use (AFOLU) accounts for approximately a quarter of anthropogenic GHG emissions, largely deriving from deforestation and livestock, soil and nutrient management (IPCC, 2014). CO₂ emissions from deforestation and forest degradation have been estimated to account for about 12-20% of global anthropogenic CO₂ emissions (IPCC, 2007). These estimates can be improved as the magnitude of gas flux from the agricultural and forest sectors still has large knowledge gaps (Franzluibbers and Follett, 2005). In particular, estimates of N₂O and CH₄ emissions from forest ecosystems are far from to be exhaustive. The decision no 529/2013/eu of the European Parliament and of the council of 21 may 2013 stated that "Member States shall prepare and maintain accounts that accurately reflect all emissions and removals resulting from the activities on their

territory falling within the following categories: a) afforestation, b) reforestation, c) deforestation, d) forest management”, “... covering emissions and removals of the following greenhouse gases: a) CO₂, b) CH₄, c) N₂O”. Thus, accounting of emissions and removals of CO₂, CH₄ and N₂O is fundamental in order to meet EU targets.

Although deforestation is the main source, forest degradation contribute to atmospheric GHG emissions through decomposition of remaining plant material and soil carbon (C). These larger emission are no more balanced by the C storage capacity in woody biomass and soil, due to unstable structural conditions of the degraded stands. Deforestation and forest degradation are important contributors to global GHG emissions, but if these processes are controlled, forests can significantly contribute to climate change mitigation. Forest degradation, implying a decrease in canopy cover and regeneration, as well as forest fragmentation, will affect the annual increment of C sequestration, reducing the potential of these forests to act as a sink or transforming them into a source of GHGs. CO₂ emissions from deforestation and forest degradation have been estimated to account for about 12-20% of global anthropogenic CO₂ emissions (IPCC, 2007). Nabuurs *et al.* (2000) estimate the potential of a broad range of forest-related activities (including protection from natural disturbance, improved silviculture, savannah thickening, restoration of degraded lands, and management of forest products) at 0.6 GtC/yr over six regions in the temperate and boreal zone (Canada, USA, Australia, Iceland, Japan, and EU).

2. Processes involved and main drivers

Processes involved in GHG production and emission are complex and different, depending on the gas considered. Main processes include autotrophic and heterotrophic respiration, methanogenesis, CH₄ oxidation, nitrification and denitrification. Main drivers of GHG production and emission are reported in Figure 1.

2.1 CO₂

CO₂ emissions from soils are greater than all other terrestrial-atmospheric C exchanges, with the exception of gross photosynthesis (Raich and Schlesinger, 1992). An equivalent of almost 10% of CO₂ contained in the atmosphere passes through soils each year, which is more than 10 times the amount of CO₂ released by fossil fuel combustion (Raich and Potter, 1995). In European forests, about 55% of photosynthetically fixed C finds its way back into the atmosphere via belowground respiration (Janssens *et al.*, 2001). Due to the magnitude of this flux and the large stock of C present in soils, any change in soil C emissions in response to environmental changes could constitute a significant feedback on CO₂ concentration in the atmosphere. Mechanisms responsible for CO₂ production are the result of two distinct processes: i) breakdown of root-derived C (root and rhizosphere respiration) and ii) decomposition of soil-derived C

(heterotrophic respiration of SOM) (Ryan and Law, 2005).

The rhizosphere respiration includes belowground autotrophic respiration and heterotrophic respiration of C substrates originating from newly assimilated C, e.g. root exudates and recent dead root biomass (van Hees *et al.*, 2005).

In terrestrial ecosystems, about 35-80% of C fixed through photosynthesis is transferred belowground to fuel root activity, mycorrhizal networks and root exudates (Raich and Nadelhoffer, 1989; Davidson *et al.*, 2002; Giardina *et al.*, 2003; Ryan *et al.*, 2004). Root productivity and photosynthetic activity are thus the main factors controlling below-ground C allocation, and therefore the CO₂ efflux from soils (Högberg *et al.*, 2001; Kuzyakov and Cheng, 2001). Thus, soil respiration (SR) results from activity of a multi-organism network of oxidation pathways, where individual root/rhizosphere and heterotrophic components may respond to environmental constraints in contrasting ways (Trueman and Gonzalez-Meler, 2005). Indeed, one of the main problems with predicting soil respiration is that it is influenced by a multitude of interacting factors including soil temperature, moisture, soil C or litter quality, root density, microbial community structure and size, physical and chemical soil properties and vegetation type, nutrient status and growth rate (Raich and Tufekcioglu, 2000). Consequently, in most ecosystems the rate of soil respiration is highly temporally and spatially variable.

2.2 N₂O

Reduction of N₂O emissions from terrestrial ecosystems is particularly challenging due to the number and complexity of N₂O production processes occurring in soil (Venterea *et al.*, 2012). Main processes include:

- i) chemodenitrification;
- ii) nitrification;
- iii) denitrification;
- iv) nitrifier denitrification,
- v) nitrate ammonification.

All these mechanisms are responsible for N₂O emissions and can occur simultaneously in soil in different micro-niches. Nitrification is a microbial oxidative process that lead to the release of nitrate, via nitrite, starting from reduced forms of N, typically ammonia with a two steps reaction:

- 1) $\text{NH}_4^+ + 3/2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} + \text{E}$
- 2) $\text{NO}_2^- + 1/2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{E}$

The first, limiting step of nitrification is the ammonia oxidation carried out by a relatively restricted number of autotrophic chemolithotrophic bacteria. In aerobic systems, nitrification is one of the main mechanism responsible for N₂O production, which is favored by high soil NH₄⁺ concentrations, high soil temperature and water filled pore space lower than 60% (Norton e Stark, 2011).

Several microbial processes compete for NO_3^- released in soil: denitrification, dissimilatory NO_3^- reduction to NH_4^+ , and anaerobic NH_4^+ oxidation. Denitrification is a respiratory process in which NO_3^- is reduced stepwise to dinitrogen (N_2) via nitrite, nitric oxide and nitrous oxide intermediates. In bacteria, this process typically occurs under low O_2 or under anoxic conditions, with water filled pore space higher than 60%. In forest ecosystems the loss of NO_3^- from root zone represents the loss of an important plant nutrient while the incomplete soil denitrification can lead to release of N_2O to the environment (Tiedje, 1988). NO_3^- reductions are catalysed stepwise by four different reductase encoded by several genes: nitrate reductase (*narG*, *napA*), nitrite reductase (*nirS*, *nirK*), nitric oxide reductase (*cnorB*, *qnorB*) and nitrous oxide reductase (*nosZ*).

The composition of the nitrifying and denitrifying communities in soil and their functional diversity may be crucial in regulating N_2O emissions to the atmosphere (Cavigelli and Robertson, 2000; Holtan-Hartwig *et al.*, 2002; Enwall *et al.*, 2005).

2.3 CH_4

CH_4 production is the microbial end product of the anaerobic mineralization of soil organic matter (SOM) degradation performed by microorganisms of Archaea domain in anoxic environments, including submerged soils. The two main types of methanogenic pathways are acetate- and H_2/CO_2 -dependent methanogenesis (Conrad, 1999):

- a) $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$
- b) $4\text{HCOOH} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$

CH_4 production is suppressed when other alternative electron acceptors (O_2 , NO_3^- , Fe(III) , and SO_4^{2-}) are present and typically occur at redox potential lower than 200 mV.

CH_4 is emitted in atmosphere through three main mechanisms: transport through plants aerenchyma, diffusion and ebullition. Aerenchyma transport is responsible for most of CH_4 emitted from terrestrial ecosystems and acts as a pipe for the CH_4 present in groundwater in the presence of deep roots (Schenk and Jackson, 2005). Thus, wetland soils (swamps, bogs, etc.) and rainforests are the main natural source of CH_4 with an estimated emission of 100-200 Tg year⁻¹ (Le Mer and Roger, 2001). Inverse process is CH_4 oxidation, which is performed by aerobic methanotrophic microorganisms. Forest in oxic and upland soils are efficient CH_4 sinks and are estimated to consume about 10% of atmospheric CH_4 (IPCC, 2007).

Soil water content is therefore the main driver of CH_4 production/consumption, influencing the presence of alternative electron acceptors and redox potential. Soil physical properties (such as texture, aggregation status, diffusivity...) and soil organic matter strongly affect CH_4 production and emissions, by altering O_2 and substrate availability.

3. Mitigation potential

Forest-based strategies offer a cost-effective means to mitigate climate change, so appropriate forest management can help both to reduce emissions from deforestation and forest degradation and to increase C removals (Balderas Torres *et al.*, 2013). With the 20-20-20 targets, the EU has set itself the objective of reducing emissions by 20% until 2020 (European Commission, 2012). The main mitigation options within AFOLU (Agriculture, Forest and Other Land Use) involve one or more of these three strategies: i) reduction/prevention of emissions to the atmosphere by conserving existing C pools in soils or vegetation that would otherwise be lost or by reducing emissions of CH_4 and N_2O ; ii) sequestration – enhancing the uptake of C in terrestrial reservoirs, and thereby removing CO_2 from the atmosphere; and iii) reducing CO_2 emissions by substitution of biological products for fossil fuels or energy-intensive products. This work will focus on the three strategies, giving an overview of management options able to mitigate GHG emissions from soil. Some forest management practices which have demonstrated to affect CO_2 , CH_4 or N_2O emissions, and the direction of changes, are reported in table 1. The capacity of ecosystems to store C depends on the balance between net primary productivity (NPP) and heterotrophic respiration. Whether a particular ecosystem is functioning as sink or source of GHG emission may change over time, depending on its vulnerability to climate change and other stressors and disturbances. Forest ecosystems generally represent a net sink for CO_2 and have the potential to offset from 2% to 30% of expected emissions during this century, as confirmed by inventory measurements in both managed and unmanaged forests in temperate and tropical regions (Luyssaert *et al.*, 2008; Pan *et al.*, 2011). It has been argued that conservation of forests by using good silvicultural practice and through tree planting can enhance strongly the C sink provided by terrestrial ecosystems (Baral and Gupta, 2004). Although data on C sequestration potential are widely accessible in most part of the world, less is known about the potential for GHG emission reduction with proper management strategies. Moreover, even if the importance of CH_4 and N_2O emissions is recognized, scientific research has largely focused on CO_2 . Reducing GHG emissions and GWP is a fundamental aspect of climate change mitigation strategies and strongly depends on the adopted management options. N_2O emissions reduction is particularly challenging due to the complexity of processes involved and their interactions, thus the result may be achieved only if the different aspects of processes involved are considered.

3.1 Afforestation/reforestation intervention

Conversion of degraded soil from agricultural to forest use can accrue the pool of C stored into soil (Guo and Gifford, 2002), with a positive balance between GHG emissions and C accumulation. A decrease of CO_2 emissions is the result of lower C mineralization rates

due to minor or absent soil disturbance, which increase physical protection of C. This reduction is maximum in case of conversion from agricultural to natural forests, while can be partial in case of plantations. Contrarily, conversions from pasture to forests can bring to net losses of C, mainly because of lower turnover rates of soil organic matter, in particular in case of pine afforestation (Groenendijk *et al.*, 2002).

Less studies focused on changes of CH₄ and N₂O emissions after afforestation/reforestation intervention. Available results seems to indicate a tendency towards lower N₂O emissions because of lower N input from fertilization or animal dejections (Merino *et al.*, 2004; Allen *et al.*, 2009).

Potential reduction of CH₄ emissions mainly depends on water conditions of soil before intervention. Main benefits have been found in peats ecosystems following drainage and water uptake by plants (Makiranta *et al.*, 2007). Impact of stand ages on GHG emissions have been less studied but first results seems indicate a trend toward lower CH₄ and higher N₂O emissions with the forest age (Christiansen and Gundersen, 2011).

3.2 Forest degradation

The United Nations Framework on Climate Change (UNFCCC), at its thirteenth meeting in 2005 (COP-11), agreed to start a work program to explore a range of policy approaches and positive incentives for Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (REDD). This process was further encouraged in the 2007 COP-13 with the explicit consideration of REDD activities as a means to enhance mitigation action by developing countries in the future (Corbera *et al.*, 2010).

As widely used by forest scientists, forest degradation implies a long-term loss of productivity, which thereby lower the capacity to supply products and/or services, including C storage capacity in vegetation and soil, changes in tree vigor and quality, species composition, soils, water, nutrients and the landscape. Forest-based strategies offer a cost-effective means to mitigate climate change, so appropriate forest management can help both to reduce emissions from deforestation and forest degradation and to increase C removals (Balderas Torres *et al.*, 2013). Increasing the C pool in vegetation and soil can be accomplished by protecting secondary forests and other degraded forests whose biomass and soil C densities are less than their maximum value and allowing them to sequester C by natural or artificial regeneration and soil enrichment. In this context, the conversion of degraded forest pine plantations to facilitate the introduction of late-successional native broadleaves species means to help restoring natural functioning processes (e.g. natural regeneration, or more generally, self-organization), increasing their stability, resilience and self-perpetuating capacity, besides their capacity to mitigate GHG emissions and increase C storage.

3.3 Silvicultural practices

Management of forest ecosystems for climate change mitigation may include several strategies: i.e. fire

protection, pest control, less intensive harvest, increasing the length of time to rotation (harvest), limitation of soil compaction, regulation of tree densities, selection of species, biodiversity conservation, residues management following felling. However, these strategies have the strongest and clear effect on C accumulation in forest biomass, while less is known on the impact on GHG emissions.

Forest management, such as felling and thinning could potentially change N₂O emission rates by altering the soil water content owing to the absence of trees (felling) or reduction of shading (thinning). The few studies that investigated effects of clear-felling on GHG fluxes revealed that clear-felling resulted in a pulse of N₂O, NO and CO₂ emissions (Zerva and Mencuccini, 2005). Clear-felling has been found to profoundly alter several pedo-climatic properties, which in turn may affect GHG emissions: soil temperature, soil water content, ground-water depth, soil bulk density and compaction (Frazer *et al.*, 1990; Schilling *et al.*, 1999). Soil compaction can bring a considerable increase of N₂O e CH₄ emissions because of macropores volume reduction and water saturation, with a tendency towards anaerobic conditions (Zerva e Mencuccini, 2005).

An alteration of substrate availability is expected after clear-felling, either in terms of decomposable C or N. Above and belowground litter and forest residues are made available for microbial decomposition, thus increasing CO₂ emissions (Buchmann, 2000). Moreover, N₂O emissions can be affected by clear-felling through modification in N availability: in fact, in the absence of plant uptake, the excess of N can trigger nitrification and thus N₂O emissions, favored also by the higher temperatures (Frazer *et al.*, 1990). An increase of denitrification and methanogenesis has been found after clear-felling in high moisture environments (Dutch and Ineson, 1990). Thinning operation may affect GHG emission indirectly by altering soil temperature and moisture conditions. However, residues management can be extremely important in order to provide or remove organic matter available for decomposition, thus a proper strategy should be adopted depending on pedo-climatic condition of the site (Johnson and Curtis, 2001).

3.4 Fast growing plantations

Fast growing plantations or short rotation forests respond to the objective of substituting biological products for fossil fuels or energy-intensive products, thereby reducing CO₂ emissions (Zsuffa *et al.*, 1996). Their role is becoming more and more important in climate change mitigation strategies, but still their management should be accurately planned to reduce GHG emissions from soil. In particular, irrigation, fertilization and tillage are common practices in plantations, which may strongly affect GHG emissions. The influence of excess N or water has been already discussed: inappropriate or excessive fertilization can provoke peaks of N₂O, while an excess of water can induce methanogenesis. Tillage operations before the implant or during tree growth significantly affect GHG emissions, directly by favoring diffusion rates into soil

and providing substrates for decomposition through aggregates breaking (Six and Jastrow, 2002) and indirectly altering temperature and moisture conditions for microbial processes.

4. Conclusion

The quantification of GHG emissions from forest ecosystems and the impact of different management strategies for their reduction has still large knowledge

gaps and remain a challenge. The inclusion of the three gases CO₂, N₂O and CH₄ in estimates is important in view of the multiple factors influencing the emission rates, often in contrasting directions. Further research is therefore needed considering the whole soil-plant system and the impact of management options on soil physical, chemical and biological properties, which in turn influence biogeochemical processes responsible of GHG emissions.

Table 1. Schematic list of management strategies affecting GHG emissions from forest ecosystems.

afforestation/reforestation	
from pasture to forest	↓N ₂ O, ↑CO ₂
From crop to forest	↓N ₂ O, ↓CO ₂
From wetland to plantation	↓CH ₄ , ↑CO ₂
Silvicultural practices	
Conversion of degraded coniferous plantations	↓↑N ₂ O, ↓CO ₂
Thinning intervention	↓CO ₂ , ↓↑N ₂ O
Reduced soil compaction	↓N ₂ O, ↓CO ₂
Permanent soil cover	↓N ₂ O, ↓↑CO ₂
Prevention of acidification	↓CH ₄ , ↓N ₂ O
Hydrological regime	↓CH ₄ , ↓N ₂ O
Management of plantations	
Appropriate fertilization	↓N ₂ O, ↓CO ₂
Appropriate irrigation	↓CH ₄
Minimum ploughing	↓CO ₂

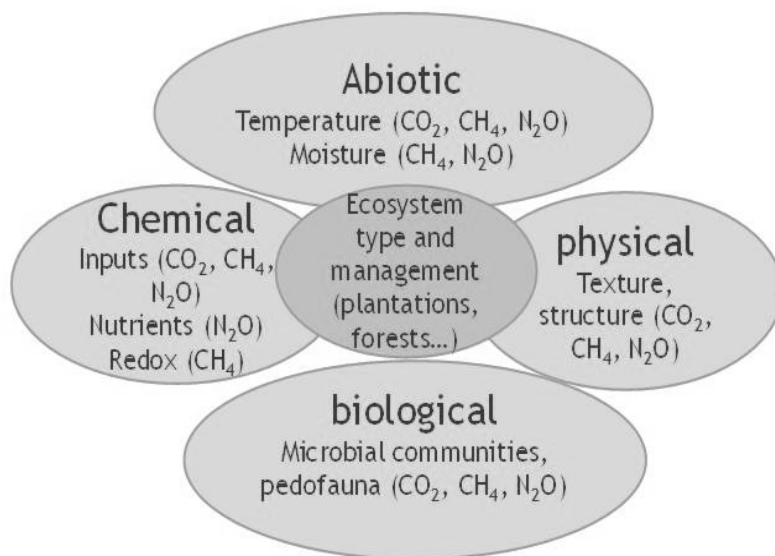


Figure 1. Synthesis of the main drivers of GHG emissions.

RIASSUNTO

Emissioni di gas ad effetto serra da suoli forestali: processi e potenzialità di mitigazione

Le foreste rappresentano un enorme *sink* di assorbimento del C, contenendo l'80% del carbonio epigeo totale ed il 40% di quello ipogeo, e sono responsabili del 60-70% della produttività primaria di tutti gli ecosistemi terrestri. Tuttavia, la loro importanza si riconduce anche al notevole contributo, pari a circa il 70%, che le foreste hanno sugli scambi gassosi tra biosfera e atmosfera.

I principali gas ad effetto serra (GHG) emessi dagli ecosistemi forestali sono l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄) e il protossido di azoto (N₂O), che contribuiscono rispettivamente per circa il 60%, 20% e 6% al riscaldamento globale. I processi di produzione ed emissione di tali gas coinvolgono principalmente la respirazione (autotrofa ed eterotrofa), la metanogenesi, la nitrificazione e la denitrificazione. Tali processi dipendono da una varietà di fattori biotici ed abiotici che influenzano sia la dimensione che la direzione degli scambi gassosi tra foreste ed atmosfera, determinando così la capacità di accumulo e rilascio di GHG degli ecosistemi forestali, che possono agire come *sink* o *source*. In tal senso, il tipo di suolo e le sue caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche influiscono sia sulla disponibilità di substrati che sulla loro accessibilità alle comunità microbiche coinvolte nella produzione di GHG e vanno considerati come fattori determinanti.

La conoscenza di tali processi è di fondamentale importanza per l'applicazione di tecniche di gestione idonee a ridurre le emissioni di GHG, contribuendo ad incrementare significativamente le potenzialità di mitigazione dei cambiamenti clima.

REFERENCES

- Allen D., Mendham D., Cowie A., Wang W., Dalal R., Raison R., 2009 – *Nitrous oxide and methane emissions from soil are reduced following afforestation of pasture lands in three contrasting climatic zones*. Soil Research, 47: 443-458.
<http://dx.doi.org/10.1071/SR08151>
- Balderas Torres A., Ontiveros Enríquez R., Skutsch M., Lovett J.C., 2013 – *Potential for Climate Change Mitigation in Degraded Forests: A Study from La Primavera, México*. Forests, 4: 1032-1054.
<http://dx.doi.org/10.3390/f4041032>
- Baral A., Gupta G.S., 2004 – *Trees for carbon sequestration or fossil fuel substitution: the issue of cost vs. Carbon benefit*. Biomass and Bioenergy, 27: 41-55.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.11.004>
- Buchmann N., 2000 – *Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in Picea abies stands*. Soil Biol. Biochem., 32: 1625-1635.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00077-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00077-8)
- Cavigelli M.A., Robertson G.P., 2000 – *The functional significance of denitrifier community composition in a terrestrial ecosystem*. Ecology, 81: 1402-1414.
[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1402:TFSODC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1402:TFSODC]2.0.CO;2)
- Christiansen J.R., Gundersen P., 2011 – *Stand age and tree species affect N₂O and CH₄ exchange from afforested soils*. Biogeosciences, 8: 2535-2546.
<http://dx.doi.org/10.5194/bg-8-2535-2011>
- Conrad R., 1999 – *Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments*. FEMS Microbiology Ecology, 28: 193-202.
- Corbera E., Estrada M., Brown K., 2010 – *Reducing greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries: revisiting the assumptions*. Climatic Change, 100 (3-4): 355-388.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10584-009-9773-1>
- Davidson E.A., Savage K., Bolstad P., Clark D.A., Curtis P.S., Ellsworth D.S., Hanson P.J., Law B.E., Luo Y., Pregitzer K.S., Randolph J.C., Zak D., 2002 – *Belowground carbon allocation in forests estimates from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements*. Agric. For. Meteorol., 113: 39-51.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00101-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00101-6)
- Dutch J., Ineson P., 1990 – *Denitrification of an upland forest site*. Forestry, 63: 363-378.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/63.4.363>
- Enwall K., Philippot L., Hallin S., 2005 – *Activity and composition of the denitrifying bacterial community respond differently to long-term fertilization*. Applied and Environmental Microbiology, 71: 8335-8343.
<http://dx.doi.org/10.1128/AEM.71.12.8335-8343.2005>
- European Commission, 2012. *The EU climate and energy package*.
http://ec.europa.eu/clima/policies/package/index_en.htm
- Folland C.K., Karl T.R., 2001 – *Recent rates of warming in marine environment meet controversy*. Eos, 82 (40): 453-459. <http://dx.doi.org/10.1029/01EO00270>
- Franzluebbers A.J., Follett R.F., 2005 – *Greenhouse gas contributions and mitigation potential is agricultural region of North America*. Soil Tillage Research, 83: 25-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.008>
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.020>
- Frazer D.W., Mc Coll J.G., Powers, R.F., 1990 – *Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a northern California forest*. Soil Science Society of America Journal, 54: 1145-1152.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400040038x>
- Giardina C.P., Ryan M.G., Binkley D., Fownes J.H., 2003 – *Primary production and carbon allocation in relation to nutrient supply in a tropical experiment forest*. Global Change Biology, 9: 1438-1450.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00558.x>
- Groenendijk F.M., Condron L.M., Rijkse W.C., 2002 – *Effects of afforestation on organic carbon, nitrogen and sulfur concentrations in New Zealand hill country soils*. Geoderma, 108: 91-100.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00125-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00125-8)

- Guo L.B., Gifford R.M., 2002 – *Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis*. Global Change Biology, 8: 345-360.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Högberg P., Nordgren A., Buchmann N., Taylor A.F.S., Ekblad A., Högberg M.N., Nyberg G., Ottosson-Löfvenius M., Read D.J., 2001 – *Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration*. Nature, 411: 789-792.
<http://dx.doi.org/10.1038/35081058>
- Holtan-Hartwig, L.H., Dorsch P., Bakken L.R., 2002 – *Low temperature control of soil denitrifying communities: kinetics of N₂O production and reduction*. Soil Biology Biochemistry, 34: 1797-1806.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00169-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00169-4)
- Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Xiaosu D., 2001 – *Climate Change 2001. The Scientific basis*. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change (IPCC). Cambridge University Press, UK.
- IPCC, 2007 – *IPCC fourth assessment report, working group III*. Chapter 9, Forestry. Available online at: www.ipcc.ch.
- IPCC, 2013 – *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- IPCC, 2014 – *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1132.
- Janssens I.A., Lankreijer H., Matteucci G., Kowalski A.S., Buchmann N., Epron D., Pilegaard K., Kutsch W., Longdoz B., Grunwald T., Montagnani L., Dore S., Rebmann C., Moors E.J., Grelle A., Rannik U., Morgenstern K., Oltchev S., Clement R., Gudmundsson J., Minerbi S., Berbigier P., Ibrom A., Moncrieff J., Aubinet M., Bernhofer C., Jensen N.O., Vesala T., Granier A., Schulze E.D., Lindroth, A., Dolman A.J., Ceulemans R., Valentini R., 2001 – *Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests*. Global Change Biology, 7: 269-278.
- Johnson D.W., Curtis P.S., 2001 – *Effects of forest management on soil carbon and nitrogen storage: meta analysis*. For. Ecol. Managem., 140: 227-238.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00282-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00282-6)
- Kuzyakov Y., Cheng W., 2001 – *Photosynthesis controls of rhizosphere respiration and organic matter decomposition*. Soil Biology and Biochemistry, 33: 1915-1925.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00117-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00117-1)
- Le Mer J., Roger P., 2001 – *Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review*. European Journal of Soil Biology, 37: 25-50.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- Luyssaert S., Detlef Schulze E., Annett Börner A., Alexander Knohl A., Hessenmöller D., Law B.E., Ciais P., John Grace J., 2008 – *Old-growth forests as global carbon sinks*. Nature, 455: 213-215.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature07276>
- Mäkiranta P., Hytönen J., Aro L., Maljanen M., Pihlatie M., Potila H., Shurpali N.J., Laine J., Lohila A., Martikainen P.J., Minkinen K., 2007 – *Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cutaway peatlands*. Boreal Environment Research, 12: 159-175.
- Merino A., Pérez-Batallón P., Macías F., 2004 – *Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe*. Soil Biology and Biochemistry, 36: 917-925.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.006>
- Nabuurs G.J., Dolman A.V., Verkaik E., Kuikman P.J., van Diepen C.A., Whitmore A., Daamen W., Oenema O., Kabat P., Mohren G.M.J., 2000 – *Article 3.3 and 3.4 of the Kyoto Protocol – consequences for industrialised countries' commitment, the monitoring needs and possible side effect*. Environmental Science Policy, 3 (2/3): 123-134. Economic Impacts of Climate Change on the Global Forest Sector. In: Economics of Carbon Sequestration in Forestry. S.R. Sedjo (ed.), Lewis Publishers, Boca Raton.
- Norton J.M., Stark J.M., 2011 – *Regulation and measurement of nitrification in terrestrial systems*. Methods in Enzymology, 486: 344-368.
<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-381294-0.00015-8>
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L., Shvidenko A., Lewis S.L., Canadell J.G., Ciais P., Jackson R.B., Pacala S.W., McGuire A.D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S., Hayes D., 2011 – *A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests*. Science, 333: 988-993.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1201609>
- Raich J.W., Potter C.S., 1995 – *Global patterns of carbon dioxide emissions from soils*. Global Biogeochem. Cycles, 9: 23-36.
<http://dx.doi.org/10.1029/94GB02723>
- Raich J.W., Nadelhoffer K.J., 1989 – *Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends*. Ecology, 70: 1346-1354.
<http://dx.doi.org/10.2307/1938194>
- Raich J.W., Schlesinger W.H., 1992 – *The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate*. Tellus, 44: 81-89.
<http://dx.doi.org/10.3402/tellusb.v44i2.15428>
<http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-100001.x>
- Raich J.W., Tufekcioglu A., 2000 – *Vegetation and soil respiration: correlations and controls*. Biogeochemistry, 48: 71-90.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1006112000616>
<http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-5167-7>
- Ryan M.G., Binkley D., Fownes J.H., Giardina C.P., Senock R.S., 2004 – *An experimental test of the causes of forest growth decline with stand age*. Ecological Monographs, 74: 393-414.
<http://dx.doi.org/10.1890/03-4037>

- Schenk H.J., Jackson R.B., 2005 – *Mapping the global distribution of deep roots in relation to climate and soil characteristics*. Geoderma, 126: 129-140.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.11.018>
- Schilling E.B., Lockaby B.G., Rummer R., 1999 – *Belowground nutrient dynamics following three harvest intensities on the Pearl River Floodplain, Mississippi*. Soil Science Society of America Journal, 63: 1856- 1868.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1999.6361856x>
- Six J., Jastrow J.D., 2002. *Soil organic matter turnover*. In: Lal R. (Ed.), Encyclopedia of Soil Science, Boca Raton, FL, pp. 936-942.
- Tiedje J.M., 1988 – *Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium*, In: Zehnder, J.B. (Ed.), Biology of Anaerobic Microorganisms. Wiley, New York, pp. 179-244.
- Trueman R.J., Gonzalez-Meler M.A., 2005 – *Accelerated belowground C cycling in a managed agriforest ecosystem exposed to elevated carbon dioxide concentrations*. Global Change Biology, 11 (8): 1258-1271.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00984.x>
- van Hees P.A.W., Jones D.L., Finlay R., Godbold D.L., Lundstrom U.S., 2005 – *The carbon we do not see – the impact of low molecular weight compounds on carbon dynamics and respiration in forest soils: a review*. Soil Biology and Biochemistry, 37: 1-13.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.010>
- Venterea R.T., Halvorson A.D., Kitchen N.R., Liebig M.A., Del Grosso S.J., Cavigelli M.A., Motavalli P.P., Nelson K.A., Spokas K.A., Singh B.P., Stewart C.E., Ranaivoson A., Strock J., Collins H.P., 2012 – *Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems*. Frontiers in Ecology and the Environment, 10 (10): 562-570.
<http://dx.doi.org/10.1890/120062>
- Zerva A., Mencuccini M., 2005 – *Short-term effects of clearfelling on soil CO₂, CH₄, and N₂O fluxes in a Sitka spruce plantation*. Soil Biology & Biochemistry, 37: 2025-2036.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.03.004>
- Zsuffa L., Giordano E., Pryor L.D., Stettler R.F., 1996 – *Trends in poplar culture: some global and regional perspectives*. In: Stettler R.F., Bradshaw Jr H.D., Heilman P.E., Hinckley T.M. (Eds.), Biology of Populus and its implications for Management and Conservation (Part II, Chapter 19). NRC Research Press, National Research Council of Canada, Ottawa, pp. 515-539.

IL SIGNIFICATO ECOLOGICO DELLE CARBONAIE PER LA VEGETAZIONE ERBACEO-ARBUSTIVA E LA RINNOVAZIONE ARBOREA DELLE FORESTE MEDITERRANEE

Elisa Carrari¹, Evy Ampoorter², Kris Verheyen², Andrea Coppi³, Federico Selvi¹

¹University of Firenze, Department of AgriFood Production and Environmental Sciences, Laboratories of Applied and Environmental Botany, Firenze, Italy; elisa.carrari@unifi.it

²Gent University, Department of Forest and Water Management, Forest & Nature Lab (ForNaLab), Gontrode, Belgium

³University of Firenze, Department of Biology, Botanical Laboratories, Firenze, Italy

Le vecchie carbonaie rappresentano la testimonianza di una delle più antiche forme di uso del bosco da parte dell'uomo, protrattasi per secoli soprattutto nelle foreste mediterranee ed oggi scomparsa. Qui si presentano i risultati di uno studio sugli effetti di questi siti sulla diversità e la produttività della vegetazione erbaceo-arbustiva del sottobosco (< 1.3 m) e la rinnovazione delle specie arboree, in tre ecosistemi forestali ben differenziati: boschi di sclerofille, querceti decidui misti e faggete. In generale, nelle carbonaie vi è una maggior diversità di specie rispetto al soprassuolo circostante, ed esistono significative differenze floristiche fra i due ambienti. Questo è particolarmente evidente nel caso dei querceti misti, nelle cui carbonaie vi è una maggiore disponibilità di luce (PAR) che consente anche un sensibile aumento di biomassa prodotta. Nelle carbonaie è risultata presente la rinnovazione di diverse specie arboree, con individui che però non sembrano quasi mai capaci di persistere oltre i primi 1-2 anni e superare i 20 cm di altezza. Il contenuto di C e il rapporto C:N sono risultati decisamente più elevati nelle carbonaie, ma senza implicare carenza di azoto né acidificazione, probabilmente a causa dell'inerzia biologica della frazione di carbonio derivata dal carbone. Sebbene abbandonate da decenni (o anche più), le vecchie carbonaie mantengono nel complesso condizioni particolari che ne fanno "micro-isole ecologiche" in cui si hanno processi di sviluppo della vegetazione forestale differenziati rispetto al soprassuolo circostante. Ciò suggerisce l'adozione di misure di conservazione per almeno alcuni di questi siti, soprattutto nelle aree protette.

Parole chiave: carbonaie, diversità, foreste mediterranee, rinnovazione arborea, vegetazione del sottobosco.

Keywords: charcoal sites, diversity, Mediterranean forests, tree regeneration, understory vegetation.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ec-sig>

1. Introduzione

Gli effetti a lungo termine delle forme tradizionali di uso del bosco sulle caratteristiche strutturali, composizionali e funzionali degli ecosistemi forestali sono da anni oggetto di approfondite ricerche ecologiche. Si ritiene infatti che la comprensione di tali effetti possa fornire indicazioni importanti per prevedere l'impatto degli attuali cambiamenti ambientali sulle foreste del futuro (Hermy e Verheyen, 2007). La produzione di carbone vegetale rappresenta forse la più antica forma di uso antropico del bosco, poiché questo materiale ha costituito la principale fonte di energia sin dall'età del ferro (Blondel, 2006).

Documenti storici dimostrano che essa è proseguita per millenni in gran parte delle regioni temperate, protrandosi fino a tempi relativamente recenti soprattutto nei paesi mediterranei, dove il ceduo è da sempre la forma di governo più diffusa nei boschi di latifoglie. Abbandonata nel dopoguerra per le mutate condizioni socio-economiche in diversi paesi, tra cui l'Italia, quest'attività ha lasciato come impronta un gran numero di carbonaie oggi riscontrabili in vari tipi

di boschi cedui di latifoglie (fino a 40 siti/ha; Blondel, 2006; Nocentini e Coll, 2013).

Per la loro conformazione a piccolo terrazzo pianeggiante e la colorazione scura del suolo determinata dall'accumulo di residui di carbone, questi siti sono ancora oggi facilmente riconoscibili.

La struttura aromatica condensata del carbone consente infatti ai frammenti e alle particelle di persistere nel suolo anche per millenni (Cheng *et al.*, 2008), fornendo un'opportunità per ricostruire variazioni ambientali e vegetazionali del passato (Ludemann, 2003, 2011; Nelle, 2003; Deforce *et al.*, 2013). Un ulteriore elemento distintivo delle carbonaie è la frequente mancanza di individui arborei radicati al loro interno, pur essendo spesso completamente racchiuse in densi popolamenti forestali.

Unitamente alle particolari condizioni del suolo, questo suggerisce che le vecchie carbonaie possano rappresentare piccole "isole ecologiche" di origine antropica in grado di influenzare significativamente e in modo persistente i processi di ricostituzione del bosco e la sua diversità biologica. Ad oggi, tuttavia, non esistono studi sugli effetti delle carbonaie né sulla diversità

della vegetazione del sottobosco né sui processi di ricolonizzazione arborea. Obiettivo del presente lavoro è stato quindi quello di contribuire alla comprensione di questi effetti e analizzare anche i principali fattori abiotici coinvolti, in particolare alcune caratteristiche del suolo e dell'ambiente luminoso.

2. Materiali e Metodi

Da un campione di oltre 150 siti individuati attraverso sopralluoghi in boschi cedui invecchiati della Toscana ne sono stati selezionati 59 senza segni evidenti di disturbo antropico o da fauna selvatica. I siti sono ripartiti fra i tre principali tipi forestali della regione secondo un gradiente altitudinale: foreste di sclerofille (18 siti: Maremma e Colline Metallifere), querceti decidui misti (22 siti: Colline Metallifere e del preappennino fiorentino), foreste montane di faggio (19 siti: Mt. Amiata, Mugello e Casentino). In ciascun sito è stata delimitata un'area di 3 x 3 m al cui interno è stata analizzata la vegetazione erbaceo-arbustiva e la rinnovazione arborea al di sotto di 1.3 m. All'interno di un quadrato di 50 x 50 cm, posizionato casualmente nel quadrato 3 x 3 m, è stata poi prelevata tutta la biomassa epigea. Infine sono stati prelevati campioni di suolo (15 cm di profondità) e misurata l'intensità luminosa come PAR.

Per ciascuna carbonaia, il protocollo di campionamento è stato ripetuto su un'area controllo individuata in modo random all'interno del soprassuolo circostante entro un raggio di 20 m dal margine della carbonaia, evitando le stazioni a valle della stessa.

I dati sono stati analizzati con metodi statistici univariati e multivariati al fine di testare la significatività statistica delle differenze fra carbonaie e controlli nei parametri di suolo e luce e quelle relative alla diversità (α , β , γ) e produttività della vegetazione del sottobosco.

3. Risultati

Sia il contenuto di carbonio totale che il rapporto C:N sono risultati significativamente più elevati nelle carbonaie, in tutti e tre i tipi forestali (Tab. 1), mentre quello di azoto è risultato più elevato nelle carbonaie dei querceti misti e dei boschi di sclerofille. I valori di pH sono risultati lievemente maggiori nelle carbonaie, ma con differenze significative solo nel caso dei boschi di faggio.

I valori di intensità luminosa (PAR, Tab. 1), sono risultati decisamente maggiori nelle carbonaie dei querceti misti, mentre non sono emerse differenze significative fra carbonaie e siti controllo negli altri due tipi di bosco. Per quanto riguarda la produttività, i querceti misti hanno mostrato in generale i maggiori valori di biomassa aerea (Tab. 2), e questi valori sono risultati significativamente superiori per le carbonaie rispetto ai siti controllo. Dal punto di vista della diversità, nei 118 plots sono state censite 240 specie di piante vascolari, di cui 219 nelle carbonaie e 140 nei controlli. Nelle faggete sono state identificate 15 specie esclusive delle carbonaie, mentre ben 55 sono state rinvenute solo nelle carbonaie dei boschi di sclerofille

e dei querceti misti (Tab. 2). Il pool di specie delle carbonaie (γ -diversità) è risultato più ricco di quello dei siti controllo, specialmente per i querceti misti e i boschi di sclerofille.

Per le carbonaie di questi ultimi due tipi forestali è inoltre emersa una maggior ricchezza specifica media a livello di sito (α -diversità). L'effetto positivo delle carbonaie sull' α -diversità è stato confermato dall'indice di Shannon solo nel caso dei boschi di sclerofille, ma non per i querceti misti.

Nelle carbonaie di questo ambiente forestale si ha infatti una sensibile diminuzione dell'equiripartizione delle specie, che contrasta l'effetto positivo portato dalla maggiore ricchezza specifica sull'indice di Shannon.

La dissimilarità floristica fra le singole carbonaie, quantificata con l'indice di Lennon (β -diversità), è sempre risultata maggiore rispetto a quella fra i singoli siti controllo, in tutti e tre i tipi forestali.

L'analisi MultiDimensional Scaling ha poi mostrato differenze significative di composizione specifica della vegetazione erbaceo-arbustiva delle carbonaie e dei siti controllo nel caso dei querceti misti (Fig. 1), ma non per le faggete e i boschi di sclerofille. Riguardo alla componente arborea, è emerso che nelle carbonaie dei querceti misti vi è un maggior numero di specie che nei siti controllo, ed una di esse (*Fraxinus ornus* L.) è risultata essere specie indicatrice da apposito test statistico (*Indicator Species Analysis*: Dufrêne e Legendre, 1997). Non sono invece risultate differenze per gli altri due tipi forestali. Con rarissime eccezioni, tuttavia, le specie arboree rilevate nelle carbonaie erano presenti con semenzali di 1 o 2 anni di altezza inferiore ai 30 cm.

4. Considerazioni conclusive

Il presente studio dimostra che le carbonaie abbandonate influiscono in modo complessivamente positivo sulla diversità della vegetazione erbaceo-arbustiva del sottobosco forestale di ecosistemi mediterranei. In termini di diversità e produttività, gli effetti sono evidenti nel caso dei querceti misti, dove le carbonaie rappresentano delle piccole discontinuità anche in termini di copertura arborea.

Questo consente a molte specie erbacee ed arbustive non propriamente nemorali di trovare qui nicchie idonee alla loro sopravvivenza e allo svolgimento del ciclo riproduttivo. L'effetto "gap" determinato dalle carbonaie nei querceti misti è supportato dal turn-over floristico fra i due tipi di habitat e dal carattere pioniero di diverse di specie che vi si trovano esclusivamente o con maggiore frequenza rispetto ai siti controllo.

Specie legnose come la ginestra dei carbonai (*Cytisus scoparius* (L.) Link) e l'orniello appartengono a questo gruppo, mostrando di trovare nelle carbonaie un habitat idoneo per almeno le prime fasi della loro vita.

In generale, la maggior ricchezza specifica della componente arborea in questi siti, nei querceti misti, suggerisce che per diverse specie vi sono condizioni favorevoli per la germinazione dei semi e le prime fasi dello sviluppo delle plantule. Rimangono quindi da indagare i fattori che ostacolano lo sviluppo successivo

della componente arborea e quindi il ritorno del bosco. La maggiore illuminazione è plausibilmente anche una delle cause principali della maggiore produttività nelle carbonaie dei querceti misti, in linea con altri studi che dimostrano una stretta relazione fra queste due variabili nelle foreste decidue centro-europee (Axmanová *et al.*, 2011).

Il nostro studio mostra che laddove nelle carbonaie non c'è maggiore disponibilità di luce, quindi nei boschi di sclerofille e nelle faggete, non si ha maggiore produzione di biomassa da parte della vegetazione del sottobosco.

Per quanto concerne i fattori edafici, risulta evidente che il forte aumento del rapporto C:N, dovuto alla lenta incorporazione nel suolo di parte del carbone grazie all'azione anche dei vermi di terra, non implica carenze nutrizionali a livello di azoto o eccessiva acidifica-

zione. È probabile che buona parte di questo carbonio sia biologicamente inerte, quindi senza conseguenze negative per lo sviluppo della componente erbacea-arbustiva.

In particolare per i boschi misti di sclerofille e ancor più per quelli di latifoglie con querce, si dimostra quindi che le carbonaie possono contribuire a incrementare l'eterogeneità microspaziale dell'ambiente forestale, formando una fitta rete di "micro-isole" ecologiche capaci di ospitare una componente vegetazionale più ricca e differenziata.

Alla luce di questo, e unitamente al fatto che le carbonaie rappresentano una vivida testimonianza di un'antica forma di uso del bosco ormai scomparsa, sarebbe opportuno considerare la possibilità di adottare misure di conservazione per almeno parte di questi siti, soprattutto nelle aree protette.

Tabella 1. Caratteristiche del suolo (carbonio totale, azoto, rapporto carbonio-azoto e pH) e intensità luminosa (PAR, Photosynthetic Active Radiation) registrate nelle carbonaie (CS) e nei controlli (RS) nei tre tipi di bosco (valore medio \pm deviazione standard). I valori di *p*-value (*p*) indicano la significatività delle differenze, *n* il numero dei siti analizzati.

Table 1. Soil parameters (total carbon, nitrogen, C:N ratio and pH) and light (PAR, Photosynthetic Active Radiation) recorded in charcoal (CS) and reference sites (RS) in the three forest types (mean values \pm standard deviation); *p*-values (*p*) indicate the significance of the difference between site types within each forest type; *n* is the number of sites analysed.

	<i>faggete</i>			<i>querceti misti</i>			<i>sclerofille</i>		
	<i>RS</i> <i>n</i> =19	<i>CS</i> <i>n</i> =19	<i>p</i>	<i>RS</i> <i>n</i> =22	<i>CS</i> <i>n</i> =22	<i>p</i>	<i>RS</i> <i>n</i> =18	<i>CS</i> <i>n</i> =18	<i>p</i>
<i>Suolo</i>									
C tot (%)	4.7 \pm 2.2	7.3 \pm 1.6	<0.001	6.1 \pm 3.3	12.7 \pm 3.7	<0.001	6.0 \pm 3.1	11.2 \pm 2.9	<0.001
N (%)	0.4 \pm 0.2	0.4 \pm 0.1	0.254	0.4 \pm 0.2	0.6 \pm 0.2	0.019	0.4 \pm 0.2	0.5 \pm 0.1	0.019
C/N	11.2 \pm 1.3	17.3 \pm 2.9	<0.001	13.8 \pm 1.7	22.7 \pm 3.4	<0.001	14.9 \pm 2.2	22.5 \pm 3.5	<0.001
pH	5.40 \pm 0.58	5.56 \pm 0.48	0.04	6.16 \pm 1.02	6.39 \pm 0.95	0.36	6.18 \pm 1.00	6.34 \pm 0.98	0.242
<i>Intensità luminosa</i>									
PAR (μ mol/m ² s)	28.2 \pm 40.4	34.8 \pm 39.6	0.29	13.4 \pm 9.3	55.6 \pm 90.3	0.001	21.8 \pm 14.6	43.0 \pm 48.3	0.38

Tabella 2. Effetti delle carbonaie su produttività e diversità γ , α e β della vegetazione erbacea nei tre tipi forestali (media \pm deviazione standard). I valori di produttività sono espressi in termini di biomassa aerea; i valori di γ -diversità sono espressi come numero di specie, quelli di α -diversità ricchezza specifica e indice di Shannon. La β -diversità è misurata come dissimilarità di Lennon media tra tutti i siti all'interno dei gruppi "carbonaie" (CS) e "controlli" (RS) per tipo di bosco. La significatività delle differenze tra carbonaie e controlli per tipo forestale è indicata dal *p*-value (*p*). *n* indica il numero dei siti analizzati.

Table 2. Effects of charcoal sites (CS) on productivity and γ , α e β diversity of the understory vegetation in the three different forest types (mean \pm standard deviation). Productivity as above ground biomass, γ -diversity as pool species number and α -diversity, as means of species richness (SR) and Shannon index (*H'*) are given. β -diversity was calculated as the mean Lennon distance of each site (CS or RS) to other sites within each site type, separately for forest type. Significance of differences between site types or forest type are given (*p*); *n* is the number of sites analysed.

	<i>faggete</i>			<i>querceti misti</i>			<i>sclerofille</i>		
	<i>RS</i> <i>n</i> =19	<i>CS</i> <i>n</i> =19	<i>p</i>	<i>RS</i> <i>n</i> =22	<i>CS</i> <i>n</i> =22	<i>p</i>	<i>RS</i> <i>n</i> =18	<i>CS</i> <i>n</i> =18	<i>p</i>
<i>Produttività</i>									
Biomassa (g m ⁻²)	5.52 \pm 13.04	5.92 \pm 7.68	0.204	7.64 \pm 12.68	20.52 \pm 18	0.005	6.64 \pm 13.44	6.96 \pm 18	0.59
γ -diversità									
Pool specifico	62	77		86	141		48	103	

(Tabella 2. Continua)
(Table 2. Continued)

α -diversità									
Ricchezza specifica	8.4±4.7	11.5±5.7	0.075	10.7±5.0	19.9±6.6	<0.001	7.3±3.6	12.5±6.0	0.003
Shannon	1.38±0.6	1.50±0.6	0.55	1.60±0.5	1.88±0.5	0.0787	1.35±0.6	1.74±0.5	0.03
β -diversità									
Distanza di Lennon	0.50±0.08	0.58±0.08	0.003	0.51±0.08	0.60±0.05	<0.001	0.43±0.07	0.57±0.07	<0.001

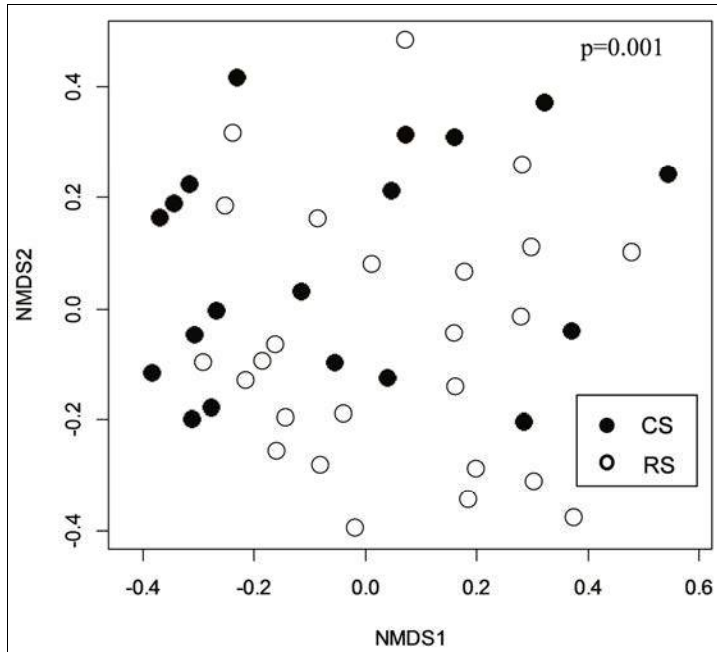


Figura 1. Scatter plot del Non-Metric Multidimensional Scaling che mostra la dissimilarità composizionale, calcolata con la distanza di Bray-Curtis (basata su presenza/assenza e copertura delle specie) tra carbonaie (CS) e controlli (RS) nei querceti misti. Il p -value mostrato nel grafico (p), indica la significatività della differenza calcolata tramite una PERMANOVA (999 permutazioni).

Figure 1. Non-Metric Multidimensional Scaling showing understorey compositional dissimilarities (using cover-weighted Bray Curtis distance) between charcoal (CS) and reference (RS) sites for oak forests. P-value (p) indicates the significance of the difference between site types using PERMANOVA with 999 permutations.

SUMMARY

The ecological role of former charcoal kiln sites for understorey vegetation and tree regeneration in Mediterranean forests

Old charcoal kiln sites are a legacy of possibly the oldest form of anthropic use of temperate forests, continued for centuries in especially Mediterranean countries but today mostly vanished. The results of a study on the effects of these sites on the diversity and productivity of the understorey vegetation (< 1.3 m) and the regeneration of tree species in evergreen and deciduous (oak and beech) forests are here presented. In general, species diversity of the understorey was higher in charcoal kiln sites than in the surrounding stands, and significant differences in the floristic composition were found in especially oak forests. Here, kiln sites are characterized by a higher light availability (PAR), allowing for an enhanced production of understorey biomass. Also, a higher number of tree species was present in these sites, though mostly with 1 or 2 years old seedlings. The content of total C and the C:N ratio were significantly higher in kiln sites, but this did not cause a decrease of N content or soil pH, both also higher. These findings show that charcoal

accumulation in the soil does not have detrimental effects on the understorey community, including young tree seedlings. Though abandoned since decades, kiln sites are still characterized by peculiar conditions that make of them small ecological “islands” where the understorey vegetation and tree regeneration processes differ from the surrounding forest environment. This suggests that conservation measures could be adopted for some of these sites in especially protected areas.

BIBLIOGRAFIA

- Axmanová I., Chytrý M., Zelený D., Li C.-F., Vymazalová M., Danihelka J., Horsák M., Kočí M., Kubešová S., Lososová Z., Otýpková Z., Tichý L., Martynenko V.B., Baisheva E.Z., Schuster B., Diekmann M., 2011 – *The species richness-productivity relationship in the herb layer of European deciduous forests*. Global Ecology and Biogeography: 1-11.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00707.x>
- Blondel J., 2006 – *The ‘Design’ of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period*. Human Ecology, 34 (5): 713-729.
- Cheng C.H., Lehmann J., Thies J.E., Burton S.D., 2008 –

- Stability of black carbon in soils across a climatic gradient.* Journal of Geophysical Research, 113: G02027. <http://dx.doi.org/10.1029/2007JG000642>
- Deforce K., Boeren I., Adriaenssens S., Bastiaens J., De Keersmaecker L., Haneca K., Tysc D., Vandekerckhove K., 2013 – *Selective woodland exploitation for charcoal production. A detailed analysis of charcoal kiln remains (ca. 1300-1900 AD) from Zoersel (northern Belgium).* Journal of Archaeological Science, 40 (1): 681-689. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jas.2012.07.009>
- Dufrière M., Legendre P., 1997 – *Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach.* Ecological monographs, 67(3): 345-366. <http://dx.doi.org/10.2307/2963459>
- Hermly M., Verheyen K., 2007 – *Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity.* In: Sustainability and Diversity of Forest Ecosystems, Springer, Japan, pp. 361-371. http://dx.doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9_1
- Ludemann T., 2003 – *Large-scale reconstruction of ancient forest vegetation by anthracology. A contribution from the Black Forest.* Phytocoenologia, 33 (4): 645-666. <http://dx.doi.org/10.1127/0340-269X/2003/0033-0645>
- Ludemann T., 2011 – *Scanning the historical and scientific significance of charcoal production-local scale, high resolution kiln site anthracology at the landscape level.* SAGVNTVM Extra, 11: 23-24.
- Nelle O., 2003 – *Woodland history of the last 500 years revealed by anthracological studies of charcoal kiln sites in the Bavarian Forest, Germany.* Phytocoenologia, 33 (4): 667-682. <http://dx.doi.org/10.1127/0340-269X/2003/0033-0667>
- Nocentini S., Coll H., 2013 – *Mediterranean forests Human use and complex adaptive systems.* In: Managing Forests as Complex Adaptive Systems: Building Resilience to the Challenge of Global Change, pp. 214.

VALUTAZIONE DELLO STOCK DI CARBONIO DI SUOLI FORESTALI DEL FRIULI V.G. (NE ITALIA)

Eddy Papais¹, Alba Gallo¹, Claudio Bini¹

¹Department of Environmental Sciences, Informatics and Statistics, Ca' Foscari, University of Venice, (Italy);
845171@stud.unive.it

Le emissioni di gas prodotte dalle attività antropiche, in particolare CO₂, sono concause del riscaldamento climatico. I suoli rappresentano uno dei principali serbatoi di carbonio su scala globale, e giocano un ruolo fondamentale nel ciclo del carbonio, il quale è uno dei processi chiave che regolano i cambiamenti climatici. I suoli forestali sono particolarmente ricchi di materia organica se confrontati con i suoli agricoli, e rappresentano un fondamentale serbatoio per il sequestro della CO₂ atmosferica. In questo studio sono stati valutati gli stock di carbonio nella parte superficiale di suolo (*episolum* umifero) sotto diverse coperture forestali nel NE Italia. I profili di suolo sono stati esaminati al fine di classificarne le forme di humus, e sono stati prelevati dei campioni di topsoil per le analisi chimico-fisiche. I valori di carbonio organico totale, ottenuti in laboratorio, sono stati utilizzati per stimare gli stock di carbonio delle stazioni esaminate. I boschi di latifoglie e il prato da sfalcio mostrano le forme di humus più attive (Amphimus e Mull) e gli stock di carbonio inferiori, viceversa, la pecceta presenta la forma di humus meno attiva (Moder) e il valore di carbon stock più elevato, evidenziando così una netta correlazione tra coperture vegetali, forme di humus e stock di carbonio.

Parole chiave: forme di humus, coperture forestali, SOC, pedofunzioni, stock di carbonio.

Keywords: humus forms, forest stands, SOC, pedotransfer functions, carbon stock.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ep-va>

1. Introduzione

Considerata la crescente domanda energetica, in particolare da parte dei paesi emergenti, appare inverosimile una riduzione delle emissioni di CO₂ nel futuro prossimo. Per perseguire l'obiettivo di ridurre tali emissioni, anche in ottemperanza degli obblighi previsti dal protocollo di Kyoto, è necessario perciò agire sui serbatoi di carbonio presenti nel pianeta. In accordo con Batjes (1996), i suoli rappresentano uno dei principali sink su scala globale, infatti, l'ammontare di carbonio organico da loro sequestrato è maggiore rispetto allo stock immagazzinato complessivamente nella biosfera (610 Pg C) e nell'atmosfera (750 Pg C), totalizzando circa 1500 Pg C. I suoli forestali risultano particolarmente ricchi di materia organica se confrontati con i suoli agricoli e rappresentano per questo motivo una pedina fondamentale nel sequestro del CO₂ atmosferico. Infatti, secondo recenti studi (Galbraith *et al.*, 2003; Schulp *et al.*, 2008), negli orizzonti organici di superficie (humus) può essere stoccato tra il 10 e il 30% del carbonio totale immagazzinato nel suolo. La stima dello stock di carbonio è uno strumento fondamentale per valutare, in termini quantitativi, le capacità di immagazzinamento di questa porzione di suolo, in relazione anche alle forme di humus e alla tipologia di soprassuolo.

L'obiettivo di questo lavoro è quantificare il contenuto in carbonio organico nell'*episolum* umifero di sei stazioni prealpine del Friuli Venezia Giulia (NE Italia),

caratterizzate da differenti coperture vegetali: dal punto di vista morfologico e tassonomico secondo il *Référentiel Pédologique* (A.F.E.S., 2008) e, dal punto di vista chimico, attraverso la valutazione del contenuto di sostanza organica e la stima degli stock di carbonio.

2. Materiali e metodi

2.1. Area di studio

Il territorio oggetto di studio si trova nella parte nord orientale della regione Friuli Venezia Giulia, nell'area delle Prealpi Giulie Settentrionali che prende il nome di Alta Valle del Torre. Le sei stazioni di rilevamento, scelte all'interno del comune di Lusevera (UD), si trovano ad un'altitudine compresa tra i 485 e i 590 metri s.l.m. L'area, vocata ad attività silvo-pastorali, ha visto diminuire drasticamente la sua popolazione nell'ultimo secolo, favorendo fenomeni più o meno naturali di rimboschimento.

2.1.1 Clima

Dal punto di vista climatico la zona, secondo la classificazione di Köppen, rientra nel tipo *Cfb*: clima temperato umido con estate moderatamente calda, con assenza di stagione arida (f) e con temperatura media del mese più caldo inferiore a 22°C (b). La peculiarità di questo territorio sono le abbondanti precipitazioni, nell'ordine dei 2350 mm annui, ben distribuite durante l'intero arco dell'anno, che escludono la presenza di periodi di aridità.

2.1.2 Litologia

La litologia della zona è caratterizzata da masse rocciose di origine sedimentaria, ascrivibili al flysch eocenico, costituita da stratificazioni alternate di marne e arenarie.

Sono altresì presenti degli accumuli di detrito di falda di natura calcarea e dolomitica, provenienti dalle retrostanti pareti rocciose più ripide (Carulli e Galli, 2013).

2.1.3 Suolo

I rilievi effettuati coinvolgono sei suoli, scelti per la loro rappresentatività dell'area di studio. Secondo il sistema tassonomico World Reference Base for Soil Resources (FAO, 2006) cinque di questi appartengono al gruppo dei Cambisols, di cui due su substrato carbonatico (Eutric Cambisol) e tre su substrato silicatico (Dystric Cambisol), mentre l'ultimo è un Rendzic Leptosols su substrato calcareo. Le tessiture prevalenti sono franco-sabbiose e franche.

2.1.4 Vegetazione

Lo studio e la classificazione delle coperture vegetali rappresenta una fase preliminare nella scelta delle stazioni di campionamento, e risulta fondamentale per comprendere appieno le relazioni esistenti tra suolo e humus.

L'area di studio, come già discusso, presenta un clima temperato, caratterizzato da precipitazioni abbondanti e temperature miti, che colloca la zona nel distretto climatico esalpico, tipico del territorio prealpino friulano. Nell'area in esame sono state selezionate, per la loro rappresentatività del territorio, cinque tipologie forestali ed un prato-pascolo, nella fattispecie due orno-ostrieti tipici (uno più maturo ed uno più primitivo), una faggeta submontana dei suoli acidi, un acero frassineto tipico, una pecceta secondaria montana (impianto) ed un prato da sfalcio dominato da *Arrhenatherum elatius*.

2.2 Classificazione delle forme di humus

Attualmente ci sono due principali sistemi di classificazione per le forme di humus, uno canadese (Green *et al.*, 1993) ed uno francese (A.F.E.S., 2008). Gli studi condotti dal Centro di Ecologia Alpina di Trento (Calabrese *et al.*, 1997), allo scopo di confrontare i due sistemi di classificazione, suggeriscono che quello francese del Référentiel Pédologique (A.F.E.S., 1995) si adatti meglio all'ambiente forestale italiano rispetto a quello canadese, motivo per cui nel presente studio si è fatto riferimento a tale metodo, nella fattispecie all'edizione aggiornata del 2008.

2.3 Calcolo dello stock di carbonio

In questo studio ci si è focalizzati su quella porzione superficiale di suolo denominata *episolum* umifero e perciò, il carbon stock potenziale è stato calcolato sommando i contributi degli orizzonti olorganici (ad esclusione dell'orizzonte OL che non viene conteggiato nel calcolo del carbon stock) e del sottostante orizzonte organo-minerale (A).

Lo stock di carbonio (SOC) è stato calcolato effettuando il prodotto, eseguito per ogni orizzonte, tra il quantitativo ponderale di carbonio e la densità apparente dell'orizzonte, sottraendo il volume occupato dalla frazione grossolana:

$$SOC = \sum_{n=1}^k [OC * \rho * T * (1 - \delta) * 10]$$

dove:

SOC: è lo stock di carbonio organico nel suolo (t/ha);

OC: è la concentrazione di carbonio organico nel singolo orizzonte (g/kg);

ρ : è la densità apparente dell'orizzonte (t/m³);

T: è lo spessore dell'orizzonte (m);

δ : è la proporzione dei frammenti grossolani (%>2mm) nell'orizzonte.

La concentrazione di carbonio organico (OC) è stata determinata con il metodo Walkley-Black per ogni orizzonte. Lo spessore dei vari orizzonti (T) è stato misurato direttamente in campo. La proporzione dei frammenti grossolani (δ) è stata stimata in laboratorio, dopo aver suddiviso ciascun orizzonte ed averlo posizionato negli appositi contenitori.

Ciò ha permesso una stima più accurata di quanto sarebbe stato possibile fare in campo. La densità apparente dell'orizzonte (ρ) è un parametro che può essere calcolato in campo, oppure stimato attraverso dei modelli matematici definiti pedofunzioni.

La stima in campo di questo parametro dovrebbe restituire valori più accurati rispetto a quelli ricavati attraverso le pedofunzioni; in realtà, la variabilità dello spessore della lettiera, la presenza di copertura erbacea che non andrebbe campionata ma difficile da eliminare, la presenza di rami che attraversano il campionario, la difficoltà di selezionare un campione rappresentativo della stazione in esame e i lunghi tempi necessari per tale operazione, ne rendono preferibile (e non meno attendibile) la stima attraverso le pedofunzioni.

In letteratura esistono svariate pedofunzioni che permettono di calcolare la densità apparente attraverso diversi dati di input. Nel presente studio si è scelto di utilizzare il modello di Hollis e Wood (1989), in cui tale parametro viene calcolato attraverso la percentuale di carbonio organico totale (TOC%):

$$\rho = -0,00745 * TOC\% + 0,593$$

Seguendo questa metodologia sono stati elaborati quattro differenti scenari: due definiti reali, calcolati sullo spessore effettivo dell'*episolum* umifero, e due definiti potenziali, poiché calcolati su uno spessore standard di dieci centimetri.

Sia per lo scenario reale che per quello potenziale sono stati forniti due casi, in cui viene considerata, o meno, la frazione grossolana (materiale con $\phi > 2\text{mm}$).

Lo scenario reale mostra l'effettivo quantitativo di carbonio organico stoccato nei suoli esaminati, mentre, lo scenario potenziale permette di confrontare le diverse capacità di stoccaggio delle forme di humus in relazione anche alle diverse coperture vegetali.

3. Risultati e discussioni

3.1 Forme di humus

La pecceta presenta la forma di humus meno attiva tra quelle riscontrate, un Dysmoder, risultato di una lettiera acidificante più difficile da degradare rispetto a quella delle latifoglie; gli altri siti invece, caratterizzati da diverse coperture di latifoglie (o copertura esclusivamente erbacea nel caso della stazione C6), presentano forme di humus più attive come Eumull, Mésomull, Dysmull ed Amphimus, indice di una lettiera più facile da decomporre, che si traduce in un minor accumulo di materia organica negli orizzonti superficiali.

3.2 Stock di carbonio

La stima degli stock di carbonio ha permesso di fare luce sull'attuale capacità di questi suoli di immagazzinare il carbonio in forma organica. In Tabella 1 sono riportati gli stock di carbonio calcolati per le sei stazioni esaminate, suddivisi nei quattro scenari sopraccitati ed in relazione alle forme di humus ed alle coperture vegetali. Prendendo in considerazione lo scenario reale (Fig. 1), si osserva che i valori di SOC nei siti con copertura di latifoglie (C1, C2, C3, C4) e nel prato da sfalcio (C6) presentano valori di SOC simili e decisamente inferiori al valore di SOC riscontrato nella pecceta (C5). Tali valori, in accordo con diversi studi (Faggian *et al.*, 2012; Garlato *et al.*, 2009; Schulp *et al.*, 2008) dimostrano che la presenza della lettiera, soprattutto se spessa e difficilmente degradabile come quella derivante da aghifoglie, è un fattore chiave per l'immagazzinamento del carbonio. Confrontando gli scenari reali (Fig. 1) con e senza frazione grossolana (Fig. 2), si osservano piccole variazioni negli stock di carbonio. Rimuovendo dal calcolo la frazione grossolana, che sottrae volume utile al suolo per lo stoccaggio del carbonio, i valori di SOC aumentano inevitabilmente in tutte le stazioni. Tuttavia, dato che nei suoli esaminati il contenuto di materiale grossolano nei vari orizzonti non varia in maniera così marcata (dal 2 al 10%), si osservano degli incrementi di stoccaggio contenuti tra il 2% del sito C3 e l'11% del sito C6. Questi aumenti coinvolgono principalmente gli orizzonti organo-minerali, in cui la presenza di scheletro risulta più abbondante. Tali variazioni non modificano tuttavia il trend generale osservabile (Fig. 1 e 2), ma aiutano a comprendere l'importanza che ha il computo della frazione grossolana nella valutazione del carbon stock reale, soprattutto nel caso di suoli ricchi di scheletro. Gli orizzonti ologranici giocano un ruolo chiave nello stoccaggio del carbonio organico.

I campioni analizzati mostrano, infatti, che tali orizzonti bloccano mediamente un quantitativo di carbonio due volte maggiore rispetto al sottostante orizzonte organo-minerale A. In termini numerici, i primi bloccano mediamente in forma organica un quantitativo di carbonio pari a 7,5 t/ha circa, mentre l'orizzonte A circa 3,8 t/ha (Fig. 3).

Tuttavia, lo scenario reale non permette un effettivo confronto tra le capacità di stoccaggio delle differenti

forme di humus, perché i profili esaminati presentano spessori differenti. Tale parametro gioca un ruolo chiave nelle dinamiche di stoccaggio del carbonio organico e giustifica parzialmente la differenza tra il valore di SOC nel sito C1 e le altre stazioni. Le forme di humus meno attive (Moder, Mor, Amphimus) presentano una maggior differenziazione degli orizzonti ologranici e spesso anche un maggior spessore, dovuti ad un rallentamento dell'attività di degradazione e trasformazione della sostanza organica rispetto a forme più attive (Mull). Analizzando lo scenario potenziale (Fig. 4 e 5) si osserva un livellamento nelle differenze di contenuto di carbonio organico tra le diverse stazioni. Il Dysmoder (la forma di humus meno attiva tra quelle identificate nell'area di studio) presenta anche in questo scenario il contenuto di SOC più elevato, presumibilmente conseguenza di una lettiera di resinosa più difficile da degradare. Tali valori diminuiscono progressivamente spostandosi verso forme di humus intermedie quali Dysmull, Amphimus fino a raggiungere i valori più bassi nelle forme Eumull e Mésomull. In queste ultime, il processo di decomposizione della materia organica risulta più veloce, ed impedisce di fatto una maggior differenziazione degli orizzonti ologranici nonché un loro ispessimento. Il Mésomull, l'unica forma di humus priva di copertura forestale (prato da sfalcio), presenta il valore di SOC più basso. Questo è dovuto alla mancanza di uno strato arbustivo e arboreo, in grado di arricchire la lettiera con materiale fogliare e legnoso, più difficilmente degradabile.

4. Conclusioni

I trend riscontrati in questo studio rispettano ciò che ci si attendeva dopo la classificazione delle forme di humus; infatti, forme di humus meno attive come Dysmoder, Dysmull ed Amphimus presentano gli stock più elevati, viceversa le forme più attive come Eumull e Mésomull mostrano i valori di SOC più bassi. Inoltre, come era ipotizzabile, gli stock crescono all'aumentare dello spessore degli *episolum* ed in presenza di coperture vegetali che producono lettieri più difficilmente degradabili, quali le conifere. In particolare, il sito C6, l'unico a presentare un soprasuolo esclusivamente erbaceo, presenta il valore di carbon stock inferiore, confermando l'importanza chiave dei suoli forestali in queste dinamiche. In tale contesto grande importanza assumono gli orizzonti ologranici in quanto presentano un contenuto di carbonio organico decisamente superiore (mediamente il doppio) rispetto agli orizzonti organo-minerali. Tuttavia, questa porzione di suolo, interfacciandosi all'atmosfera, risulta per sua natura la più suscettibile alle variazioni stagionali ed all'influenza dei fattori esterni. Per questo motivo, è necessaria una gestione sinergica dei suoli e delle relative coperture, al fine di incrementare la capacità di stoccaggio del carbonio negli ecosistemi forestali. In questa prospettiva, l'attitudine dei boschi di conifere di generare forme di humus meno attive, e di conseguenza stock di carbonio più elevati, deve essere tenuta in considerazione nelle attività di gestione e pianificazione forestale.

Tabella 1. Stock di carbonio organico (t/ha) negli *episolum* umiferi analizzati.
Table 1. Organic carbon stocks (t/ha) in the topsoil analysed.

SITO	SOC per <i>episolum</i> umifero (t/ha)				Forma di humus	Copertura vegetale
	Scenario reale con frazione grossolana	Scenario reale senza frazione grossolana	Scenario potenziale con frazione grossolana	Scenario potenziale senza frazione grossolana		
C1	34	35	51	54	<i>Dysmull</i>	Orno-ostrieto
C2	42	45	47	50	<i>Amphimus</i>	Orno-ostrieto
C3	38	39	42	43	<i>Dysmull</i>	Faggeta
C4	33	35	41	43	<i>Eumull</i>	Acero-frassineto
C5	75	81	55	59	<i>Dysmoder</i>	Pecceta
C6	31	35	28	31	<i>Mésomull</i>	Prato da sfalcio

Figura 1. SOC stock reale (t/ha) con conteggio della frazione grossolana.
Figure 1. Real SOC stock (t/ha) considering coarse fraction.

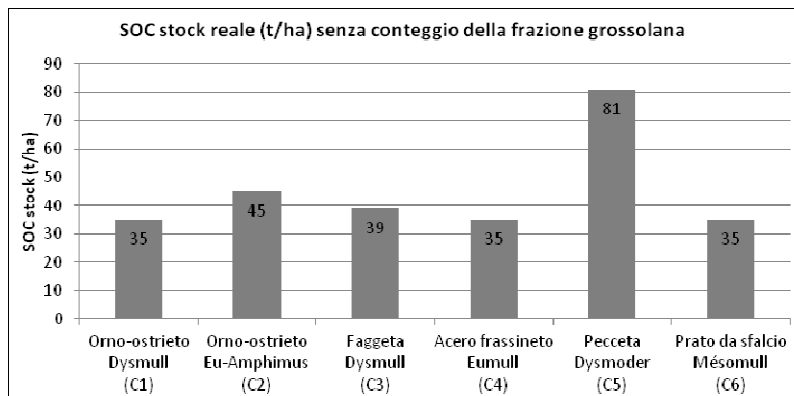
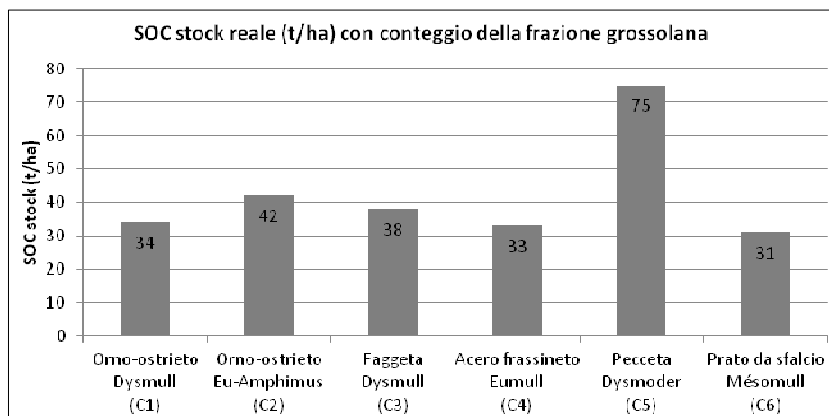


Figura 2. SOC stock reale (t/ha) senza conteggio della frazione grossolana.
Figure 2. Real SOC (t/ha) without considering coarse fraction.

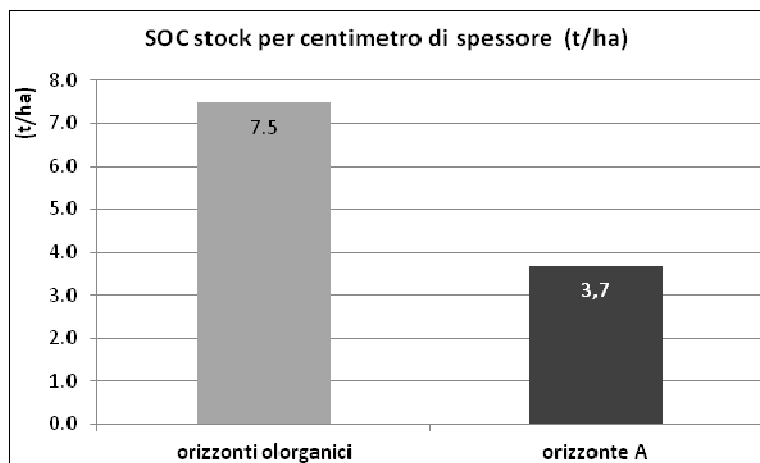


Figura 3. SOC stock medio (t/ha) per centimetro di spessore dei campioni analizzati.
Figure 3. Different storage of SOC (t/ha) in holorganics and A horizon in the samples analysed.

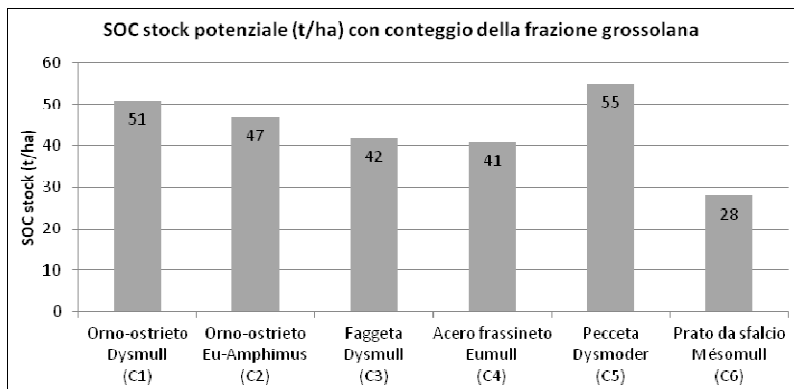


Figura 4. SOC stock potenziale (t/ha) con conteggio della frazione grossolana.
Figure 4. Potential SOC stock (t/ha) considering coarse fraction.

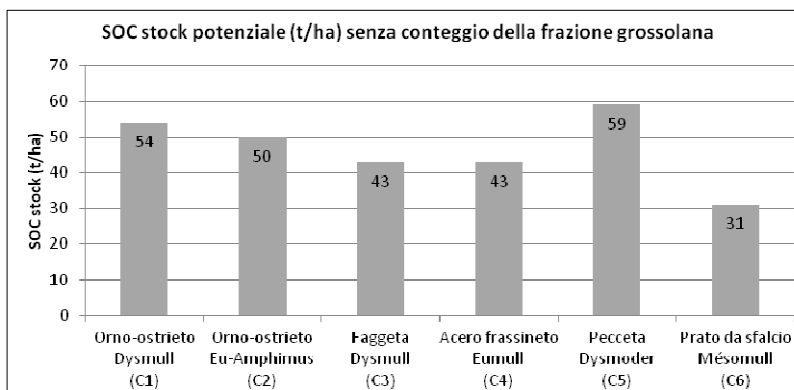


Figura 5. SOC stock potenziale (t/ha) senza conteggio della frazione grossolana.
Figure 5. Potential SOC (t/ha) without considering coarse fraction.

SUMMARY

Carbon stock evaluation from topsoil of forest stands in Friuli V.G. (NE Italy)

Gas emissions from anthropic activities, particularly CO₂, are responsible for global warming. Soils represent one of the most important carbon sink on a global scale, and play a key role in global C cycle, which in turn is one of the key processes governing climate change. Forest soils are particularly enriched in organic carbon (OC) with respect to agricultural soils, and represent a fundamental sink for atmospheric CO₂ sequestration. In this study carbon stocks of different forest stands in NE Italy were evaluated.

The soil profiles of the chosen sites were analysed to classify the humus forms and topsoil samples were collected for further physical-chemical analysis. OC values, obtained in laboratory, were used to estimate the carbon stocks values for each site analysed.

To high developed humus forms (Amphimus and Mull), found in the broadleaf forests and meadow, correspond the lowest carbon stocks. On the other hand, the Norway spruce shows the less developed humus form (Dysmoder) and the highest carbon storage. These data point out the net relationship among vegetation coverages, humus forms and carbon stocks.

BIBLIOGRAFIA

- A.F.E.S. (Association Française pour l'Étude du Sol), 1995 – *Référentiel Pédologique*. INRA Éditiones, Paris.
- A.F.E.S. (Association Française pour l'Étude du Sol), 2008 – *Référentiel Pédologique*. Quae Éditiones, Paris.
- Batjes N.H., 1996 – *Total carbon and nitrogen in the soils of the world*. European Journal of Soil Science, 47: 151-163.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>
- Calabrese M.S., Sartori G., Zanella A., 1997 – *Confronto tra due recenti sistemi di classificazione degli humus: il Référentiel Pédologique e la tassonomia di Green*. Monti e Boschi, 6: 4-10.
- Carulli G.B., Galli M., 2013 – *La storia geologica delle Giulie*. Società Alpina delle Giulie, Trieste: 72-125.
- Faggian V., Bini C., Zilioli D., 2012 – *Carbon stock evaluation from topsoil of forest stands in NE Italy*. International Journal of Phytoremediation, 14: 415-428.
<http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2011.620656>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006 – *World reference base for soil resources 2006: A framework for international classification, correlation and communication*. Roma.
- Galbraith J.M., Kleiman J.A., Bryant R.B., 2003 – *Sources of uncertainty affecting soil organic carbon estimates in northern New York*. Soil Science Society of America Journal, 67: 1206-1212.

- <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2003.1206>
- Garlato A., Obber S., Vinci I., Sartori G., Manni G., 2009 – *Stock attuale di carbonio organico nei suoli di montagna del Veneto*. Studi Trentini di Scienze Naturali. Museo tridentino di Scienze Naturali, Trento, 85: 69-81.
- Green R.N., Klinka K., Trowbridge R.L., 1993 – *Towards a taxonomic classification of humus forms*. Forest Science Monograph, 29: 1-49.
- Hollis J.M., Woods S.M., 1989 – *The measurement and estimation of saturated soil hydraulic conductivity*. SSLRC report to MAFF, Soil Surv. Land Res. Centre, Silsoe.
- Schulp C.J.E., Nabuurs G.J., Verburg P.H., Waal R.W., 2008 – *Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil implications for soil carbon inventories*. Forest Ecology and Management, 256: 482-490. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.007>

ARTIFICIAL PROPAGATION OF ORIENTAL PLANE THROUGH LEDS

Tatiana Marras¹, Kalliopi Radoglou², Sonia Smirnakou³, Bartolomeo Schirone⁴

¹DAFNE, Department, University of Tuscia, Viterbo, Italy; tatianamarras@unitus.it

²Department of Forestry and Management of the Environment and Natural Resources, (Fmenr), Democritus University of Thrace (Duth), Orestiada, Greece

³Forest Research Institute, Hellenic Agricultural Organization "DEMETER", Thessaloniki, Greece

⁴DAFNE Department, University of Tuscia, Viterbo, Italy

Light intensity required by forest species has been widely studied, leading to their classification in heliophilous, sciaphilous and intermediate species. Conversely, few studies are available on light quality requirements. Artificial lights for plant growth have been designed mainly for agricultural crops that are all heliophilous, with high percentages of blue and red wavelengths in order to increase the photosynthetic activity. These light sources may be considered adaptable to heliophilous forest species; in order to test this hypothesis, a presumed heliophilous species, *Platanus orientalis*, was cultivated under different LED and fluorescent light sources, commercially available, in a controlled growth chamber. Some seedlings showed a progressive yellowing or reddening of leaves, leading to the hypothesis of a light stress. Therefore, the real light conditions in which natural regeneration occurs were analysed. The Natural Reserve of Pantalica (Sicily), was chosen as study area. Light spectra were collected along Anapo river, in July, from 10 a.m. to 2 p.m., in correspondence of different points with and without natural regeneration. Seedlings resulted to grow in slight shadow, frequently interrupted by short sunflecks. The spectra associated to shadow and sunflecks resulted to be different, both in terms of quality and quantity. Therefore, it seems that *Platanus orientalis* is not properly heliophilous, as reported in literature; this fact may explain why, as some sciaphilous species, it lacks of a complete xantophyll cycle, showing only leaf hairs as a protection against light excess. The results of this research show that the analysis of light requirements for each species is essential to define the best light conditions, in terms of quality and quantity, for artificial propagation.

Keywords: forest regeneration, light requirements, indoor propagation.

Parole chiave: rinnovazione forestale, esigenze luminose, propagazione artificiale.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-tm-art>

1. Introduction

P. orientalis L. belongs to the family of Platanaceae. It is a deep rooting tree with green alternate leaves that are usually lobed with a smooth margin. In autumn the leaves of many trees assume a ochre yellow pigmentation. The flowering period occurs in March – April. The species is monoecious. The fruit is a spherical infructescence, which is about 2 cm in diameter. The fruits often hang late as the spring on the trees. The twigs are greenish to brown with small lenticels. The buds are green, thick and protruding. The bark is grey-brown, small-scaly and flaking. It grows in sunny locations without tolerating continuous shadow. It is suitable for sandy, loamy and clay soils and tolerates pH from neutral to strongly alkaline. It prefers moist soil but can tolerate drought. The plant can tolerate strong winds but not maritime exposure. It can tolerate atmospheric pollution, too. *P. orientalis* grows naturally in the Balkan peninsula up to the 42° parallel. Eastward, it grows naturally in Turkey, Cyprus, in the countries of Western Asia as far as the western Himalayas (Panetsos, 1984). It is an element of lowland riparian forests (Zangheri, 1976; Pignatti, 1982; Tutin

et al., 1993), from 0 to 600 m a.s.l. (Pignatti, 1982). *Platanus orientalis* is a deciduous species in all the area of its natural distribution, exhibiting the seasonal alternation of growth and dormancy, which is a characteristic of the trees of the temperate zone. One exception is represented by the evergreen Oriental Plane of Crete island (Nikolakaki and Hajaje, 2001). In Italy, where the species has the westernmost limit of its distribution, it occurs in Sicily, Calabria, Campania and has been recently excluded from Tuscany. *Platanus orientalis* has conservation significance as a characteristic species for the habitat 92C0 – *Platanus orientalis* and *Liquidambar orientalis* woods (*Platanion orientalis*) (All. I dir. 92/43 CEE) = G1.38 [*Platanus orientalis*] woods (EUNIS), and is also included in the Italian Red Data List as a vulnerable species (Caruso *et al.*, 2008). A big enemy which this species has to face in Italy is *Ceratocystis platani*, the agent of the canker stain of Plane. *Platanus* spp. are the only hosts of this pathogen. Penetration only occurs through wounds and the fungus colonizes the bark and also the wood. The main intervent which has been used in Italy against the expansion of the infection is to cut and burn the infected tree leaving the coppice on the

soil, removing also residual sawdust that is highly infective. The low number of residual fertile trees and the creation of gaps make easier the expansion of other species, in particular of invasive ones.

2. Materials and methods

Artificial propagation of *Platanus orientalis* L. under LED and fluorescent light sources was tested in parallel in Viterbo (Italy) in the laboratories of University of Tuscia (UNITUS) and in Thessaloniki (Greece) at Democritus University of Thrace (DUTH) within the European “Zephyr” project (<http://www.zephyr-project.eu/node/1>).

2.1 Growth protocols of DUTH

2.1.1 Growth conditions

P. orientalis L. seeds were collected from Thermi, Thessaloniki, Greece, in March 2013. After having been smashed, seeds were stored in sealed glass containers at a low temperature (+5° to +7°C). Then seeds were deprived of their hairs, hydrated for 24 hours and placed in petri dishes with wet sand. They were then subjected to 50 days of cold stratification at 3-5°C. Afterwards, petri dishes were transferred in a phytotron chamber with 16L:8D photoperiod and a temperature of 20°C during the day and 15 °C during the night, under cool-white fluorescent lamps, in order to induce germination. Germination percentage after cold stratification was 70%. Pre-germinated seeds were transferred into a stabilized medium (Jiffy® peat-based substrate) in Herkuplast® trays (QPD 104 VW type: tray dimension 310x530; cell size 38.5 mm; plant centre 43/43 mm; depth 50 mm; volume 50 cc; 510 plant/m²) and grown for 7 weeks under artificial lights in a climatized growth chamber (one tray per each light treatment) with 14L:10D photoperiod, 80 ± 10% of relative humidity and a temperature of 20°C during the day and 15 °C during the night. Six different light sources were tested: 5 different Valoya® LED lights (L20-AP67 tubes, AP67 bars, AP673L bars, NS1 bars, G2 bars) and 1 OSRAM® Fluorescent light (L36W/77 FLUORA tubes). Light PAR of tubes (L20-AP67 and L36W/77 FLUORA) was set around 50±20 µmol m⁻² s⁻¹ while that of LED bars was set around 200±20 µmol m⁻² s⁻¹. Trays were watered twice a day with automatic sprinklers.

2.1.2 Growth analysis

Shoot height and leaves number were measured every 2 weeks on a sample of 10 seedlings, randomly chosen.

2.2 Growth protocols of UNITUS

2.2.1 Growth conditions

Fresh seeds collected from Thermi, Thessaloniki, Greece were sent to Italy in March 2013. Seeds were stored at 4°C in a juta bag for 4 months. In July 2014, seeds were deprived of their hairs, hydrated for 24 hours and subjected to cold stratification using perlite as substrate for 60 days at 3-5°C. Afterwards, they were transferred into a growth chamber at 22°C under fluorescent tubes (100 µmol m⁻² s⁻¹) to induce germination. Germinated seeds were transferred in a

sand-based substrate (river sand: peat: pozzolana: coal, 50:15:25:10) in Herkuplast® trays (QPD 144/6R type: tray dimension 310 × 530 mm; cell size 31 mm; depth 60 mm; volume 31 cc; 870 plants/m²) and grown for 8 weeks under artificial lights in a climatized growth chamber (one tray per each light treatment) with a 12L:12D photoperiod, 60 ± 5% of relative humidity and constant temperature equal to 22 ± 1°C. Six different light sources were tested: 5 Valoya® LED lamps: L20-AP67 tubes, AP67 bars, AP673L bars, NS1 bars, G2 bars) and 1 OSRAM® Fluorescent light (L36W/77 FLUORA tubes). Light PAR was set at 50 ±10 µmol m⁻² s⁻¹ for all the lamps.

2.2.2 Growth analysis

Shoot height and leaves number were measured twice a week for 63 days on a sample of 24 seedlings randomly chosen.

2.3 Light spectra collection

2.3.1 Study area

A Sicilian plane forest was chosen as study area to analyse which light conditions allow the natural regeneration of oriental plane. This forest is located in the Natural Reserve of Anapo Valley, that is also an UNESCO site. The Oriented Natural Reserve of Pantalica, Anapo river valley and Cava Grande torrent (founded in 1997 to preserve the association of *Platanella orientalis*) occupies an area of 3,712 hectares through the territories of Sortino, Ferla, Cassaro, Buscemi and Palazzolo Acreide (in the province of Siracusa). The predominant vegetation is the typical Mediterranean maquis, characterized by the presence of oriental plane trees, black and white poplars, willows and a rich and fragrant underwood; the less steep slopes are colonized by large oaks and holm oaks. In the past centuries, *Platanus orientalis* was distributed along the river borders but since the last decades the species has been hugely threatened by the stain canker which has progressively decimated the population.

2.3.2 Transect surveys

Two transects 20 x 6 m, characterized by the presence of more than one adult plane tree, were selected along the watersides. In each one, 3 points with and 3 points without natural regeneration were identified. Light spectra, ranging from 180 nm to 1100 nm, were collected for each point at different times (10 consecutive measurements in 60 s per each point) during the day (10 a.m.; 12 a.m.; 2 p.m.) with a Stellarnet spectroradiometer, at soil level.

2.4 Statistical analysis

2.4.1. Growth analysis

Both DUTH and UNITUS, compared shoot height and leaves number per each day of measurement through ANOVA and Tuckey range test, in order to identify significant differences among the light sources ($P > 0.001$).

2.4.2 Light spectra analysis

Light spectra were subdivided into 8 regions, identified by specific ranges of wavelengths corresponding to a specific colour: UV (ultraviolet) < 400 nm; violet, from

400 to 430 nm; blue, from 430 to 480 nm; green, from 480 to 560 nm; yellow from 560 to 590 nm; orange from 590 to 630 nm; red from 630 to 750 nm; IR (infrared) > 750 nm. The irradiance (W/m^2) of each region so as the irradiance of the whole spectrum, were compared among the spectra taken for all the points at the same hour and for each point at different hours during a day, through ANOVA and Tuckey range test, in order to identify significant differences.

3. Results and discussion

3.1 DUTH growth analysis

The comparison of shoot height after the 1st week of growth shows that G2 spectrum is able to fasten shoot growth if compared to all the other spectra which are able to fill the gap in 20 days, except for fluorescent tubes which need 35 days. After day 35 there are no more significant differences among the different treatments (Fig. 1). No significant differences in leaves number were detected among all the spectra during 7 weeks (Fig. 2) but seedlings developed a reddish or purple colour during the last two weeks of growth under LED bars, not under LED tubes. This effect may therefore be linked to the different values of intensity of the two types of lights.

3.2 UNITUS growth analysis

After 13 days, seedlings grown under NS1 and AP673L show the lowest values for shoot height while AP67B and L20-AP67 show the highest values. After 16 days FLUORA still shows significant lower height values while the other spectra reach the same average value, recovering the initial slowing down. Between day 16 and day 50, AP673L and L20-AP67 show a faster growth rate, reaching significant higher values of shoot height, in particular if compared to FLUORA, which exhibits an arrest in plant growth (Fig. 3). Since day 13 to day 40, FLUORA shows a faster emission of leaves and therefore a significant higher number, while at day 50 there are no more significant differences among all the spectra (Fig. 4). After 50 days a sudden chlorosis started to cause the loss of leaves of some seedlings. No changes in leaf colour were detected.

3.3 Light spectra analysis

Significant differences, in terms of light quality and quantity, were found comparing the spectra collected at the same hour, in correspondence of different points, with and without regeneration of Oriental Plane, so as those collected in correspondence of the same point but at different hours during the day. In fact, no points characterized by continuous shadow or by continuous full sun from 10 am to 2 pm, were detected. Every selected point, independently from the presence or absence of regeneration, is characterized by the alternation of two main conditions: a slight shadow, due to the forest canopy and frequent brief sunflecks (brief

bursts of light on a ms scale) due to the movement of leaves in the upper layers induced by the wind, so that intensity varies from 120 W/m^2 in the shadow to 1800 W/m^2 during sunflecks (Fig. 5). The wavelength regions which show the most significant differences between the two light conditions are those of red and infrared light, followed by the green and orange regions. In fact, slight shadow shows a 10% of red light and a 72% of infrared light, while sunflecks are characterized by a 20% of red light and 50% of infrared light (Tab. 1). Therefore, red : far red ratio results to be lower in slight shadow (0.1) than in full sun (1).

4. Conclusion

Natural regeneration of oriental plane takes place along rivers, on sandy substrates and in slight shadow, frequently interrupted by brief sunflecks all over the day. Therefore, *Platanus orientalis* is not properly heliophilous, as reported in literature.

As some sciaphilous species, its seedlings lack of a complete xanthophyll cycle and transient leaf hairs are a sufficient protection against full sun (Bisba *et al.*, 1997), which directly arrives at seedlings level only for a few milliseconds during sunflecks. Commercially available lamps for plant growth have high percentages of red and blue light, even higher than the natural percentages characteristic of full sunlight. Therefore, even if their intensity is not too high (100-300 PAR), the continuous exposition for 12/14 hours a day to these high values may stress *P. orientalis* seedlings lacking in high light protection systems, causing a forced reddening of leaves. On the other hand, because of the fact that the species grows in slight and not deep shadow, also too low intensities may stress plants, determining a progressive chlorosis which may be increased by the calcareous substrate. Nevertheless, artificial lamps result to be able to fasten oriental plane seedlings growth if compared to natural conditions, in which plants may take several months to reach the same growth stage obtainable after 2 months of growth in a controlled growth chamber. Moreover, because of the fact that artificial spectra are only slight different one from each other in terms of light quality, similar results in terms of shoot height and leaves number were detected during the growth period under all the tested light sources. The main difference between natural and artificial light, that probably mostly influences seedlings growth, is related to the red:far red ratio. In fact artificial lamps show high values of this parameter, which equal if not surpass the natural maximum value which is reached only in full sunlight. It should be noted that *P. orientalis* seedlings generally grow in slight shadow which is characterized by low values of this ratio and are exposed to the maximum value only during brief sunflecks. The results of this research show that the analysis of light requirements of a particular species is essential to define the best light conditions, in terms of quality and quantity, for artificial propagation.

Table 1. Composition of light spectra corresponding to shadow and full sunlight conditions, expressed as irradiance percentage of different colour regions.

Tabella 1. Composizione degli spettri luminosi corrispondenti a condizioni di ombra e sole pieno, espressa come percentuale di irraggiamento delle differenti bande cromatiche.

Table 1. Composition des spectres correspondant à l'ombre et au soleil, exprimé comme pourcentages de irradiation des différent régions de couleur.

	<i>shadow</i>	<i>sunfleck</i>
ultraviolet	3 %	3 %
violet	2 %	2 %
blue	4 %	5 %
green	6 %	12 %
yellow	2 %	5 %
orange	2 %	7 %
red	9 %	19 %

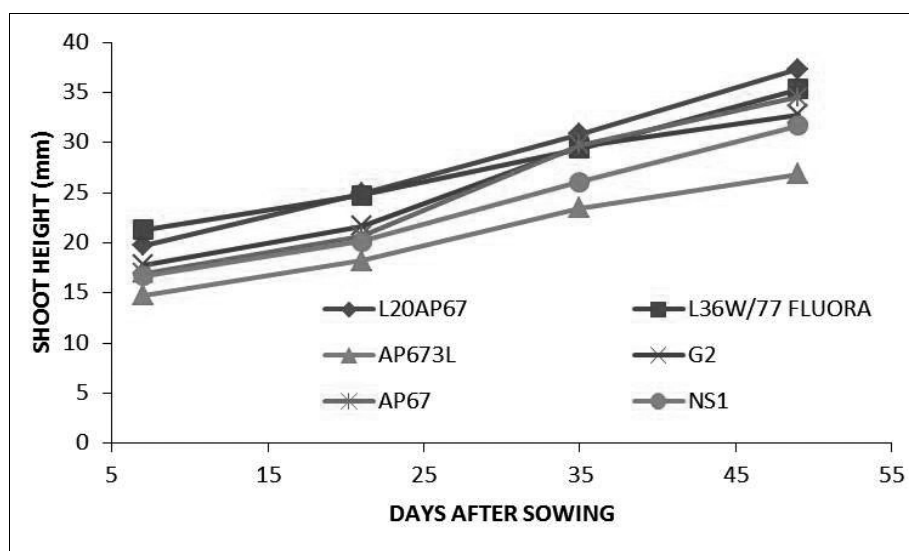


Figure 1. Shoot height of oriental plane seedlings during 7 weeks of cultivation in phytotron chamber (DUTH).

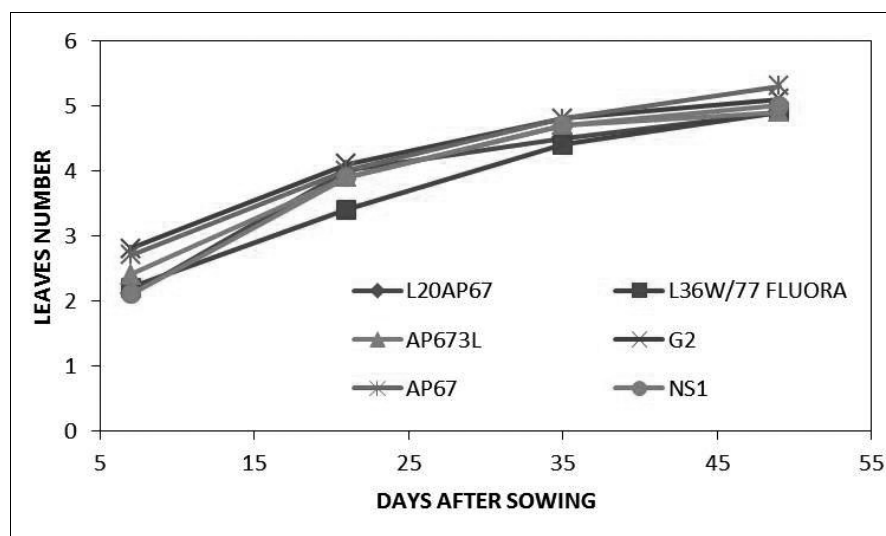
Figura 1. Altezza del fusto di semenzali di Platano orientale nel corso di 7 settimane di coltivazione in fitotrone (DUTH).

Figure 1. Hauteur de la tige des bourgeons de *P. orientalis* pendant 7 semaines de culture dans un fitotron (DUTH).

Figure 2. Leaves emission of oriental plane seedlings during 7 weeks of cultivation in phytotron chamber (DUTH).

Figura 2. Emissione delle foglie di semenzali di Platano orientale nel corso di 7 settimane di coltivazione in fitotrone (DUTH).

Figure 2. Emission des feuilles des bourgeons de *P. orientalis* pendant 7 semaines de culture dans un fitotron (DUTH).



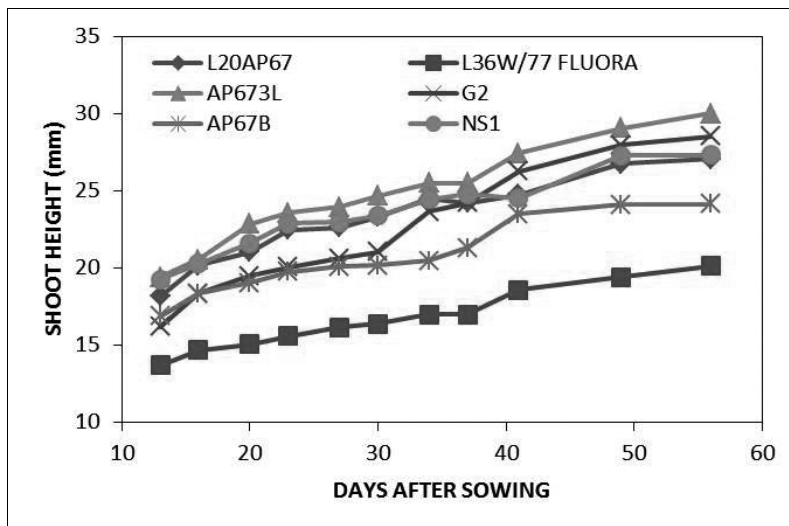


Figure 3. Shoot height of oriental plane seedlings during 8 weeks of cultivation in a climatized growth chamber (UNITUS).

Figura 3. Altezza del fusto di semenzali di Platano orientale nel corso di 8 settimane di coltivazione in camera di crescita climatizzata (UNITUS).

Figure 3. Hauteur de la tige des bourgeons de *P. orientalis* pendant 8 semaines de culture dans une chambre de culture (UNITUS).

Figure 4. Leaves emission of oriental plane seedlings during 8 weeks of cultivation in a climatized growth chamber (UNITUS).

Figura 4. Emissione delle foglie di semenzali di Platano orientale nel corso di 8 settimane di coltivazione in camera di crescita climatizzata (UNITUS)

Figure 4. Emission des feuilles des bourgeons de *P. orientalis* pendant 8 semaines de culture dans une chambre de culture (UNITUS).

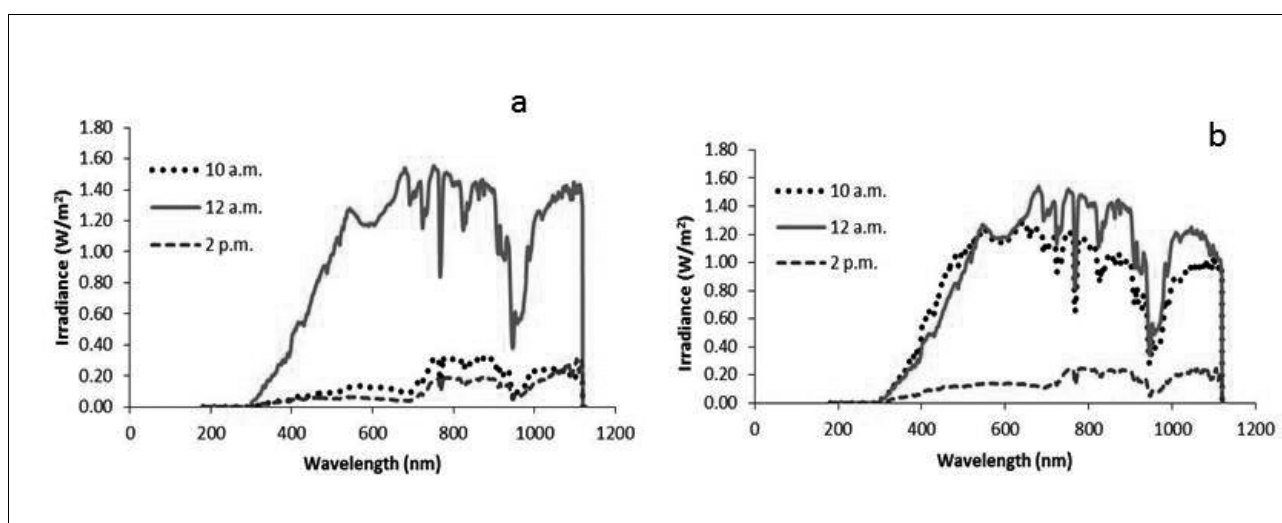
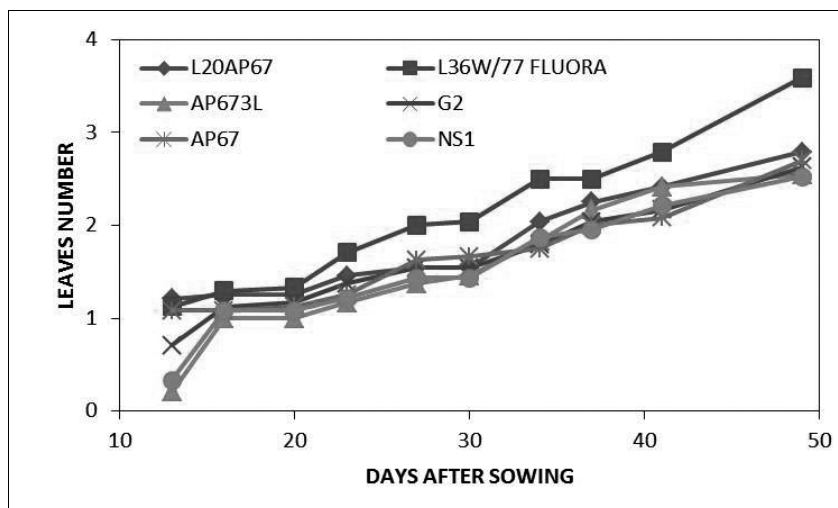


Figure 5. Alternation of different light conditions at soil level in a *P. orientalis* forest, in correspondence of points with (a) and without (b) regeneration, from 10 a.m. to 2 p.m.

Figura 5. Alternanza di differenti condizioni di luce a livello del suolo in una foresta di *P. orientalis*, in corrispondenza di punti con (a) e senza (b) rinnovazione, dalle 10 a.m. alle 2 p.m.

Figure 5. Alternance de différent conditions de lumière a terre dans un forêt de *P. orientalis*, en correspondance avec points avec (a) et sans (b) regeneration.

RIASSUNTO

Propagazione artificiale del Platano orientale mediante LED

Molteplici studi sull'intensità luminosa richiesta dalle specie forestali, hanno condotto alla loro suddivisione in specie eliofile, sciafile e intermedie. Rari sono invece gli studi sulla qualità della luce. Le luci artificiali per la crescita vegetale sono state create per specie agricole eliofile, con un'alta percentuale di rosso e blu al fine di promuoverne l'attività fotosintetica. Pertanto tali lampade potrebbero ritenersi adattabili alle specie eliofile forestali.

Una presunta specie eliofila, il Platano orientale, è stata coltivata sotto 5 fonti luminose LED ed 1 fluorescente, disponibili in commercio, in una stanza climatizzata. Alcuni semenzali hanno mostrato un progressivo ingiallimento o arrossamento fogliare, caratteristici dello stress luminoso. Si è quindi deciso di analizzare le naturali condizioni luminose in cui avviene la rinnovazione.

La Riserva Naturale di Pantalica (Sicilia) è stata scelta come area di studio. Spettri luminosi sono stati raccolti lungo il fiume Anapo nel mese di Luglio, tra le ore 10 e 14, in punti con e senza rinnovazione. Le plantule sono risultate crescere in condizioni di ombra, interrotta frequentemente da brevi *sunflecks*. Gli spettri corrispondenti a condizioni di luce e ombra sono apparsi molto differenti, sia in termini qualitativi sia quantitativi. Pertanto, il Platano orientale non risulta essere realmente eliofilo, come descritto in letteratura. Come molte specie sciafile, le plantule mancano di un ciclo completo delle xantofille mentre

una transiente pubescenza fogliare risulta essere l'unica protezione contro l'eccesso di luce.

I risultati di questa ricerca mostrano la necessità di analizzare i requisiti luminosi delle singole specie forestali per definire le migliori condizioni luminose, in termini di intensità e qualità, per la propagazione artificiale.

REFERENCES

- Bisba A., Petropoulou Y., Manetas Y., 2006 – *The transiently pubescent young leaves of plane (Platanus orientalis) are deficient in photodissipative capacity*. *Physiologia plantarum*, 101: 372-378.
- Caruso G., Gangale C., Uzunov D., Pignotti L., 2008 – *Chorology of Platanus orientalis (Platanaceae) in Calabria (S Italy)*. *Phytologia balcanica*, 14 (1): 51-56, Sofia.
- Nikolakaki S.E., Hajage H.M., 2001 – *Phenology of flowering of the evergreen oriental planes (Platanus orientalis Var. cretica) endemic in the island of Crete*. *Forest genetics*, 8 (3): 233-236.
- Panetsos K.P., 1984 – *Genetics and breeding of the genus Platanus*. Reunion Agrimed, Antibes 29-30/10/1984.
- Pignatti S., 1982 – *Flora d'Italia*. Vol.1. Edagricole, Bologna.
- Tutin T.G., Burges N.A., Chater A.O., Edmondson J.R., Heywood V.H., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M., Webb D.A., 1993 – *Flora europea*. Ed.2, vol.1. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Zangheri P., 1986 – *Flora italica*. Vol. 1. Cedam, Padova.

RESTORING OAK FOREST, WOODLANDS AND SAVANNAHS USING MODERN SILVICULTURAL ANALOGS TO HISTORIC CULTURAL FIRE REGIMES

Daniel C. Dey¹, Richard P. Guyette², Callie J. Schweitzer³
Michael C. Stambaugh², John M. Kabrick¹

¹U.S.D.A. Forest Service Northern Research Station, 202 Anheuser Busch Natural Resources Bldg., Columbia, MO, USA; DDey@fs.fed.us

²University of Missouri, The School of Natural Resources, The Department of Forestry, 203 Anheuser Busch Natural Resources Bldg., Columbia, USA

³U.S.D.A. Forest Service Southern Research Station, Huntsville, AL, USA

Variability in historic fire regimes in eastern North America resulted in an array of oak savannahs, woodlands and forests that were dominant vegetation types throughout the region. In the past century, once abundant savannahs and woodlands have become scarce due to conversion to agriculture, or development of forest structure in the absence of fire. In addition, the future dominance of oak forests is uncertain due to chronic low regeneration potential of oak across the region and insufficient overstory recruitment.

Restoration of oak savannahs and woodlands, and sustaining oak forests are primary goals for land management agencies and conservation organizations. Insights learned from fire history research can be used to guide silviculture prescriptions to achieve these goals. Restoration of oak savannahs and woodlands requires a long-term regimen of prescribed burning, but it takes a combination of prescribed fire, timber harvesting and forest thinning to efficiently produce desired structure and composition. Sustaining oak savannahs and woodlands requires an occasional longer fire-free period to allow for replacement of the overstory by recruitment of trees from the reserve of oak sprouts that have accumulated in the understory.

Prescribed fire is useful for sustaining oak forests, but it must be used judiciously to minimize timber damage and decreases in value. Integrating fire in a silvicultural prescription that uses the shelterwood regeneration method to promote competitive oak reproduction has been successfully applied in the eastern US to sustain oak forests.

Restoration of oak ecosystems is possible but requires innovative combinations of traditional practices, including prescribed burning.

Keywords: sustainability, silviculture, fire, regeneration, recruitment.

Parole chiave: sostenibilità, selvicoltura, fuoco, rigenerazione, selezione.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-dcd-res>

1. Introduction

Today, the high level of concern for conservation and restoration of oak-dominated ecosystems may seem odd given that oak occurs on 78.5 million hectares of forest lands in the eastern U.S. and accounts for 51% of all such land (Smith *et al.*, 2009).

However, the widespread recognition of oak regeneration failure is sounding the alarm for the continued loss and inability to sustain this genus that is highly prized both for its economic and ecological values. Oak forests, woodlands and savannahs are important for conserving the biodiversity of plants and animals and to ensure ecosystem resilience to future biotic outbreaks and environmental stresses.

Since the commencement of fire suppression on a national level beginning in about the 1930s (1) oak regeneration failures have been increasingly and widely reported, (2) succession to other species is common in managed or preserved (old growth) oak forests, and (3)

declines in landscape diversity are ongoing due to the dramatic loss of oak savannahs and woodlands, and increase in maturing forests.

There are less than 1% of the original oak savannahs remaining (Nuzzo, 1986) and woodlands are greatly diminished due to conversion to agriculture and succession to forest structure wrought by increasing tree density and development of multi-storied tree canopies in the absence of fire (Hanberry *et al.*, 2014). There is an urgent need for silvicultural prescriptions for sustaining oak forests and restoring oak savannahs and woodlands in the eastern U.S.

2. History of fire and development of modern oak forests

Historic fire regimes in eastern North America have been intricately linked with humans and climate, and resulted in an array of oak savannahs, woodlands and forests distributed for thousands of years throughout

eastern North America (Beerling and Osborne, 2006; Guyette *et al.*, 2002, 2012). The abundance of oak was greatly increased about 4,000 years ago following the development of agriculture in the eastern U.S., promoted by the increasing influence of Native American populations and their use of fire (Delcourt and Delcourt, 1997, 1998). There was substantial spatial variability across the U.S. in the frequency of fire in the historic period that was modified by climate (Guyette *et al.*, 2012). Over much of the modern range of oak species, fire was frequent (annual to every 20 years) in the historic period (circa 1650-1850). Historic fire also varied temporally being influenced by changing human land use and culture, topography, and vegetation (Guyette *et al.*, 2002).

General characteristics of fire history over the past 350 years include (based on e.g., Dey and Guyette, 2000; Guyette and Spetich, 2003; Guyette *et al.*, 2003; Stambaugh *et al.*, 2006; Stambaugh *et al.*, 2011; Brose *et al.*, 2013):

- during the latter Native American period:
 - relatively frequent fire (5 to 20+ years) with variable (e.g., 1-40 years) fire-free periods,
 - dormant season fires (i.e., August to March),
 - mixed-severity fire regimes dominated by low intensity surface fires, with less frequent (every 10-30 years) moderate to high severity fires that probably burned in droughty years;
- during the early European settlement period:
 - increased fire frequency (e.g., annual to 3 years) with decreased variability in fire-free periods;
 - dormant season fires (i.e., August to March):
 - mixed-severity fire regimes dominated by low intensity surface fires,
 - greater portions of the landscape burning in any given year;
- during the modern European period:
 - significant reduction in fire occurrence following adoption of fire suppression programs,
 - low intensity, small-scale wildfires in dormant season (August to April),
 - extremely long fire-free periods that exceed the maximum longevity of dominant tree species,
 - infrequent use of prescribed burning largely for ecosystem restoration on smaller parcels,
 - it is during this period that most modern oak forests began to advance into maturity.

3. Fire regime and woody structure of ecosystems

The frequency, intensity and seasonality of fire are major determinants of woody structure in the eastern U.S. Annual to near-annual fires are necessary to retard development of woody structure and maintain prairies (Anderson, 1983, 2006; Nelson, 2010). Fire-free periods of from 10 to 30 years permit trees to grow large enough in diameter and develop sufficient bark thickness to make them resistant to mortality or topkill of the shoot by fire. Savannah structure develops with decreasing fire frequency and intensity, and increased variability in fire-free periods, including extended periods without fire.

Woodlands (both open and closed) develop with continued decreases in fire frequency and intensity, and increased frequency and duration of fire-free periods. Forest structure occurs on portions of the landscape that burn infrequently enough to permit development of high stem density and multiple canopy layers. Landscapes that once were intricate mosaics of diverse natural communities that spanned the structural gradient from prairie to forest have become more homogeneous after decades of fire suppression in the eastern U.S. (Schulte *et al.*, 2007; Hanberry *et al.*, 2012, 2014a,b,c). The region is dominated by maturing forests where lands have escaped development (Shifley and Thompson, 2011; Shifley *et al.*, 2012).

Low intensity fires are usually able to cause mortality or topkill in hardwood stems < 12 cm dbh, almost regardless of species (Arthur *et al.*, 2012). A single fire of this intensity is able to eliminate the midstory canopy layer and may cause single tree gaps in the main canopy (Hutchinson *et al.*, 2005). Higher intensity fires, or fires that occur when woody plants are actively growing (late spring-early summer) are more lethal than those that burn in the dormant season (Hutchinson, 2006; Brose *et al.*, 2013). They are needed to kill the stems of larger diameter hardwoods. Thus, low intensity fires are effective for creating a closed woodland structure, but more severe fires are needed to create open woodland or savannah structures. Fire severity can be increased by burning when weather and fuel conditions foster higher temperatures of longer duration, especially when plants are more vulnerable.

4. Oak's adaptations to fire

Oak species have several traits that promote their survival and competitiveness where fires are part of the disturbance regime. Oak cotyledons and numerous dormant buds at the root collar are often buried in the soil, which protects them from the heat of fire because soil is a poor conductor of heat (Iverson and Hutchinson, 2002; Iverson *et al.*, 2004).

Acorns are desired food for several species of wildlife such as squirrels (*Sciurus* sp.) and blue jays (*Cyanocitta cristata*) that cache seed in the soil, increasing the likelihood that acorns will be protected from fire by soil burial. Oak seedlings preferentially allocate carbohydrates to root growth (Johnson *et al.*, 2009), which increases the probability that there will be a ready energy supply to support rapid sprout growth in the event that the parent stem is killed by fire. Therefore, through repeated cycles of shoot topkill and resprouting in the presence of adequate light, oak seedlings can develop large root systems and increase their competitiveness when a regeneration releasing disturbance does occur.

However, acorns and small oak seedlings (e.g., <10mm in basal diameter) are highly susceptible to death by even low intensity fires (Johnson, 1974; Auchmoody and Smith, 1993). As oak seedlings grow into the sapling, pole and sawtimber size classes, their bark increases in thickness relatively more rapidly and to greater thicknesses than many competing species,

which confers greater protection to cambial tissues from the heat of fire (Harmon, 1984; Sutherland and Smith, 2000). Species in the white oak group (Section *Quercus*) are also known for their superior ability to compartmentalize fire injuries and limit decay development (Smith and Sutherland, 1999; Sutherland and Smith, 2000). In contrast, red oak group species (Section *Lobatae*) are relatively susceptible to decay following fire injury (Nelson *et al.*, 1933; Berry, 1969; U.S. Forest Service, 1967).

Oaks have several adaptations that indirectly favor their dominance because they allow oaks to persist on droughty sites of low fertility. These sites are more prone to burning, both historically and under prescribed conditions, and they are more restrictive to oak's competition.

5. Fires purpose and use varies by management goal

Oak ecosystem management can be categorized into two classes that differ in their strategic goals and outcomes. Oak ecosystems can be managed as forests that are meant to produce a variety of ecological services and traditional economic commodity products such as sawtimber and veneer, or they can be managed to restore historic natural communities such as woodlands and savannahs.

In the first case, fire is not needed to sustain forest systems, but it may have a beneficial and ecologically relevant role in managing oak forests. In forest management, fire can be thought of as a tool that may promote oak regeneration and recruitment into the overstory if it occurs at a strategic time in stand development. Fire at the wrong time has the potential to cause high levels of damage to trees, product devaluation, and failure to achieve major management goals. In the latter case, fire is an essential element of the disturbance regime that is necessary for the creation and maintenance of oak natural communities. The emphasis here is more on ecosystem goods and services and values such as landscape diversity, native biodiversity, wildlife habitat quality and ecosystem resilience. In woodland and savannah management, fire damage to trees and devaluation of wood products is of lesser concern, although prudent managers will not wantonly cause unnecessary damage to trees that may have adverse impacts on the economic viability of restoration prescriptions or that may cause negative ecological consequences such as excessive mortality of overstory trees.

The strategic management direction determines whether using fire is appropriate and defines the specific timing and nature of fire required to produce desirable outcomes.

6. Combining fire and regeneration methods

When regenerating oak in forests it is essential that competing vegetation be controlled so that oak seedlings can develop into competitive individuals capable of achieving codominance at the time of canopy closure, i.e., the beginning of the stem exclusion stage of development in the new forest. Oak

stump sprouts are highly competitive and often account for the majority of dominant oaks in the stem exclusion stage (Beck and Hooper, 1986; Gould *et al.*, 2002; Morrissey *et al.*, 2008), but not all oak stumps that result from harvesting produce sprouts (e.g., Johnson, 1977; Weigel *et al.*, 2011), which is why emphasis is placed on development of large oak advance reproduction in the understory to sustain desired oak stocking in the future stand (Johnson *et al.*, 2009).

In general, the single-tree selection method is not recommended for oak regeneration (Johnson *et al.*, 2009). It usually accelerates succession toward and dominance of species more shade tolerant than oaks. There is some evidence on xeric sites that uneven-aged management may be able to sustain oak forests, primarily those dominated by the more shade tolerant white oaks (Section *Quercus*) (Johnson *et al.*, 2009). Prescribed burning as a method to promote oak seedling development by control of competing vegetation has limited usefulness in combination with the single-tree selection method, which simultaneously regenerates oak seedlings while promoting recruitment into the overstory through development of saplings and pole-sized trees. Oaks in the sapling and pole-size classes are vulnerable to basal stem wounding by fire, have reduced diameter growth and, hence, slower wound closure rates in the shade of a partial overstory, and wounded trees have higher probability of extensive decay development in the lower log because they exist in stands for decades before they are large enough to be harvested. The use of the group selection method is more likely to regenerate oak if large oak advance reproduction are present at harvest and competing vegetation is controlled. Prescribed fire with this method has limitations because burning the group openings, which are scattered in a matrix of forests managed by single-tree selection, is complicated and expensive. There are more efficient and affordable mechanical or chemical methods of controlling competing vegetation in group openings.

Even-aged methods are more commonly recommended for managing oak forests, but without control of competing vegetation they often result in oak regeneration failure. Clearcutting is only done when the combined regeneration potential of oak advance reproduction and stump sprouts is sufficient to achieve desired oak stocking levels. Prescribed burning after clearcutting is an excellent way to control competing vegetation and improve the relative dominance of oak reproduction. Small oak seedlings (<6mm basal diameter) are susceptible to fire mortality, but larger oak seedlings have increasing higher probabilities of responding to fire topkill of the shoot by vigorous sprouting (Dey and Hartman, 2005). Repeated prescribed burning (e.g., every 3 to 5 years) can be used to promote oak regeneration competitiveness in open environments. When oak reproduction is sufficiently competitive and competing vegetation has been reduced, then a fire-free period is needed to allow oaks to recruit into the overstory.

Monitoring the status of oaks during the stem exclusion stage may indicate that stand thinning is required to

maintain desired stocking of dominant oaks. Prescribed burning to thin sapling-sized stands is a poor choice because fire is indiscriminant in what trees are topkilled, there is less control over stand stocking and spatial arrangement of surviving trees, fire can scar residual trees, and it is difficult to conduct prescribed burns in such stands. There are limited times during the year that dense sapling stands can be effectively burned due to undesirable fuel conditions, i.e., low fine fuel loading, and unfavorable weather conditions, i.e., high fuel moisture content, high humidity, and low wind speeds within these stands. Mechanical or chemical thinning using the crop tree system (Miller *et al.*, 2007) is a good way to maintain oak dominance in maturing stands.

Many oak forests in the eastern U.S. have low oak regeneration potential because large diameter (>25cm dbh), mature (>80 years old) oak trees are less likely to produce stump sprouts, and oak advance reproduction is absent or small (e.g., 4-6mm basal diameter and 15 cm in height). In such situations, the shelterwood method is often recommended to develop adequate densities of large oak advance reproduction (Johnson *et al.*, 2009). The method is flexible and can be adapted to differing site conditions and mixes of competing species, and is capable of providing a wide range of microclimate in the regeneration layer by regulating overstory density and stand structure. Prescribed burning is useful for controlling high density, small-diameter competing woody vegetation. Brose *et al.* (2008, 2013) provided guidance for combining prescribed burning with the shelterwood method to promote oak regeneration. The role of fire in implementing the shelterwood method is limited to control of competing vegetation in the regeneration layer, it is a poor tool for managing overstory density as it takes substantially higher fire intensity to kill overstory trees, and there is less control over residual stand stocking and spatial arrangement of surviving trees. Managing overstory structure is best conducted by timber harvesting or application of herbicides by stem injection. Harvesting permits recovery of wood products and generation of revenues to help offset the cost of site preparation and competition control. The timing of prescribed burning is important in promoting oak regeneration. Acorns and small oak seedlings are vulnerable to fire mortality. Fire can be applied in mature stands that lack oak advance reproduction and before acorn dispersal to prepare the site for oak seedling establishment by reducing overly thick litter layers, reducing seed bank supply and decreasing woody competition in the mid and understory. In the presence of small oak advance reproduction, the initial shelterwood harvest increases light in the understory and stimulates growth of oak advance reproduction, as it does the competition. For 2-3 years, oak reproduction benefit from increased light and develop larger root systems, increasing in sprouting capacity. Fire may be used at this time to release the oak reproduction from competition if oak seedlings are large enough in basal diameter (e.g., >10mm). Otherwise, removal of the shelterwood provides an

additional mechanical release that may be followed by prescribed burning in 2-3 years when oak seedlings are larger. Hotter, more intense fires conducted in the growing season, i.e., late spring-early summer, improve relative oak competitiveness when there is adequate large oak reproduction (Brose *et al.*, 2013).

7. Restoration of oak savannahs and woodlands

Restoration of oak savannahs or woodlands usually begins with a forest state because of the densification of these former natural communities in the absence of fire (Hanberry *et al.*, 2012, 2014a,b,c). The main objectives in savannah and woodland restoration are to reduce tree density and reintroduce fire. The greatest positive response in native ground flora diversity is when stand density is reduced significantly in conjunction with prescribed burning (Hutchinson *et al.*, 2005; Hutchinson, 2006; Waldrop *et al.*, 2008; Kinkead *et al.*, 2013). Prescribed burning with low intensity dormant season fires is effective for creating closed woodland structure and improves the native diversity of ground flora (Kinkead *et al.*, 2013). More intense fires are needed to kill enough overstory trees to restore open woodland or savannah structure. Generally, this is more effectively done by timber harvesting using the shelterwood method. In a traditional forestry context, the shelterwood is meant to create a favorable environment for desirable tree reproduction without aggravating the level of competition to the detriment of the desired tree species. In the restoration of savannahs and woodlands, regulating density of the shelterwood is driven by the environmental needs of the desired ground flora species. The shelterwood canopy may be reduced in stages through several harvests but the final desired stocking for a savannah or open woodland is retained for long periods. Fire is a recurring necessary disturbance in maintaining savannahs and woodlands and the specifics in fire prescriptions is driven by controlling encroachment by woody species and by the ecological and physiological needs of the desired plant species indicative of the natural community. For example, grass dominated ground flora require low tree canopy cover (<50% crown cover) and frequent to annual burning (Anderson *et al.*, 1999; Nelson, 2010; Mayer and Khalyani, 2011; Starver *et al.*, 2011). Forbs and legumes can be favoured by summer burning (Nelson, 2010). Increasing tree crown cover favours more shade tolerant species. Maximum plant diversity often occurs in the heterogeneous environments characteristic of savannahs (Leach and Givnish, 1999; Peterson and Reich, 2008).

8. Conclusion

Prescribed fire can be incorporated with traditional silvicultural practices to mimic historic disturbances that once promoted oak natural communities (savannah, woodland, forest). The role of fire varies by management goal, i.e., forest management for commodity products and other ecological and social amenities, or

natural community management for conserving native biodiversity, increasing landscape resilience, diversifying ecosystem goods and services and improving wildlife habitat. In forest management, fire has a lesser role than in the past and can be viewed more as a tool that is used at judicious times in preparing for regeneration and ensuring oak's dominance through stand initiation. It has a historical and ecological basis in promoting oak dominance, but other modern treatments are more efficient and effective in managing the overstory and producing forest products. A variety of traditional silvicultural regeneration methods are able to emulate natural fire-driven stand disturbances and dynamics. Fire still has a role to play in preparing sites for oak seedling establishment and in controlling competing vegetation as oak regeneration develops the ability to maintain its dominance in young stands. However, once oak is able to maintain its dominance in maturing stands, then fire becomes a liability because it increases the risk of volume and value loss due to wood decay following fire injury or mortality. In contrast, recurring fire is essential in the creation and maintenance of oak savannah and woodland communities. It is needed to retard the encroachment of woody species, and to promote the diversity, abundance and reproductive capacity of native ground flora that are dependent on fire. Knowledge of fire history combined with an understanding of ecological requirements and competitive stand dynamics are integral for developing detailed silvicultural prescriptions for specific site conditions and range of management goals. Monitoring the vegetation is key to adapting silvicultural practices and use of fire to achieve the desired outcomes in forest, woodland and savannah management.

RIASSUNTO

Restauro delle savane e dei boschi di quercia utilizzando le moderne conoscenze derivanti dalla ricerca sulla storia degli incendi

Nel corso della storia il regime variabile degli incendi nell'America nord-orientale ha provocato la formazione di una serie di savane a quercia, che nel passato rappresentavano il tipo forestale dominante in tutta la regione. Nel secolo scorso, queste formazioni si sono rarefatte sia per la conversione del suolo all'agricoltura sia per l'evoluzione della struttura forestale in assenza di incendi. Il futuro di queste formazioni è inoltre incerto per la scarso potenziale di rinnovazione naturale della quercia. Per questi motivi la conservazione e il restauro delle savane e dei boschi di quercia sono obiettivi primari per gli enti di gestione del territorio e le agenzie per la conservazione della natura. Le conoscenze derivanti dalla ricerca sulla storia degli incendi possono essere usate per definire linee guida selvicolturali per raggiungere questi obiettivi. Il restauro delle savane e dei boschi di querce richiede un regime di fuoco prescritto di lungo termine, associato a prelievi legnosi e

diradamenti per indirizzare la foresta verso la struttura e la composizione desiderata. È poi necessario un periodo esente da incendi occasionali, per consentire il reclutamento di nuovi individui dalla riserva di polloni che si sono accumulati nel piano inferiore. Il fuoco prescritto è utile ma deve essere usato razionalmente per ridurre al minimo i danni al soprassuolo. Associato a schemi selvicolturali basati sul trattamento a tagli successivi, il fuoco prescritto è stato impiegato con successo per la conservazione e la promozione delle foreste di quercia degli Stati Uniti orientali.

BIBLIOGRAPHY

- Anderson R.C., 1983 – *The eastern prairie-forest transition - an overview*. In R. Brewer, ed. Proceedings of the 8th North American Prairie conference, Kalamazoo, MI: Western Michigan University, pp. 86-92.
- Anderson R.C., 2006 – *Evolution and origin of the central grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers*. Journal of the Torrey Botanical Society, 133 (4): 626-647.
[http://dx.doi.org/10.3159/10955674\(2006\)133\[626:EAOOTC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.3159/10955674(2006)133[626:EAOOTC]2.0.CO;2)
- Arthur M.A., Alexander H.D., Dey D.C., Schweitzer, C.J., Loftis D.L., 2012 – *Refining the oak-fire hypothesis for management of oak-dominated forests of the Eastern United States*. Journal of Forestry, 110: 257-266. <http://dx.doi.org/10.5849/jof.11-080>
- Auchmoody L.R., Smith H.C., 1993 – *Survival of acorns after fall burning*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-678, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA, p. 5.
- Beck D.E., Hooper R.M., 1986 – *Development of a southern Appalachian hardwood stand after clear-cutting*. Southern Journal of Applied Forestry, 10: 168-172.
- Beerling D.J., Osborne C.P., 2006 – *The origin of the savanna biome*. Global Change Biology, 12: 2023-2031.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x>
- Brose P.H., Dey D.C., Guyette R.P., Marschall J.M., Stambaugh M.C., 2013 – *The influences of drought and humans on the fire regimes of northern Pennsylvania, USA*. Canadian Journal of Forest Research, 43: 757-767.
<http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2012-0463>
- Brose P.H., Gottschalk K.W., Horsley S.B., Knopp P.D., Kochenderfer J.N., McGuinness B.J., Miller G.W., et al., 2008 – *Prescribing regeneration treatments for mixed-oak forests in the Mid-Atlantic region*. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NRS-33, Northern Research Station, Newtown Road, PA. p. 100.
- Delcourt H.R., Delcourt P.A., 1997 – *Pre-Columbian Native American use of fire on southern Appalachian landscapes*. Conservation Biology, 11: 1010-1014.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96338.x>
- Delcourt P.A., Delcourt H.R., 1998 – *The influence of prehistoric human-set fires on oak-chestnut forests in the southern Appalachians*. Castanea, 63 (3): 337-345.

- Dey D.C., Guyette R.P., 2000 – *Anthropogenic fire history and red oak forests in south-central Ontario*. The Forestry Chronicle, 76 (2): 339-347.
<http://dx.doi.org/10.5558/tfc76339-2>
- Dey D.C., Hartman G., 2005 – *Returning fire to Ozark Highland forest ecosystems: Effects on advance regeneration*. Forest Ecology and Management, 217: 37-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.002>
- Gould P.J., Steiner K.C., Finley J.C., McDill M.E., 2002 – *Regenerating mixed oak stands in Pennsylvania: A quarter-century perspective*. In: USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NC-234, North Central Research Station, St. Paul, MN, pp 254-258.
- Guyette R.P., Spetich M.A., 2003 – *Fire history of oak-pine forests in the lower Boston Mountains, Arkansas, USA*. Forest Ecology and Management, 180: 463-474.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00613-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00613-8)
- Guyette R.P., Dey D.C., Stambaugh M.C., 2003 – *Fire and human history of a barren-forest mosaic in southern Indiana*. American Midland Naturalist, 149: 21-34.
[http://dx.doi.org/10.1674/00030031\(2003\)149\[0021:FAHHOA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1674/00030031(2003)149[0021:FAHHOA]2.0.CO;2)
- Guyette R.P., Muzika R.M., Dey D.C., 2002 – *Dynamics of an anthropogenic fire regime*. Ecosystems, 5: 472-478.
- Guyette R.P., Stambaugh M.C., Dey D.C., Muzika R.M., 2012 – *Predicting fire frequency with chemistry and climate*. Ecosystems, 15: 322-335.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-011-9512-0>
- Hanberry B.B., Dey D.C., He H.S., 2012 – *Regime shifts and weakened environmental gradients in open oak and pine ecosystems*. PLoS ONE, 7 (7): e41337.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041337>
- Hanberry B.B., Dey D.C., He H.S., 2014b – *The history of widespread decrease in oak dominance exemplified in a grassland-forest landscape*. Science of the Total Environment, 476-477: 591-600.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.048>
- Hanberry B.B., Kabrick J.M., He H.S., 2014a – *Changing tree composition by life history strategy in a grassland-forest landscape*. Ecosphere, 5 (3): 34.
<http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00345.1>
- Hanberry B.B., Kabrick J.M., He H.S., 2014c – *Densification and state transition across the Missouri Ozarks landscape*. Ecosystems, 17: 66-81.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-013-9707-7>
- Harmon M.E., 1984 – *Survival of trees after low-intensity surface fires in the Great Smokey Mountains National Park*. Ecology, 65: 796-802.
<http://dx.doi.org/10.2307/1938052>
- Hutchinson T.F., 2006 – *Fire and the herbaceous layer in eastern oak forests*. In General Technical Report NRS-P-1. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, pp. 136-149.
- Hutchinson T.F., Boerner R.E.J., Sutherland S., Sutherland E.K., Ortt M., Iverson L.R., 2005 – *Prescribed fire effects on the herbaceous layer of mixed-oak forests*. Canadian Journal of Forest Research, 35: 877-890.
<http://dx.doi.org/10.1139/x04-189>
- Iverson L.R., Hutchinson T.F., 2002 – *Soil temperature and moisture fluctuations during and after prescribed fire in mixed-oak forests, USA*. Natural Areas Journal, 22: 296-304.
- Iverson L.R., Yaussy D.A., Rebbeck J., Hutchinson T.F., Long R.P., Prasad A.M., 2004 – *A comparison of thermocouples and temperature paints to monitor spatial and temporal characteristics of landscape-scale prescribed fires*. International Journal of Wildland Fire, 13: 311-322.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF03063>
- Johnson P.S., 1974 – *Survival and growth of northern red oak seedlings following a prescribed burn*. USDA For. Serv., Res. Note NC-177, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, MN, p 3.
- Johnson P.S., 1977 – *Predicting oak stump sprouting and sprout development in the Missouri Ozarks*. USDA For. Serv., Res. Pap. NC-149, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, MN, p. 11.
- Johnson P.S., Shifley S.R., Rogers R., 2009 – *The ecology and silviculture of oaks*. 2nd edition. Cambridge, MA. CABI.
<http://dx.doi.org/10.1079/9781845934743.0000>
- Kinthead C.O., Kabrick J.M., Stambaugh M.C., Grabner K.W., 2013 – *Changes to oak woodland stand structure and ground flora composition caused by thinning and burning*. In: General Technical Report NRS-P-117. Newtown Square, PA: USDA Forest Service Northern Research Station, pp. 373-383.
- Leach M.K., Givnish T.J., 1999 – *Gradients in the composition, structure, and diversity of remnant oak savannahs in southern Wisconsin*. Ecological Monographs, 69 (3): 353-374.
[http://dx.doi.org/10.1890/00129615\(1999\)069\[0353:GTCSA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/00129615(1999)069[0353:GTCSA]2.0.CO;2)
- Mayer A.L., Khalyani A.H., 2011 – *Grass trumps trees with fire*. Science, 334: 188-189.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1213908>
- McShea W.J., Healy W.M., 2002 – *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Baltimore, MD: The Johns Hopkins University Press.
- Miller G.W., Stringer J.W., Mercker D.C., 2007 – *Technical guide to crop tree release in hardwood forests*. University Tennessee Extension PB 1774, Knoxville, TN, p. 23.
- Morrissey R.C., Jacobs D.F., Seifert J.R., Fischer B.C., Kershaw J.A., 2008 – *Competitive success of natural oak regeneration in clearcuts during the stem exclusion stage*. Canadian Journal of Forest Research 38: 1419-1430. <http://dx.doi.org/10.1139/X08-018>
- Nelson P.W., 2010 – *The terrestrial natural communities of Missouri*. Jefferson City, MO: Missouri Natural Areas Committee, p. 550.
- Nuzzo V.A., 1986 – *Extent and status of Midwest oak savanna: presettlement and 1985*. Natural Areas Journal, 6: 6-36.
- Peterson D.W., Reich P.B., 2008 – *Fire frequency and tree canopy structure influence plant species diversity in a forest-grassland ecotone*. Plant Ecology, 194: 5-16.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-007-9270-4>

- Pyne S.J., 1982 – *Fire in America*. Princeton, NJ: Princeton Univ. Press.
- Schulte L.A., Mladenoff D.J., Crow T.R., Merrick L.C., Cleland D.T., 2007 – *Homogenization of northern U.S. Great Lakes forests due to land use*. *Landscape Ecology*, 22: 1089-1103.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-007-9095-5>
<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-007-9112-8>
- Shifley S.R., Thompson III F.R., 2011 – *Chapter 6 spatial and temporal patterns in the amount of young forests and implications for biodiversity*. In C.H. Greenberg, B.S. Collins and F.R. Thompson III (eds.). *Sustaining young forests communities ecology and management of early successional habitats in the Central Hardwood Region, USA*, Springer. New York, NY, pp. 73-95
- Shifley S.R., Aquilar F.X., Song N., Stewart S.I., Susan I., Nowak D.J., Gormanson, D.D., Moser W.K., Wormstead S., Greenfield E.J., 2012 – *Forests of the northern United States*. General Technical Report NRS-90. USDA Forest Service Northern Research Station, p. 202.
- Smith K.T., Sutherland E.K., 1999 – *Fire-scar formation and compartmentalization in oak*. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 166-171.
<http://dx.doi.org/10.1139/x98-194>
- Smith W.B., Miles P.D., Perry C.H., Pugh S.A., 2009 – *Forest resources of the United States, 2007*. General Technical Report WO-78. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington Office, p. 336.
- Stambaugh M.C., Guyette R.P., McMurry E.R., Dey D.C., 2006 – *Fire history at the eastern Great Plains margin, Missouri River Loess Hills*. *Great Plains Research*, 16: 149-159.
- Stambaugh M.C., Sparks J., Guyette R.P., Willson G., 2011 – *Fire history of a relict oak woodland in northeast Texas*. *Rangeland Ecology and Management*, 64: 419-423. <http://dx.doi.org/10.2111/REM-D-10-00128.1>
- Starver A.C., Archibald S., Levin S.A., 2011 – *The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states*. *Science*, 334: 230-232.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1210465>
- Sutherland E.K., Smith K.T., 2000 – *Resistance is not futile: the response of hardwoods to fire-caused wounding*. In: Yaussy D.A., comp. *Proceedings of the workshop on fire, people, and the central hardwood landscape*. 2000 March 13-14; Richmond, KY. General Technical Report NE-274. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, pp. 111-115.
- U.S. Forest Service, 1967 – *Comparative decay resistance of heartwood of native species*. Research Note FPL-0153. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, p. 2.
- Waldrop T.A., Yaussy D.A., Phillips R.J., Hutchinson T.F., Brudnak L., Boerner R.E.J., 2008 – *Fuel reduction treatments affect stand structure of hardwood forests in western North Carolina and southern Ohio, USA*. *Forest Ecology and Management*, 255: 3117-3129.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.010>
- Weigel D.R., Dey D.C., Peng C.J., 2011 – *Stump sprout dominance probabilities of five oak species in southern Indiana 20 years after clearcut harvesting*. In: *Proc. 17th Central hardwood forest conference*, 2010 April 5–7, Lexington, KY, Fei, S., J.M. Lhotka, J.W. Stringer, K.W. Gottschalk, and G.W. Miller (eds.). USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NRS-P-78, Northern Research Station, Newtown Square, PA, pp. 10-22.
- Whitney G.G., 1994 – *From coastal wilderness to fruited plain*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- Williams M., 1998 – *Americans & their forests a historical geography*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.

IL DECLINO DEI SOPRASSUOLI DI QUERCE NEL SUD ITALIA: IL CASO DI STUDIO DEL BOSCO DI GORGOGNONE

Tiziana Gentilesca¹, Ippolito Camele¹, Michele Colangelo¹, Marco Lauteri²
Antonio Lapolla¹, Francesco Ripullone¹

¹Scuola di Scienze Agrarie, Forestali, Alimentari ed Ambientali, Università degli studi della Basilicata, Potenza; francesco.ripullone@unibas.it

²Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale, CNR, Porano (TR)

Il declino delle foreste indotto dai cambiamenti climatici è un fenomeno che interessa diverse specie in Italia, tra cui anche quelle del genere *Quercus*. Recentemente è iniziato in Basilicata uno studio su un soprassuolo misto di *Q. cerris* e *Q. pubescens* che presenta evidenti sintomi di deperimento. Dopo aver censito le piante secondo una classificazione sintomatologica basata su scala visuale, sono state selezionate 15 coppie di piante sane e deperienti, da cui sono state prelevate carote legnose e campioni fogliari. L'obiettivo è stato delineare, tramite indagini dendrocronologica, dendro-anatomica e isotopica, il profilo delle piante in deperimento identificando il periodo in cui si è verificato il declino, gli effetti sui parametri dendro-anatomici strettamente legati alla vulnerabilità xilematica e la risposta ecofisiologica.

I pattern di accrescimento evidenziano una riduzione del tasso di crescita nelle piante deperienti rispetto a quelle sane, a partire dal 2000, coinciso con il susseguirsi di una serie di annate particolarmente siccitose (meno di 400 mm di pioggia annuale). In tale periodo si evidenzia anche, nelle piante deperienti, un forte calo di produzione del legno tardivo ed una riduzione nella produzione di vasi di conduzione nel legno primaverile che, con molta probabilità, ne ha compromesso la funzionalità idraulica predisponendole al declino. Contrariamente a quanto atteso, le analisi isotopiche del carbonio e dell'azoto a livello fogliare, non evidenziano particolari differenze nella risposta ecofisiologica tra piante sane e deperienti. In conclusione, i primi risultati di questo studio confermerebbero l'ipotesi che gravi episodi di siccità contribuiscono ad innescare fenomeni di deperimento nel genere *Quercus* spp., che possono manifestarsi anche dopo alcuni anni, accentuati da attacchi di insetti e patogeni di debolezza.

Parole chiave: declino delle foreste, dendroecologia, isotopi, *Quercus* spp., siccità.

Keywords: dendroecology, drought, forest decline, isotopes, quantitative wood-anatomy, *Quercus* spp.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-tg-dec>

1. Introduzione

Il dibattito scientifico corrente è incentrato sullo studio dei fenomeni di deperimento e mortalità forestale, ormai largamente diffusi intorno al globo terrestre (Allen *et al.*, 2010; New Phytologist, 2015). L'aumento sostanziale degli episodi di siccità contribuisce indirettamente alla diffusione di fenomeni di declino degli alberi e delle foreste (Penuelas *et al.*, 2001; Bréda *et al.*, 2006) che, se prolungati, possono portare a disfunzioni idrauliche irreversibili fino a determinare estesi fenomeni di mortalità (Anderegg *et al.*, 2012). Le conseguenze possono essere gravi: accanto alle recenti segnalazioni in USA, tra le altre specie, di *Pinus edulis* (Adams *et al.*, 2013), *Populus* spp. (Anderegg *et al.*, 2013; Galvez *et al.*, 2013), diversi studi hanno documentato riduzioni di crescita diffusa ed episodi di mortalità anche su importanti specie dell'ambiente mediterraneo tra cui *Quercus ilex* (Peñuelas *et al.*, 2001; Lloret *et al.*, 2004), *Pinus brutia* (Sarris *et al.*,

2007), *Abies Alba* (Linares *et al.*, 2009) e *Pinus sylvestris* (Heres *et al.*, 2014; Camarero *et al.*, 2011). L'ambiente mediterraneo è uno dei più preziosi sistemi ecologici della terra, ricchissimo in termini di biodiversità ma anche con molti elementi di fragilità e quindi altamente suscettibile alle conseguenze dei cambiamenti climatici (Sitch *et al.*, 2008). In Italia la perdita di biomassa derivante da mortalità, su stima da dati di letteratura, varia tra il 31% e il 36% dell'incremento corrente annuo (Magnani e Raddi, 2014). Tra le specie segnalate particolare rilievo assume il genere *Quercus* spp, particolarmente diffuso lungo l'Appennino sia in formazioni di ceduo, sia di alto fusto. Il termine '*declino della quercia*' ha identificato, dal secolo scorso, isolati fenomeni di morte di esemplari appartenenti al genere *Quercus*, il cui quadro sintomatologico presenta una certa variabilità di sintomi, quali:

- i) microfillia e ritardata fogliazione;
- ii) rarefazione e disseccamento dei rami fino all'avvizamento della chioma;

iii) emissione di getti epicormici;
iv) fessurazione longitudinale della corteccia e colatura mucillaginosa lungo il fusto;
v) riduzione della biomassa, lesioni necrotiche e necrosi delle radici assorbenti, a livello radicale. Diversi studi hanno posto l'accento sul ruolo delle determinanti ambientali, quali la siccità (Vannini e Valentini, 1994; Amorini *et al.*, 1996; Ragazzi *et al.*, 2002), nel declino della quercia in Italia (Di Filippo *et al.*, 2010).

Inizialmente rilevato nei boschi dell'Italia nord-orientale, in cui la farnia (*Q. robur*) risultava la specie quercina maggiormente colpita, il fenomeno si è poi diffuso nelle zone centrali e meridionali colpendo principalmente il cerro (*Q. cerris*) e, in misura minore, farnetto (*Q. frainetto*) e roverella (*Q. pubescens*). Lo scenario attuale non è meramente attribuibile a fenomeni di declino a livello di singola pianta; recenti studi e segnalazioni riportano di interi soprassuoli interessati da un generale declino. Il fenomeno è presente su tutto il territorio nazionale, con differenze nei sintomi, nella velocità di evoluzione e nei fattori coinvolti. Ad esempio, in Piemonte sono interessati dal fenomeno circa 90.000 ettari di quercio-carpineti di pianura (De Ferrari *et al.*, 2011); mentre in Sicilia è il cerro di Gussone (*Quercus gussonei*), forma meridionale termofila del cerro presente sui monti Nebrodi ad essere interessato dal deperimento (Sala *et al.*, 2011). Nonostante le diverse segnalazioni registrate nelle ultime decadi, il fenomeno risulta ancora poco studiato in Italia. Comprenderne gli effetti e predirne le conseguenze su tali ecosistemi emerge come una delle più grandi sfide della ricerca scientifica, se si vuole definire opportune strategie di intervento per contenere il fenomeno e mitigare gli effetti negativi soprattutto in aree di particolare pregio ambientale. La direttrice della gestione selvicolturale applicata a seguito di monitoraggio e ricerche in ambito forestale sembra essere l'iter più diffuso per lo studio di casi simili (*i.e.* il deperimento dei quercio-carpineti della pianura piemontese e padana) e il risultato di queste sinergie ha una notevole importanza per la conservazione e lo sviluppo dei sistemi forestali (*i.e.* Sturrock *et al.*, 2011).

2. Obiettivi e sito di studio

Recentemente è iniziato uno studio multidisciplinare finanziato dal comune di Gorgoglione (Basilicata), con l'obiettivo principale di indagare sul fenomeno del deperimento, che sta interessando un bosco di querce, e per definire opportune strategie di intervento al fine di migliorare l'adattamento e la resilienza del soprassuolo.

Il bosco, esteso circa 450 ettari, di proprietà comunale, è caratterizzato da una fustaia coetaneiforme (90-100 anni), costituita prevalentemente da *Q. cerris* e *Q. pubescens* di origine agamica, su soprassuolo prevalentemente arenaceo posta a circa 800 mt s.l.m. Le prime segnalazioni sullo stato di sofferenza del bosco risalgono al 2003, quando circa il 20% delle piante dell'intera superficie forestale mostrava rilevanti sintomi di deperienza che si manifestavano con segni

di seccume apicale, distacco della corteccia, marciume radicale, instabilità delle piante (troncatura a 2/3) etc. Tale situazione aveva preoccupato notevolmente l'allora amministrazione comunale di Gorgoglione che, in considerazione del notevole valore attribuito al bosco, sede di attività sportive, turistico-ricreative, nonché per motivi di sicurezza e di incolumità dei turisti che soprattutto durante i mesi estivi utilizzano l'area e le sue strutture, decise di richiamare l'attenzione del Corpo Forestale dello Stato e degli enti di ricerca.

L'evoluzione del fenomeno ha portato alla situazione odierna, dove in alcune aree, soprattutto quelle con terreno più superficiale, poco evoluto e con scarsa fertilità, la percentuale dei soggetti coinvolti è aumentata in modo considerevole, raggiungendo percentuali superiori al 50%. Gli effetti negativi riscontrati sono principalmente a carico del cerro, che mostra una maggiore sensibilità rispetto alla roverella.

All'interno del sito sono state identificate tre aree sperimentali di circa 2000 m² ognuna e nell'estate del 2013 sono iniziati i rilievi di campo. All'interno di tali aree sono state censite tutte le piante, seguendo la normativa internazionale EEC N° 3528, che prevede una classificazione sintomatologia basata su scala visuale di deperimento e che considera 5 classi di defogliazione e decolorazione (*e.g.* 1, pianta sana; 2, danno leggero; 3, danno medio (pianta deperiente); 4, danno grave (pianta molto deperiente); 5, pianta morta).

Sono stati poi effettuati campionamenti con prelievo di carote legnose e campioni fogliari da 15 coppie di piante sane (classe I e II) e malate (classe III e IV). Le coppie campionate avevano più o meno la stessa età, le stesse dimensioni e appartenevano alla stessa classe sociale (piante dominanti).

Su tali campioni è stato condotto:

- i) uno studio dendrocronologico di lungo periodo, tramite il quale identificare il periodo di divergenza nei pattern di crescita tra piante sane e deperienti;
- ii) una caratterizzazione dendro-anatomica di breve periodo, per delineare le differenze nei tratti anatomici tra piante sane e deperienti;
- iii) un'indagine ecofisiologica intrannuale, tramite l'utilizzo degli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto a scala fogliare.

Infine si è proceduto ad un'indagine fitopatologica, prelevando campioni legnosi e fogliari da 7 piante abbattute classificate nelle classi IV e V di defogliazione, per caratterizzare la natura degli attacchi biotici in atto.

3. Principali risultati

Osservando le curve di accrescimento di piante sane e deperienti, si nota un andamento sincrono nel tempo, ed in generale una progressiva riduzione della crescita radiale, da 0,7-0,8 mm in media registrati all'inizio degli anni ottanta, a circa 0,4-0,5 mm allo stato attuale (Fig. 3). Tale riduzione progressiva è, in parte, legata al graduale invecchiamento delle piante che hanno, allo stato attuale, quasi tutte un'età compresa tra i 90 e 100 anni. Pur disponendo di cronologie che risalgono al

1920, in questo studio sono stati analizzati gli ultimi 30-40 anni, durante i quali si è manifestato il declino. Confrontando le curve di crescita, è possibile notare come tra piante sane e deperienti vi siano solo lievissime differenze sino al 2000, anno in cui inizia una differenziazione degli accrescimenti e che viene individuato verosimilmente come inizio della fase del declino, in quanto le piante deperienti cominciano a mostrare tassi di crescita costantemente più bassi rispetto alle piante sane. In diversi studi di dendrocronologia, tale periodo viene indicato come inizio del declino per numerose specie in Europa e nel mediterraneo (Rozas *et al.*, 2009; Linares e Camarero, 2009; Heres, 2014). Infatti, tra la fine degli anni novanta ed inizi del 2000 si sono succedute una serie di annate siccitose ravvicinate, in particolare il 2000 e 2001, in cui diversi ecosistemi forestali nel mediterraneo sono passati da *sink* a *source* di CO₂. Valori di precipitazioni intorno ai 350-400 mm per anno e 40 mm nel periodo estivo, hanno probabilmente di fatto indebolito le piante in maniera irreversibile, impedendone il loro “recovery” nonostante si siano verificate condizioni climatiche più favorevoli in alcune annate successive. Infatti nello studio di Di Filippo *et al.*, (2010), viene evidenziato chiaramente come la crescita radiale del cerro nell’Italia centrale aumenti in maniera progressiva fino agli inizi del 2000, per poi cominciare a decrescere dopo tale data. È stato dimostrato in più studi che nelle regioni mediterranee le querce esibiscono una risposta della crescita proporzionale soprattutto alle precipitazioni della tarda primavera o inizi d’estate (Tessier *et al.*, 1994; Di Filippo *et al.*, 2010). Coerentemente con quanto mostrato in altri studi su querce (Corcuera *et al.*, 2006), anche nel nostro caso negli anni con ridotta disponibilità idrica estiva, è stata riscontrata una forte riduzione di produzione del legno tardivo, che nella maggior parte delle piante deperienti campionate era quasi del tutto assente (Fig. 4).

Parallelamente, si è riscontrato anche un notevole calo nella produzione di vasi di conduzione nel legno primaverile delle piante deperienti rispetto alle sane (dati non mostrati). La riduzione, sia della densità che del diametro dei vasi, è indicata come sintomo di perdita di conduttività idraulica, che contribuisce in sostanza alla riduzione del vigore delle piante e con molta probabilità alla loro morte (Tulik, 2014). La notevole presenza di tille riscontrata nel lume dei vasi negli anni siccitosi (i.e. 1999, 2000 e 2001) (Fig. 4), conferma l’aumentata vulnerabilità idraulica in piante deperienti rispetto alle piante sane.

Contrariamente a quanto atteso, le analisi isotopiche del carbonio e dell’azoto a livello fogliare, non hanno evidenziato differenze significative nella risposta fotosintetica tra piante sane e deperienti. Questo è un risultato inaspettato perché, in genere piante più

sollecitate da stress abiotici, come quelle deperienti, dovrebbero mostrare una minore discriminazione isotopica in confronto a quelle sane, particolarmente in condizioni di stress idrico, come evidenziato in alcuni lavori (i.e. Ferrio *et al.*, 2003). Alcuni autori di recente hanno addirittura riscontrato una riduzione di discriminazione isotopica in piante deperienti rispetto a quelle sane su pino silvestre (Voltas *et al.*, 2013), che è un’altra specie interessata da fenomeni accentuati di declino e mortalità in Europa.

Risultati così contrastanti richiedono sicuramente ulteriori approfondimenti per definire i meccanismi fisiologici messi in atto dalle piante in fase di declino. Dall’indagine fitopatologica eseguita, non sono stati identificati fattori biotici come causa scatenante il deperimento del bosco oggetto di studio.

Gli attacchi parassitari osservati sono ascrivibili per la maggior parte a patogeni di debolezza, che si insediano in piante generalmente già sofferenti.

4. Considerazioni conclusive

I risultati ottenuti evidenziano come annate particolarmente siccitose verificatesi intorno al 2000 possano aver innescato fenomeni di declino, e che il riscontro visivo della deperienza si è reso evidente solo a partire dal 2003. In generale, la riduzione di crescita radiale è stata accompagnata da una riduzione del numero dei vasi di conduzione nel legno primaverile ed, in modo particolarmente marcato, dalla riduzione nella produzione di legno tardivo che, nel 90% delle piante in deperimento, arriva ad essere anche completamente assente. Ne consegue un aumento di vulnerabilità idraulica, con successivo intristimento di chioma, cui si accompagna il precoce avvizzimento fogliare. Il suolo superficiale e prevalentemente sabbioso, caratterizzato da scarsa ritenzione idrica, potrebbe aver influito sicuramente ad esacerbare il fenomeno del declino, così come anche gli agenti biotici rilevati nel soprassuolo che sono da considerare patogeni secondari.

Infine, la ricerca offre spunti interessanti per future indagini. Uno degli aspetti su cui val la pena approfondire gli studi riguarda nello specifico l’individuazione dei parametri anatomici del legno che segnano l’inizio del declino. In particolare i raggi parenchimatici e le variazioni dei flussi di densità sono indicati in recentissimi studi in ambiente Mediterraneo (vedi Olano *et al.*, 2012; Battipaglia *et al.*, 2013) come utili proxy delle variazioni climatiche.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano l’Amministrazione Comunale di Gorgoglione per aver finanziato il progetto di ricerca.

Tabella 1. Composizione isotopica del carbonio ($\delta^{13}\text{C}$) e dell'azoto ($\delta^{15}\text{N}$) in funzione delle classi di defogliazione (CD) da 1 (piante sane) a 4 (piante notevolmente deperienti). Nella tabella sono rappresentati i valori medi \pm errore standard.

Table 1. Carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotope composition at different defoliation classes (CD) from 1 (healthy) to 4 (highly declining) trees. Mean values \pm standard error.

<i>C.D.</i>	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
I	-28,41 \pm 0,23	-1,99 \pm 0,15
II	-28,41 \pm 0,95	-2,21 \pm 0,37
III	-27,66 \pm 0,29	-1,01 \pm 0,24
IV	-28,01 \pm 0,21	-2,10 \pm 0,24

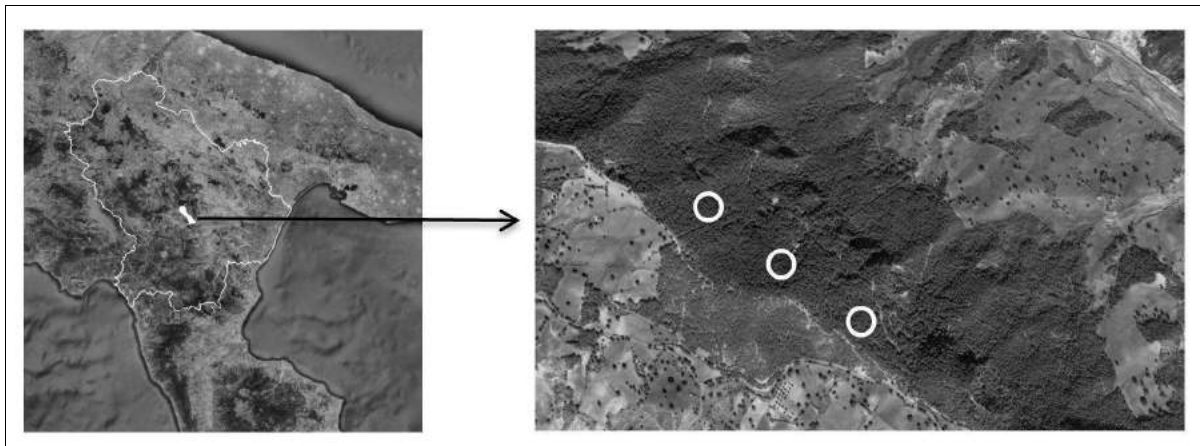


Figura 1. Localizzazione dell'area boscata in declino nel comune di Gorgoglione (Basilicata) e delle aree sperimentali in cui sono stati effettuati i campionamenti.

Figure 1. Left panel, the geographical location of decaying forest in Gorgoglione municipality territory; right panel, the three experimental (white circle) areas where sampling has been performed.



Figura 2. Querce deperienti nel bosco comunale di Gorgoglione.

Figure 2. Oak decaying trees within Gorgoglione forest.

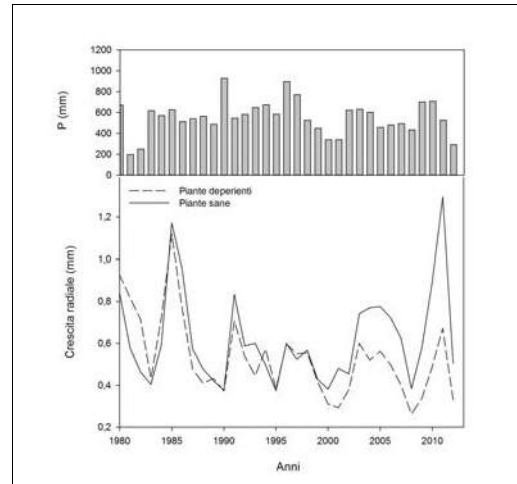


Figura 3. Variazione temporale della crescita radiale in piante deperienti e sane nel bosco di Gorgoglione comparata alle precipitazioni annuali nel periodo 1980-2013 rilevate nella stazione metereologica più vicina al sito di studio (Guardia Perticara).

Figure 3. Temporal variability of tree rings width in decaying (broken line) and non decaying (solid line) trees at the Gorgoglione forest as compared with annual precipitation in the study area from 1980 to 2013 (the histograms represent the mean annual precipitation at the nearest Guardia Perticara weather station).

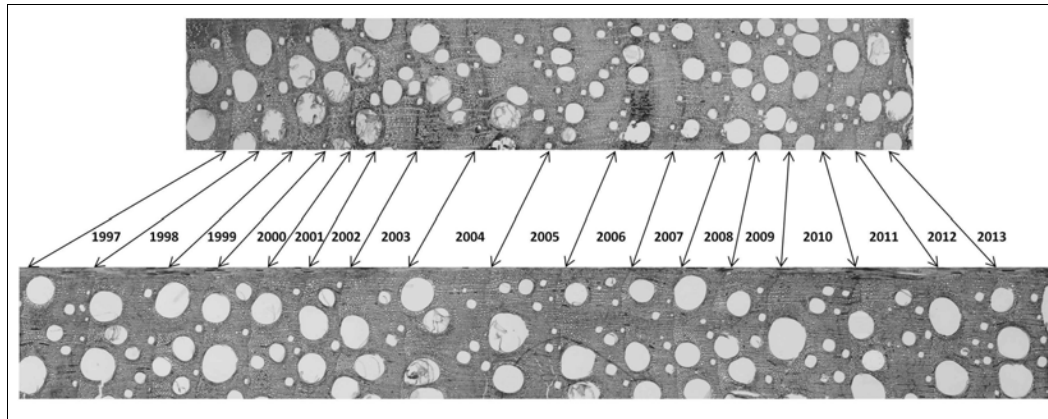


Figura 4. Immagine di una sezione trasversale anatomica di pianta deperiente (in alto) e sana (in basso) dal 1997 al 2013. Le freccette indicano la chiusura dell'anello di crescita annuale. Dall'immagine si può notare una crescita ridotta in piante deperienti rispetto a quelle sane, una ridottissima crescita del legno tardivo negli anni siccitosi del 2000 e 2001. Inoltre si può notare come il lume dei vasi del legno primaverile in piante deperienti sia pieno di tulle sempre negli anni 1999, 2000 e 2001 che indica una riduzione di conduttività idraulica e come conseguenza un'aumentata vulnerabilità xilematica.

Figure 4. The image shows a typical transverse section of decaying (above panel) and non decaying (below panel) trees from 1997 to 2013. The arrows indicate the boundary between two successive years. In general it is noticeable a reduced growth rate in decaying trees compared to non decaying trees, a very narrow increment of latewood in the driest years (especially 2000 and 2001). In addition, the lumen vessels filled with tyloses in 1999, 2000 and 2001 in decaying trees indicates a decreased xylem conductivity and an increased hydraulic vulnerability.

SUMMARY

Oak forest decline in southern Italy: the study case of Gorgoglione forest

The forests decline caused by climate change is a phenomenon which affects several species in Italy, including *Quercus* spp. Recently, studies on a mixed *Q. cerris* and *Q. pubescens* stand which is undergoing a serious decline have been carrying out in Basilicata region. Fifteen decaying and non-decaying couples of trees have been selected following a symptoms classification visual scale; leaves and wood core have been sampled from these couples. The aim is to outline, through dendrochronological, dendro-anatomical and isotopic investigations, the period in which decline occurred, the decaying effects on dendro-anatomical parameters closely related to xylem vulnerability and on ecophysiological response. Results showed a decreasing trend in growth for decaying compared to non-decaying trees, starting from 2000, that was a particularly dry year (i.e. less than 400 mm of annual precipitation). As latewood thickness reduced, a general decrease in the number of vessels has been also observed in decaying trees, mainly in correspondence to dry years, that likely compromised the hydraulic functionality predisposing them to decline. Contrary to expectation, carbon and nitrogen isotopic analysis at leaf level, did not show any ecophysiological difference between decaying and non decaying trees. In conclusion, these first results support the hypothesis that severe drought episodes might have triggered decaying phenomena as environmental constraints; while secondary insects or pathogens acted in this site as a contributing factor.

BIBLIOGRAFIA

- Adams H.D., Germino M.J., Breshears D.D., Barron-Gafford G.A., Guardiola-Claramonte M., Zou C.B., Huxman T.E., 2013 – *Nonstructural leaf carbohydrate dynamics of Pinus edulis during drought-induced tree mortality reveal role for carbon metabolism in mortality mechanism*. New Phytologist, 197: 1142-1151.
<http://dx.doi.org/10.1111/nph.12102>
- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Venetier M., Kizberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.H., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N., 2010 – *A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests*. Forest Ecology and Management, 259: 660-684.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Amorini E., Biocca M., Manetti M.C., Motta E., 1996 – *A dendroecological study in a declining oak coppice stand*. Annals of Forest Science, 53: 731-742. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:19960249>
- Anderegg W.R.L., Berry J.A., Field C.B., 2012 – *Linking definitions, mechanisms, and modeling of drought-induced tree death*. Trends in Plant Sciences, 17: 693-700.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.tplants.2012.09.006>
- Anderegg W.R.L., Plavcova L., Anderegg L.D.L., Hacke U.G., Berry J.A., Field C.B., 2013 – *Drought's legacy: multiyear hydraulic deterioration underlies widespread aspen forest die-off and portends increased future risk*. Global Change Biology, 19: 1188-1196. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12100>

- Battipaglia G., De Micco V., Brand W.A., Saurer M., Aronne G., Linke P., Cherubini P., 2014 – *Drought impact on water-use efficiency and intra-annual density fluctuations in Erica arborea on Elba (Italy)*. Plant Cell and Environment, 37 (2): 382-391.
<http://dx.doi.org/10.1111/pce.12160>
- Bréda N., Huc R., Granier A., Dreyer E., 2006 – *Temperate forests trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptations processes and long-term consequences*. Annals of Forest Sciences, 63: 625-644.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006042>
- Camarero J.J., Bigler C., Linares J.C., Gil Pelegrin E., 2011 – *Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean Silver fir forests*. Forest Ecology and Management, 262: 759-769. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.009>
- Corcuera L., Camarero J.J., Sisò S., Gil-Pelegrin E., 2006 – *Radial-growth and wood-anatomical changes in overaged Quercus pyrenaica coppice stands: functional responses in a new Mediterranean landscape*. Trees, 20: 91-98.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00468-005-0016-4>
- De Ferrari F., Licini F., Lione G., Gonthier P., Nicolotti G., Ebone A., Terzuolo P., 2011 – *Il deperimento dei querco-carpineti della pianura piemontese*. Agricoltura, 64: 29-31.
- Di Filippo A., Alessandrini A., Biondi F., Blasi S., Portoghesi L., Piovesan G., 2010 – *Climate change and oak growth decline: Dendroecology and stand productivity of a Turkey oak (Quercus cerris L.) old stored coppice in Central Italy*. Annals of Forest Science, 67: 706, p.14.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest/2010031>
- EEC N° 3528/86 Council Regulation – *On the protection of forests in the Community against atmospheric pollution Brussels 1986*. Official Journal of the European Communities. N L362/2 of Nov. 1986, p. 3.
- Ferrio J.P., Florit A., Vega A., Serrano L., Voltas J., 2003 – *$\delta^{13}C$ and tree-ring width reflect different drought responses in Quercus ilex and Pinus halepensis*. Oecologia, 137: 512-518.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1372-7>
- Galvez D.A., Landhäusser S.M., Tyree M.T., 2013 – *Low root reserve accumulation during drought may lead to winter mortality in poplar seedlings*. New Phytologist, 198: 139-148.
<http://dx.doi.org/10.1111/nph.12129>
- Heres A.M., Voltas J., López B.C., Martínez-Vilalta J., 2014 – *Drought-induced mortality selectively affects Scots pine trees that show limited intrinsic water-use efficiency responsiveness to raising atmospheric CO₂*. Functional Plant Biology, 41 (3): 244-256.
<http://dx.doi.org/10.1071/FP13067>
- Linares J.C., Camarero J.J., Carreira J.A., 2009 – *Interacting effects of climate and forest-cover changes on mortality and growth of the southernmost European fir forests*. Glob Ecol Biogeogr, 18: 485-497.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00465.x>
- Lloret F., Siscart D., Dalmases C., 2004 – *Canopy recovery after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain)*. Global Change Biology 10: 2092-2099.
- Magnani F., Raddi S., 2014 – *Verso una stima della mortalità individuale e degli incrementi netti dei boschi italiani. Quale margine di sostenibilità per la gestione forestale in Italia?* Forest@, 11: 138-148. <http://dx.doi.org/10.3832/efor1235-011>
- New Phytologist Meeting, 2015 – *Research frontiers in drought induced tree mortality: crossing scales and disciplines*. New Phytologist, 205: 965-969.
<http://dx.doi.org/10.1111/nph.13246>
- Olano J.M., Arzac A., Garcia-Cervignon A.I., von Arx G., Rozas V., 2012 – *New star on the age: amount of ray parenchyma in tree rings shows a link to climate*. New Phytologist, 198: 486-495.
<http://dx.doi.org/10.1111/nph.12113>
- Peñuelas J., Lloret F., Montoya R., 2001 – *Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain*. Forest Science, 47: 214-218.
- Ragazzi A., Moricca S., Turco E., Dellavalle I., 2002 – *Dendroclimatic analysis of Quercus robur infected with Fusarium eumartii*. Phytopathologia Mediterranea, 41: 131-137.
- Rozas V., Lamas S., García-González I., 2009 – *Differential Tree-Growth Responses to Local and Large-Scale Climatic Variation in Two Pinus and Two Quercus Species in Northwest Spain*. Eco-science, 16 (3): 299-310.
<http://dx.doi.org/10.2980/16-3-3212>
- Sala G., Giardina G., La Mantia T., 2011 – *I fattori di rischio per la biodiversità forestale in Sicilia: il caso di studio del cerro di Gussone*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (1): 71-80.
- Sarris D., Christodoulakis D., Korner C., 2007 – *Recent Decline in Precipitation and Tree Growth in the Eastern Mediterranean*. Global Change Biology, 13, 1187-1200.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.13652486.2007.01348.x>
- Sitch S., Huntingford C., Gedney N., Levy P.E., Lomas M., Piao S.L., Betts R., Ciais P., Cox P., Friedlingstein P., Jones C.D., Prentice I.C., Woodward F.I., 2008 – *Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs)*. Global Change Biology, 14: 1-25.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.13652486.2008.01626.x>
- Sturrock R.N., Frankel S.J., Brown A.V., Hennon P.E., Kliejunas J.T., Lewis K.J., Worrall J.J., Woods A.J., 2011 – *Climate change and forest diseases*. Plant Pathology, 60: 133-149.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>
- Tessier L., Nola P., Serrebackhet F., 1994 – *Deciduous Quercus in the Mediterranean Region-tree-ring/climate relationships*. New Phytologist, 26: 355-367.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1994.tb03955.x>
- Tulik M., 2014 – *The anatomical traits of trunk wood and their relevance to oak (Quercus robur L.) vitality*. European Journal of Forest Research, 133: 845-855.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10342-014-0801-y>
- Vannini A., Valentini R., 1994 – *Influence of water relations on Quercus cerris-Hypoxylon mediterraneum interaction: a model of drought-induced*

susceptibility to a weakness parasite. Tree Physiology, 14: 129-139.

<http://dx.doi.org/10.1093/treephys/14.2.129>

Voltas J., Camarero J.J., Carulla D., Aguilera M., Ortiz A., Ferrio J.P., 2013 – *A retrospective, dual-isotope*

approach reveals individual predispositions to winter-drought induced tree dieback in the southernmost distribution limit of Scots pine. Plant Cell and Environment, 36 (8): 1435-1448.

<http://dx.doi.org/10.1111/pce.12072>

L'INTERAZIONE FRA EFFETTI DEL FUOCO E PASCIONA FAVORISCE LA RINNOVAZIONE DEL FAGGIO

Davide Ascoli¹, Giorgio Vacchiano¹, Janet Maringer², Francesco Fraia³, Marco Conedera³, Giovanni Bovio¹

¹Università di Torino, DISAFA, Grugliasco (TO); d.ascoli@unito.it

²Institute for Landscape Planning and Ecology, University of Stuttgart, Germany

³WSL Swiss Fed. Res. Inst., Res. Group Insubric Ecosystems, Bellinzona, Switzerland

L'ecologia del faggio (*Fagus sylvatica* L.) in relazione al disturbo da fuoco è un tema da approfondire. Faggete percorse dal fuoco e non (controllo) sono state confrontate per rispondere a tre domande: i) in un anno di pasciona, la produzione di frutti e semi in faggete bruciate differisce dal controllo?; ii) ci sono differenze nel tasso di germinazione dei semi e nell'insediamento dei semenzali?; iii) quali fattori influiscono sulla affermazione della rinnovazione alla prima stagione vegetativa? Lo studio è stato realizzato a seguito della pasciona del 2013 in tre fustaie di faggio delle Alpi sud-occidentali interessate da incendi recenti, nell'inverno 2012 o 2013. Nell'estate 2013 sono state individuate 40 aree di saggio per sito: 10 nel controllo, e 30 nel bruciato, stratificate in base alla severità del fuoco (Bassa; Media; Alta). Nella primavera 2014, in 4 microplot (0,4x0,4 m) per area di saggio abbiamo rilevato: numero delle cupole; numero dei semi; numero dei semi germinati; numero dei semi insediati (radichetta nel suolo minerale). Nell'estate 2014, è stata rilevata la densità dei semenzali di faggio (12 microplot di 1 m² per area di saggio) e le caratteristiche del popolamento in aree di saggio circolari di 12 m di raggio. Nei plot di controllo sono stati stimati in media 448 ±38 cupole/m² e 489 ±44 semi/m² con un tasso di germinazione pari a 11%. Solo le zone caratterizzate da alta severità hanno mostrato una significativa riduzione di produzione di frutti e semi rispetto al controllo, rispettivamente pari a -75% e -63%. Nelle aree a severità media il tasso di germinazione, insediamento e affermazione sono stati significativamente più alti rispetto al controllo. In queste aree, le condizioni intermedie di riduzione della lettiera, esposizione di suolo e apertura di buche hanno favorito la rinnovazione del faggio (densità media: 86000 ±10574 semenzali/ha). Questi risultati mostrano una interessante interazione fra severità del fuoco e pasciona. Il presente studio contribuisce a comprendere l'ecologia del faggio in relazione ai disturbi e offre spunti utili per indirizzare interventi selvicolturali in faggete alpine.

Parole chiave: incendi, ecologia del fuoco, germinazione, *Fagus sylvatica* L.

Keywords: wildfire, fire ecology, germination, *Fagus sylvatica* L.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-da-int>

1. Introduzione

Il faggio (*Fagus sylvatica* L.) è una specie tollerante l'ombra in grado di rinnovare da seme sotto copertura (Wagner *et al.*, 2010). Tuttavia, in queste condizioni la rinnovazione è poco abbondante, dispersa, con accrescimenti ridotti e un alto tasso di mortalità (Nilsson, 1985; Bernetti, 1995; Topoliantz e Ponge, 2000; Ammer, 2003; Collet *et al.*, 2008; Wagner *et al.*, 2010). L'affermazione della rinnovazione del faggio può aumentare sensibilmente a seguito di disturbi di origine antropica o naturale (Agestam *et al.*, 2003; Wagner *et al.*, 2010; Kramer *et al.*, 2014; Nagel *et al.*, 2014). Per quanto riguarda i disturbi antropici, un'ampia letteratura documenta le dinamiche di rinnovazione da seme in faggete ad alto fusto a seguito di trattamenti selvicolturali, come i tagli successivi o a scelta (Bernetti, 1995; Agestam *et al.*, 2003; Nocentini, 2009; Wagner *et al.*, 2010), e di interventi di lavorazione del suolo, come la scarificazione e la calcitazione (e.g., Bauhus *et al.*, 2004). Fra i disturbi

naturali, molti studi documentano l'abbondante rinnovazione del faggio in buche di singoli o gruppi di alberi (Motta *et al.*, 2014; Nagel *et al.*, 2014) dovute ad attacchi parassitari o schianti da vento (Collet *et al.*, 2008; Nagel *et al.*, 2010; Šebková *et al.*, 2012; Kramer *et al.*, 2014).

L'azione favorevole dei disturbi si esercita su due fasi importanti del processo di rinnovazione:

(i) l'insediamento (germinazione dei semi e radichamento delle plantule) è favorito dall'esposizione di suolo organico o minerale non compatto in seguito alla rimozione della lettiera (Harmer, 1995; Agestam *et al.*, 2003; Olesen e Madsen, 2008; Wagner *et al.*, 2010; Simon *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012);

(ii) l'affermazione della rinnovazione (sopravvivenza dei semenzali a una o più stagioni vegetative) è favorita dalla apertura di buche (50-5000 m²) nella copertura delle chiome che creano condizioni di luce diffusa ma non diretta (Minotta e Pinzauti, 1996; Madsen e Larsen, 1997; Tognetti *et al.*, 1998; Ammer, 2003; Collet *et al.*,

2008; Nagel *et al.*, 2010). Quando questi effetti precedono una pasciona (produzione simultanea di grandi quantità di seme), la rinnovazione si insedia in modo particolarmente abbondante (Bernetti, 1995; Olesen e Madsen, 2008; Silva *et al.*, 2012; Drobyshev *et al.*, 2014).

Nonostante l'ecologia dei disturbi nelle faggete europee sia stata ampiamente studiata (Wagner *et al.*, 2010; Packham *et al.*, 2012; Motta *et al.*, 2014; Nagel *et al.*, 2014), gli effetti del fuoco sono poco noti.

Le faggete vengono considerate ecosistemi sensibili al fuoco, ovvero non resilienti a questo disturbo (Delarze *et al.*, 1992; Giesecke *et al.*, 2007; Packham *et al.*, 2012). Tuttavia, studi recenti hanno evidenziato una notevole capacità di rinnovazione del faggio in aree percorse dal fuoco, sia in ambiente alpino che sull'Appennino (van Gils *et al.*, 2010; Maringer *et al.*, 2012; Ascoli *et al.*, 2013). Inoltre, da anni è in corso un dibattito sul ruolo positivo che il disturbo da fuoco ha avuto nel corso dell'Olocene nel favorire l'espansione del faggio dai rifugi glaciali verso il centro e nord Europa (Clark *et al.*, 1989; Tinner e Lotter, 2006; Bradshaw *et al.*, 2010; Packham *et al.*, 2012).

Il fuoco è uno dei principali fattori di disturbo in diversi ecosistemi e ha contribuito a selezionare le strategie di rinnovazione di numerose specie forestali che presentano adattamenti a specifici regimi di disturbo da fuoco (Keeley *et al.*, 2011), anche in ambienti a clima temperato e alpino (e.g., Tinner *et al.*, 2005; Vacchiano *et al.*, 2014; Valse *et al.*, 2014). Abbiamo ritenuto interessante avviare una linea di ricerca sugli effetti del fuoco in faggeta, con particolare riferimento al territorio alpino (Conedera *et al.*, 2010; Maringer *et al.*, 2012; Ascoli *et al.*, 2013). Il presente lavoro studia la dinamica di rinnovazione a breve termine del faggio a seguito di un anno di pasciona in faggete alpine interessate da incendi, e rispondere alle seguenti domande di ricerca:

- (i) in un anno di pasciona, la produzione di seme di una faggeta recentemente percorsa dal fuoco è differente da quella di una faggeta in assenza di disturbo?
- (ii) gli effetti del fuoco sulla riduzione della lettiera ed esposizione di suolo minerale, e sulla copertura arborea, sono paragonabili a quelli di altri disturbi (selvicoltura, vento)?
- (iii) la severità del fuoco è un fattore importante nel determinare l'insediamento delle plantule e l'affermazione dei semenzali di faggio?

2. Materiali e metodi

2.1 Area di studio

La ricerca è stata condotta nelle Alpi sud-occidentali, in due faggete interessate da incendi e localizzate in Val di Susa, nei comuni di Giaglione e Caprie (TO), e una in Val Vigezzo, Druogno (VB), (Fig. 1). Le principali differenze tra i siti riguardano la quota, maggiore a Giaglione, e le precipitazioni medie annue, maggiori a Druogno, e la superficie dell'incendio (Tab. 1). Per ogni sito è stato individuato un controllo non bruciato con caratteristiche simili (pendenza, quota, esposizione, densità del popolamento) e in prossimità delle aree

percorse dal fuoco, in modo da poter assumere che la produzione e la successiva predazione di semi, plantule e semenzali fossero simili nei due trattamenti. I tre popolamenti di controllo sono cedui avviati all'alto fusto (età >50 anni) dominati da piante di faggio. L'area basimetrica varia da 21 a 26 m² ha⁻¹ (Tab. 1).

Due popolamenti sono stati percorsi dal fuoco nell'inverno del 2012 (Giaglione e Druogno), il terzo nell'inverno 2013 (Caprie). Gli incendi sono di origine antropica, spinti da vento e pendenza, caratterizzati da un fronte di fiamma di superficie con intensità da bassa (<500 kW m⁻¹) a media (500-2000 kW m⁻¹), comportamento tipico per gli incendi invernali della fascia delle latifoglie in ambiente alpino (Valse *et al.*, 2014).

Nel 2013 si è verificata una pasciona del faggio in tutti e tre i siti studiati.

2.2 Disegno sperimentale

Nell'estate 2013 sono state posizionate in ogni sito 40 aree di saggio (plot): 30 plot nelle aree percorse dal fuoco e 10 plot nel controllo. Nelle aree bruciate è stata valutata in modo qualitativo la severità dell'incendio (Bassa, Media, Alta) in base alla mortalità del soprassuolo, in modo da bilanciare l'esperimento (10 plot per classe di severità).

A seguito di tagli invernali non pianificati e successivi all'insediamento dei plot, localizzati soprattutto nelle zone a maggiore severità per il recupero del legname, alcuni plot sono stati esclusi dallo studio. Di conseguenza, i rilievi sono stati realizzati in 32, 35 e 31 plot rispettivamente nei siti di Druogno, Giaglione e Caprie (Tab. 1).

2.3 Rilievi

Per ogni plot sono state rilevate le caratteristiche stazionali (quota, esposizione e pendenza) e l'orografia del versante (dosso, impluvio, piano). A seguito della pasciona nel 2013, all'inizio della primavera 2014 sono state misurate la produzione di seme e l'insediamento delle plantule. In ogni plot sono stati posizionati 4 microplot quadrati di 40x40 cm (0,16 m²), collocati a 8 m dal centro del plot lungo 4 assi ortogonali e inclinati di 45° rispetto alla massima pendenza, due a monte e due a valle (Fig. 2). In ciascun microplot sono state rilevate la pendenza, la copertura percentuale e la profondità della lettiera, il numero di plantule insediate – ovvero i semi germinati che al momento del rilievo presentavano radichetta nel suolo (Fig. 3a) – e sono state raccolte tutte le cupole e i semi per essere contati in laboratorio. I semi sono stati distinti in integri, danneggiati (con segni di predazione o fratture), o germinati ma con radichetta necrotizzata (Fig. 3b).

I semi integri sono stati tenuti in camera di germinazione per 50 giorni per verificarne la capacità di germinare. Le condizioni per la germinazione sono state scelte in base a protocolli indicati da Suszka *et al.* (2000): 8 ore di luce; temperatura 20°C; substrato: carta da filtro umida. Nell'estate del 2014, entro un raggio di 12 m dal centro di ogni plot è stata rilevata la percentuale di copertura del suolo classificabile come rocce, lettiera, suolo nudo, necromassa, e vegetazione non legnosa (erbe, arbusti e felci) e sono stati misurati

il diametro a 1,3 m (dbh) di tutti gli alberi con dbh >7 cm. Per ciascun individuo è stata stimata la vitalità della chioma (Schomaker *et al.*, 2007) utilizzando 4 classi (1 – albero sano con foglie su più del 75% della chioma; 2 – albero con foglie su una porzione di chioma compresa fra il 50 e 75%; 3 – albero deperiente con foglie su meno del 50% della chioma; 4 – albero morto senza foglie). Infine, è stata rilevata l'affermazione dei semenzali in 12 microplot quadrati di 100x100 cm (1 m²) collocati a una distanza di 4 e 8 m dal centro del plot secondo lo schema riportato in Figura 2.

All'interno di ciascun microplot sono stati contati tutti i semenzali di faggio nati a seguito della pascione e la rinnovazione (altezza <30 cm) delle specie forestali pioniere e del faggio con età >1 anno. Infine, la copertura arborea è stata rilevata mediante foto emisferiche riprese a una altezza di 1 m dal suolo al centro di ogni plot.

2.4 Analisi dei dati

A ciascun plot è stata assegnato un indice di severità (effetto del fuoco sulla vitalità del faggio adulto al momento del rilievo) calcolato nel seguente modo: in ogni plot è stata calcolata l'area basimetrica (m² ha⁻¹) degli esemplari di faggio in ognuna delle 4 classi di vitalità della chioma; quindi la vitalità media nel plot è stata ponderata sull'area basimetrica di ciascuna classe. Utilizzando questo indice di severità, i plot sono stati riassegnati a 3 gruppi di severità "Bassa", "Media", "Alta" mediante cluster analysis.

Le fotografie emisferiche sono state analizzate con il Gap Light Analyzer (GLA) per calcolare la copertura delle chiome nell'estate 2014 in ciascun plot (Frazer *et al.*, 1999).

Diverse variabili descrittive della produzione di seme, dell'insediamento e dell'affermazione del faggio (Tab. 2) sono state calcolate per i 3 gruppi di severità e il controllo, e confrontate mediante analisi della varianza (ANOVA) e test post-hoc (LSD). Quando necessario, le variabili sono state trasformate (log₁₀ o radice quadrata) per assicurare la normalità della distribuzione e l'omogeneità della varianza fra i 4 gruppi. Per l'impossibilità di calcolare tutte le variabili (es., rapporti quando denominatore = 0), alcuni plot sono stati esclusi dall'ANOVA (controllo: 2 plot; Alta: 3 plot; Media: 1 plot; Bassa: 3 plot) e dalle analisi successive.

3. Risultati

La cluster analysis basata sull'indice di severità ha ridistribuito i plot in modo non bilanciato nelle 3 classi di severità del fuoco (Tab. 2). La copertura misurata con il GLA nell'estate 2014 è risultata inversamente correlata all'indice di severità ($r=0,76$). Similmente, sono risultate inversamente correlate la copertura ($r=0,63$) e la profondità della lettiera ($r=0,58$). Diversamente, la perdita percentuale in area basimetrica (il rapporto fra l'area basimetrica in classi di vitalità 3-4 e l'area basimetrica complessiva), e la copertura della vegetazione non legnosa (erbe, arbusti e felci) sono risultate positivamente correlate all'indice di severità (rispettivamente: $r=-0,97$; $r=-0,71$).

L'ANOVA ha evidenziato differenze significative fra le classi di severità e il controllo non bruciato per quanto riguarda la lettiera e la copertura del popolamento (Tab. 2), mostrando come le differenze fra la severità "Bassa" e il controllo siano deboli, e come nella classe di severità "Media" si abbiano condizioni intermedie fra il controllo e la severità "Alta".

L'ANOVA ha evidenziato differenze significative anche per quanto riguarda la produzione di semi, l'insediamento delle plantule e l'affermazione dei semenzali di faggio (Fig. 4). In particolare:

- (i) le aree a severità "Alta" presentano una produzione significativamente inferiore di cupole ($F=14,5$; $p<0,001$) e semi ($F=10,6$; $p<0,001$), in confronto alle altre classi di severità e al controllo, che invece non presentano differenze fra loro;
- (ii) i semi germinati e le plantule insediate sono significativamente più numerosi nelle aree a severità "Media" e "Bassa" rispetto alla severità "Alta" e al controllo;
- (iii) la densità di semenzali è risultata significativamente più alta ($F=26,4$; $p<0,001$) nelle aree a severità "Media" rispetto alla severità "Alta" e al controllo, mentre le aree a severità "Bassa" hanno mostrato valori intermedi;
- (iv) il tasso di germinazione ($F=7,7$; $p<0,001$) e insediamento ($F=11,2$; $p<0,001$) delle plantule è significativamente più alto nelle aree bruciate rispetto al controllo ed è risultato maggiore nelle aree a severità "Alta";
- (v) il tasso di affermazione dei semenzali è risultato maggiore nella severità "Media" ($F=3,0$; $p<0,036$), mentre non ci sono differenze fra le aree a severità "Alta" e "Media" e il controllo.

4. Discussione

Il presente studio mostra come il faggio sia in grado di rinnovare dopo il disturbo da fuoco, confermando le osservazioni di lavori precedenti (van Gils *et al.*, 2010; Maringer *et al.*, 2012; Ascoli *et al.*, 2013). Rispetto allo stato dell'arte, questo è il primo lavoro che quantifica la produzione di cupole e semi dopo un anno di pascione in faggete percorse dal fuoco. La densità media delle cupole (468 ± 40 m⁻²) e dei semi (500 ± 44 m⁻²) nelle aree a severità "Bassa" a "Media", e nel controllo è comparabile con quella osservata dopo annate di pascione in faggete europee non percorse dal fuoco (Nilsson, 1985; Nilsson e Wastljung, 1987; Topoliantz e Ponge, 2000; Övergaard *et al.*, 2007; Olesen e Madsen, 2008; Silva *et al.*, 2012; Heroldová *et al.*, 2013). Nonostante il fuoco determini necrosi dei tessuti alla base del fusto, distaccamento della corteccia, ingresso di funghi saprofiti e parziale disseccamento della chioma (Conedera *et al.*, 2010), gli individui adulti di faggio hanno prodotto cupole e semi. Studi precedenti hanno osservato pascione particolarmente abbondanti in faggete soggette a stress per condizioni stagionali sfavorevoli, siccità o tagli (Innes, 1994; Topoliantz e Ponge, 2000; Cutini *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2012), concludendo che il faggio alloca risorse nella riproduzione come strategia per far fronte a condizioni limitanti. Il nostro studio conferma la

capacità del faggio di allocare risorse nella produzione di semi nonostante lo stato di deperimento, anche in seguito al disturbo da fuoco. Esistono tuttavia dei limiti a questa capacità di reazione. Dove la severità del fuoco è “Alta”, la produzione si abbassa in modo significativo, mostrando che esiste un valore soglia di trauma oltre il quale il faggio non ha risorse sufficienti per una produzione abbondante di cupole e semi. Nonostante la stessa quantità di seme prodotta, il tasso di germinazione e insediamento del faggio nelle aree controllo è stato inferiore rispetto alle aree bruciate. Come osservato in studi precedenti (Nilsson, 1985; Innes, 1994; Silva *et al.*, 2012), questo risultato conferma l'assenza di una relazione lineare fra la quantità di semi prodotta e l'abbondanza della rinnovazione. Similmente a quanto avviene a seguito di altri disturbi (Topoliantz e Ponge, 2000; Collet *et al.*, 2008; Nagel *et al.*, 2010; Kramer *et al.*, 2014) i nostri risultati confermano che anche dopo il fuoco le condizioni microstazionali create dal disturbo svolgono un ruolo fondamentale nell'assicurare l'insediamento delle plantule. Il maggiore numero di plantule si è insediato in condizioni di disturbo intermedio della lettiera; infatti, le plantule di faggio prediligono una lettiera sciolta che consente alla radichetta di raggiungere il suolo velocemente (Bernetti, 1995; Harmer, 1995; Wagner *et al.*, 2010). Viceversa, in una lettiera profonda e compatta, la radichetta incontra ostacoli e rischia di rompersi e seccare prima di raggiungere il suolo (Olesen e Madsen, 2008; Simon *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012). Di conseguenza, il fuoco consumando la lettiera ed esponendo il suolo organico o minerale crea condizioni favorevoli all'insediamento del faggio. Un risultato interessante ha riguardato il più alto tasso di germinazione e insediamento delle plantule nelle aree a maggiore severità, dove la copertura e la profondità della lettiera erano fortemente ridotte. La germinazione del faggio può essere favorita dalle maggiori variazioni di umidità e temperatura che si verificano in un ambiente più esposto a seguito dell'apertura della copertura e riduzione della lettiera (Agestam *et al.*, 2003). Inoltre, il consumo della lettiera riduce il pericolo di infezione fungina ai semi e di predazione da parte di insetti e roditori che scavano gallerie nell'humus (Wagner *et al.*, 2010). Per quanto riguarda il maggiore tasso di insediamento, l'esposizione di suolo minerale aumenta la possibilità per le plantule di radicare velocemente (Harmer, 1995; Agestam *et al.*, 2003; Olesen e Madsen, 2008). Infine, non è da escludere un'azione positiva del fuoco nel ridurre gli effetti inibitori della lettiera del faggio (fitotossicità; auto-tossicità DNA) (Mazzoleni *et al.*, 2014) sulla sua stessa rinnovazione. Similmente a quanto avviene a seguito di tagli e disturbo da vento (Minotta e Pinzauti, 1996; Tognetti *et al.*, 1998; Topoliantz e Ponge, 2000; Ammer, 2003; Nagel *et al.*, 2010), i nostri risultati confermano che il disturbo da fuoco a un livello di severità intermedio distanzia le chiome e crea aperture nella copertura che favoriscono l'affermazione dei semenzali. Al contrario, queste condizioni non si verificano nelle aree a severità “Bassa”, e nelle

no disturbate (controllo) dove il maggior ombreggiamento limita l'affermazione del faggio (Bernetti, 1995; Madsen e Larsen, 1997). Il minor tasso di affermazione nelle aree a severità “Alta” è invece dovuto probabilmente alla competizione di erbe, arbusti e felci (Maringer *et al.*, 2012; Ascoli *et al.*, 2013), a un maggior danno meccanico per erosione, e alle condizioni più xeriche e di luce diretta che danneggiano i semenzali di faggio (Minotta e Pinzauti, 1997; Tognetti *et al.*, 1998; Agestam *et al.*, 2003). La densità media di semenzali nelle aree a severità “Media”, pari a 86.000 ± 10574 semenzali ha^{-1} , è comparabile a quella osservata in un anno di pasciona in assenza di protezione di brucature nella stagione vegetativa successiva a tagli di sementazione e lavorazioni del suolo come la scarificazione (Madsen e Larsen, 1997; Agestam *et al.*, 2003; Olesen e Madsen, 2008). Densità simili sono state osservate anche a seguito di schianti da vento dopo un anno di pasciona (Simon *et al.*, 2011).

5. Conclusioni

Come osservato a seguito di tagli o schianti da vento (e.g., Wagner *et al.*, 2010; Nagel *et al.*, 2014), anche nel caso di incendi la severità del disturbo è un fattore importante per la rinnovazione del faggio. Il livello di severità è quindi un aspetto che il selvicoltore deve valutare in modo tempestivo per decidere se e quali misure adottare negli anni successivi il disturbo (Conedera *et al.*, 2010; Ascoli *et al.*, 2013; Kramer *et al.*, 2014; Vacchiano *et al.*, 2014).

Nel presente lavoro, la severità è stata quantificata a 1-2 anni dall'incendio utilizzando un indice basato sulla vitalità della chioma.

Altre variabili sono risultate correlate all'indice di severità (perdita di area basimetrica, apertura delle chiome, copertura e profondità della lettiera). Al fine di fornire uno strumento per valutare gli effetti del fuoco in faggeta, proponiamo come indice di severità la “perdita di area basimetrica”, ovvero il rapporto fra l'area basimetrica degli alberi morti e deperenti (<50% chioma viva) e quella totale del popolamento. Sulla base di questi risultati e di studi precedenti (Conedera *et al.*, 2010), suggeriamo dei valori soglia dell'indice per distinguere le classi di severità a 1-3 anni dall'incendio: severità “Bassa” <10%; “Media” 10-40%; “Alta” >40%. In un anno di pasciona, il disturbo recente del fuoco pregiudica la fruttificazione del faggio solo parzialmente e solo in caso di severità elevata; inoltre, favorisce condizioni microstazionali adatte alla germinazione, insediamento e affermazione della rinnovazione del faggio sin dalla prima stagione vegetativa post-incendio. Recenti studi sul disturbo da vento (Kramer *et al.*, 2014; Nagel *et al.*, 2014) sostengono che eventi infrequenti ma con effetti marcati sulla struttura del bosco hanno un ruolo di primo piano nelle dinamiche di rinnovazione delle faggete temperate. I nostri risultati dimostrano che anche il disturbo da fuoco è un importante fattore ecologico che influisce sulle faggete alpine favorendo la rinnovazione da seme a livelli intermedi di severità. Come suggerito per gli schianti da

vento (Nagel *et al.*, 2014) pensiamo che le dinamiche spaziali e temporali di apertura delle buche possano fornire spunti interessanti per lo sviluppo di trattamenti selvicolturali che mirano a diversificare la struttura delle faggete (e.g., Cutini *et al.*, 2009; Berretti *et al.*, 2014).

Lo stato attuale delle conoscenze non ci permette di capire in che misura la strategia di rinnovazione osservata in questo e altri studi (van Gils *et al.*, 2010; Maringer *et al.*, 2012; Ascoli *et al.*, 2013) sia un adattamento al disturbo da fuoco, o sia un caso di esattamento o “adattamento apparente” (*sensu* Keeley *et al.*, 2011), per cui i tratti funzionali del faggio sarebbero stati selezionati da altri disturbi (e.g., vento; neve) che presentano effetti simili a quelli del fuoco. Ulteriori ricerche dovranno approfondire gli effetti specifici del fuoco sul sistema faggeta, come il ruolo dei residui di carbone nella mobilitazione dei nutrienti e sul loro utilizzo da parte del popolamento adulto nella fase di fruttificazione, e della rinnovazione in fase di affermazione. Un tema affascinante introdotto dal presente studio riguarda l'effetto positivo sulla rinnovazione di faggio che deriva dall'interazione fra pasciona ed effetti del fuoco.

In diverse specie in cui la riproduzione è legata al disturbo da fuoco è stata osservata un'interazione positiva fra pasciona e fuoco (O'Dowd e Gill, 1984; Peters *et al.*, 2005; van Mantgem *et al.*, 2006; Pouden *et al.*, 2014), anche in alcune *Fagaceae* come *Quercus rubra* L. e *Quercus montana* Willd. (Abrams e Johnson, 2013). Inoltre, per alcune specie i fattori che innescano la

pasciona favoriscono anche la probabilità di incendi naturali come l'accumulo di combustibili morti (Keeley e Bond, 1999), periodi siccitosi ed elevate temperature (Selås *et al.*, 2002; Williamson e Ickes, 2002), o elevate precipitazioni seguite da alte temperature (Wright *et al.*, 2014). Diversi studi hanno dimostrato come la pasciona nel faggio sia innescata da elevate precipitazioni due anni prima della fruttificazione e da alte temperature e siccità l'anno precedente (Piovesan e Adams, 2001; Drobyshev *et al.*, 2014). Piovesan e Adams (2005) riflettono sul vantaggio evolutivo della pasciona nel faggio e sostengono che i fattori che innescano la pasciona creano anche condizioni favorevoli per la rinnovazione (“*Environmental prediction hypothesis*”): lo stress idrico induce mortalità localizzata e trasparenza delle chiome che a loro volta portano a condizioni di luce diffusa utili all'affermazione dei semenzali. A questa, si potrebbe affiancare l'ipotesi che i fattori che favoriscono la pasciona nel faggio aumentano anche la probabilità che si verifichino incendi. Abbondanti precipitazioni portano a un accumulo di biomassa, sia per le condizioni favorevoli alla produzione vegetale sia per l'assenza di incendi (Bifulco *et al.*, 2014; Wright *et al.*, 2014); se il periodo di accumulo è seguito da una stagione eccezionalmente calda e secca, la biomassa diventa disponibile per la combustione e si possono verificare incendi di grandi dimensioni (O'Donnell *et al.*, 2011).

Tabella 1. Caratteristiche dei tre siti studiati. Valori medi (\pm ES) di esposizione (Esp.), pendenza (Pend.), quota (Quota), precipitazioni medie annue dell'ultimo decennio (Precip.), area basimetrica del faggio prima dell'incendio (Area bas.). Vengono riportate anche la data (Data IB) e superficie (Sup. IB) dell'incendio, e le condizioni meteo durante l'incendio: precipitazione cumulata nei 30 giorni precedenti (Pr. 30 gg), temperatura massima dell'aria (T. max), velocità delle raffiche di vento (Ven.) (Dati: Arpa Piemonte). Vengono infine riportati il numero di plot in cui sono stati eseguiti i rilievi.

Table 1. Study sites characteristics. Mean values (\pm SE) for aspect (Esp.), slope (Pend.), elevation (Quota), mean annual precipitation in the last decade (Precip.), beech basal area before fire (Area bas.). Wildfire date (Data IB) and area (Sup. IB), and meteorological conditions during the fire event: cumulative rainfall in the last 30 days before fire (Pr. 30 gg), maximum air temperature (T. max), wind gust speed (Ven.) (Data: Arpa Piemonte). The last column reports the number of plots at each study site.

Sito (Comune)	Substrato Litologico	Esp. (° N)	Pend. (%)	Quota (m s.l.m.)	Precip. (mm)	Area bas. (m ² ha ⁻¹)	Data IB (g/m/a)	Sup. IB (ha)	Pr.30gg / T.max / Ven. (mm / °C / km h ⁻¹)	N. plot
Druogno	Gneiss	150 \pm 4	59 \pm 2	1131 \pm 6	1460	26 \pm 2	26/03/12	9,5	82 / 6 / 52	32
Giaglione	Gneiss	125 \pm 7	67 \pm 2	1430 \pm 8	880	23 \pm 2	31/03/12	40,5	17 / 21 / 38	35
Caprie	Gneiss	162 \pm 9	70 \pm 2	1085 \pm 11	1014	21 \pm 1	16/01/13	16,7	2 / 2 / -	31

Tabella 2. Valori medi (\pm ES) di alcune variabili strutturali del popolamento adulto e della copertura al suolo nel controllo non bruciato e nelle tre classi di severità (Bassa, Media, Alta). Lettere diverse indicano differenze significative ($p < 0,005$) evidenziate dall'ANOVA e dal test post-hoc LSD.

Table 2. Mean values (\pm SE) of some structural variables of the adult beech stand, and of soil cover in the unburnt control plots and in areas burnt with different fire severities (Low, Medium, High). Different letters show significant differences ($p < 0.005$) as evidenced by the ANOVA and post-hoc (LSD) tests.

Classe severità	Indice severità	Area bas. vitalità 1-2 (m ² ha ⁻¹)	Area bas. vitalità 3-4 (m ² ha ⁻¹)	Perdita area bas. (%)	Copertura chiome 2014 (%)	Copertura non-legnose (%)	Copertura lettiera (%)	Profondità lettiera (mm)	N. plot
Controllo	0,4 \pm 0,05 a	22,9 \pm 1,2 a	1,1 \pm 0,3 a	5 a	88 \pm 1 a	3 \pm 1 a	66 \pm 5 a	40,1 \pm 3,3 a	30
Bassa	0,7 \pm 0,04 b	20,8 \pm 1,3 a	3,5 \pm 0,6 b	14 a	85 \pm 1 b	9 \pm 3 ab	65 \pm 4 a	36,8 \pm 3,5 ab	27
Media	1,4 \pm 0,09 c	14,6 \pm 1,7 b	11,3 \pm 1,4 c	42 b	81 \pm 1 c	16 \pm 4 b	50 \pm 5 a	28,2 \pm 1,9 b	24
Alta	2,3 \pm 0,11 d	2,6 \pm 1,3 c	18,5 \pm 3,4 d	89 c	69 \pm 1 d	67 \pm 6 c	7 \pm 3 b	16,3 \pm 3,6 c	17

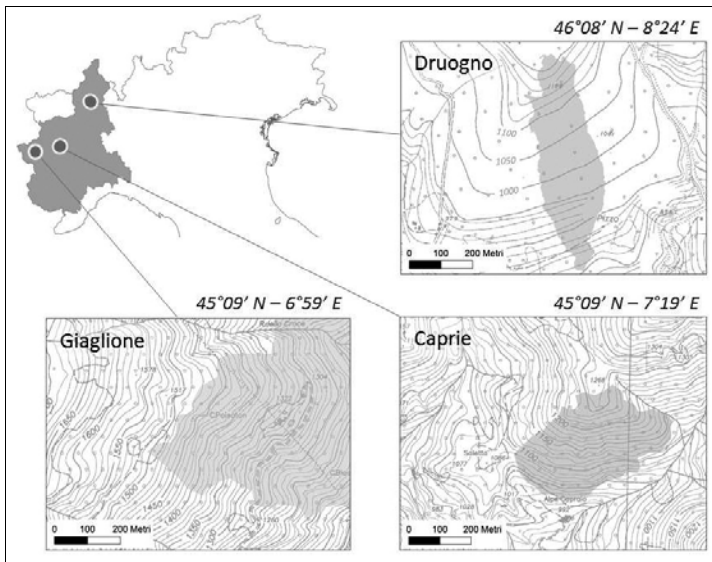


Figura 1. Localizzazione e coordinate dei tre siti studiati con area interessata dall'incendio in grigio (Fonte: Corpo Forestale dello Stato).

Figure 1. Geographical position and study sites maps showing the fire area in grey (Fonte: Corpo Forestale dello Stato).

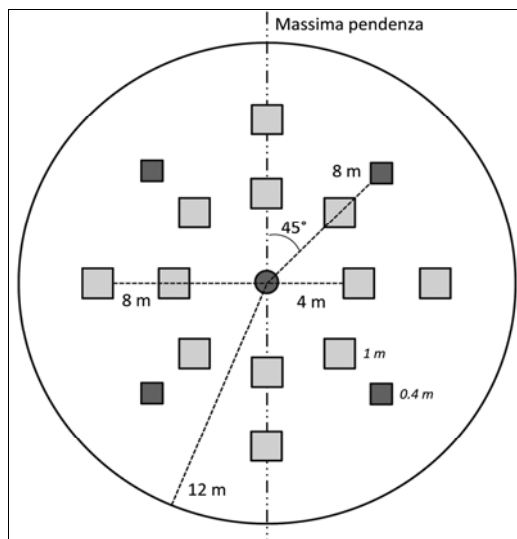
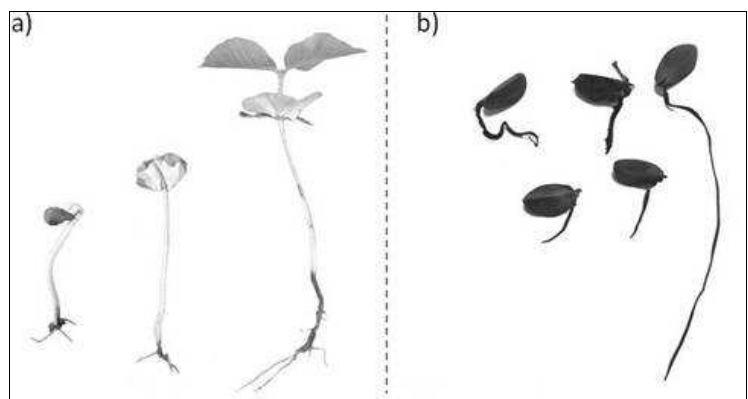


Figura 2. Schema dell'area di saggio. Centro del plot (cerchio grigio scuro). Microplot per il rilievo dei semi e dell'insediamento delle plantule (quadrati in grigio scuro di 0,4 m di lato). Microplot per il rilievo dei semenzali affermati (quadrati in grigio chiaro di 1 m di lato). Plot per il rilievo del popolamento adulto (area compresa nel cerchio nero esterno). Le linee tratteggiate rappresentano le distanze dal cento del plot.

Figure 2. Scheme showing the displacement of sampling units. Plot centre (dark grey dot). Microplot to assess seeds and seedlings emergence (dark grey quadrates of 0.4 m). Microplot to assess established seedlings (light grey quadrates of 1 m). Plot to assess the adult stand (area within the external dark circle). Dashed lines represent distances from the plot centre.

Figura 3. a) Semi di faggio germinati con radichetta attecchita e cotiledoni sviluppati con successo; b) Semi di faggio germinati ma che presentano necrosi della radichetta.

Figure 3. a) Beech seeds that germinated and successfully rooted and developed cotyledons; b) Beech seeds that germinated but with partial or complete necrosis of the root.



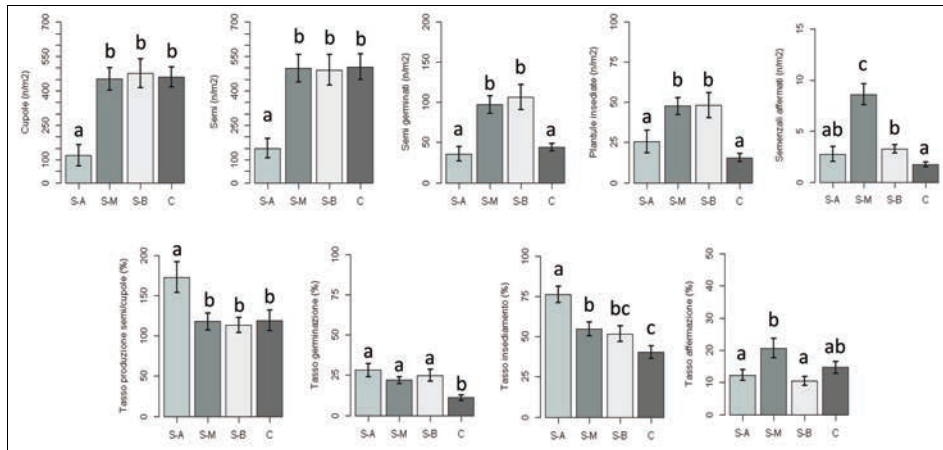


Figura 4. Valori medi (\pm ES) delle seguenti variabili: (sopra) cupole m^{-2} ; semi m^{-2} ; semi germinati m^{-2} ; plantule insediate m^{-2} ; semenzali affermati m^{-2} ; (sotto) tasso di produzione semi per cupole (semi/cupole); tasso germinazione (semi germinati /semi); tasso di insediamento (plantule insediate/semi germinati); tasso di affermazione (plantule affermate/semenzali insediati). Lettere diverse indicano differenze significative ($p < 0,05$) evidenziate dall'ANOVA e dai test post-hoc (LSD).

Figura 4. Mean values (\pm SE) of the following variables: (upper part of the graph) cupules m^{-2} ; seeds m^{-2} ; germinated seeds m^{-2} ; emerged seedlings m^{-2} ; established seedlings m^{-2} ; (lower part of the graph) rate between seeds and cupules (seeds/cupules); germination rate (germinated seeds/seeds); emergence rate (emerged seedlings/germinated seeds); establishment rate (established seedlings/emerged seedlings). Different letters show significant differences ($p < 0.05$) as evidenced by ANOVA and post-hoc (LSD) tests.

SUMMARY

The interaction between fire effects and masting favors beech regeneration

Fire ecology of beech (*Fagus sylvatica* L.) is still poorly understood. We analyzed regeneration dynamics in burned and unburned beech stands to answer to the following questions: i) do burned and unburned stands differ in cupules and seed production in a mast year?; ii) do they differ in seed germination rate and seedling recruitment rate?; iii) which factors promote seedling establishment in the first year? We selected three beech stands in the SW Alps recently burned in winter of either 2012 or 2013; the year 2013 was a beech mast year. In summer 2013 we established 30 plots per stand, which we stratified according to fire severity (low; medium; high) based on canopy cover by the surviving trees. Another 10 plots per stand were assigned to a control treatment (unburned). In spring 2014, we measured in 4 subplots (0.4x0.4 m) the following variables: number of cupules, number of seeds, number of germinated seeds, number of recruited seedlings (i.e., rooted in mineral soil). In summer 2014, we assessed stand characteristics in 12-m circular plots, and the seedling establishment in 12 subplots (1x1 m). Unburned stands had 448 ± 38 cupules/ m^2 and 489 ± 44 seeds/ m^2 ; seed germination rate was 11%. In comparison to the control, production of cupules and seeds was lower only under high fire severity (-75% and -63%, respectively). Medium severity plots showed no such reduction, and exhibited significantly higher germination and recruitment rates in comparison to the control. At these sites, intermediate

disturbance of litter and canopy cover favored beech regeneration (86000 ± 10574 seedlings/ha). These results point to a mechanism linking fire severity and masting. Such insight on beech disturbance ecology should inform silviculture in Alpine beech stand.

BIBLIOGRAFIA

- Abrams M.D., Johnson S.E., 2013 – *The impacts of mast year and prescribed fires on tree regeneration in oak forests at the Mohonk Preserve, Southeastern New York, USA*. Natural Areas Journal, 33 (4): 427-434. <http://dx.doi.org/10.3375/043.033.0405>
- Agestam E., Ekö P.M., Nilsson U., Welander N.T., 2003 – *The effects of shelterwood density and site preparation on natural regeneration of Fagus sylvatica in southern Sweden*. Forest Ecology and Management, 176 (1): 61-73. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00277-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00277-3)
- Ammer C., 2003 – *Growth and biomass partitioning of Fagus sylvatica L. and Quercus robur L. seedlings in response to shading and small changes in the R/FR-ratio of radiation*. Annals of Forest Science, 60 (2): 163-171. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2003009>
- Ascoli D., Castagneri D., Valsecchi C., Conedera M., Bovio G., 2013 – *Post-fire restoration of beech stands in the Southern Alps by natural regeneration*. Ecological Engineering, 54: 210-217. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.032>
- Bauhus J., Vor T., Bartsch N., Cowling A., 2004 – *The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a Fagus sylvatica forest*.

- Canadian Journal of Forest Research 34, (3): 509-518. <http://dx.doi.org/10.1139/x03-218>
- Bernetti G., 1995 – *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino, pp. 415.
- Berretti R., Motta R., Wolynski A., Altare D., Raviglione M., Stola F., 2014 – *Trattamenti irregolari per la valorizzazione delle faggete*. Sherwood, 207: 5-8.
- Bifulco C., Rego F., Dias S., Stagge J.H., 2014 – *Assessing the association of drought indicators to impacts. The results for areas burned by wildfires in Portugal*. In: *Advances in Forest Fire Research*, Viegas D.X. (ed.), Coimbra University press, Coimbra, pp. 1054-1060.
http://dx.doi.org/10.14195/978-989-26-0884-6_115
- Bradshaw R.H.W., Kito N., Giesecke T., 2010 – *Factors influencing the Holocene history of Fagus*. *Forest Ecology and Management*, 259 (11): 2204-2212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.035>
- Clark J.S., Merkt J., Muller H., 1989 – *Post-glacial fire, vegetation, and human history on the northern alpine forelands, south-western Germany*. *Journal of Ecology*, 77 (4): 897-925.
<http://dx.doi.org/10.2307/2260813>
- Collet C., Piboule A., Leroy O., Frochot H., 2008 – *Advance Fagus sylvatica and Acer pseudoplatanus seedlings dominate tree regeneration in a mixed broadleaved former coppice-with-standards forest*. *Forestry*, 81 (2): 135-150.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpn004>
- Conedera M., Lucini L., Valse E., Ascoli D., Pezzatti G.B., 2010 – *Fire resistance and vegetative recruitment ability of different deciduous trees species after low- to moderate-intensity surface fires in southern Switzerland*. In: Viegas, D.X (Ed.): *Proceedings of the VI International Conference on Forest Fire Research*, Coimbra, Portugal.
- Cutini A., Chianucci F., Giannini T., 2009 – *Effetti del trattamento selvicolturale su caratteristiche della copertura, produzione di lettiera e di seme in cedui di faggio in conversione*. *Annali Centro Ricerche Selvicoltura*, 36: 109-124.
- Delarze R., Caldelari D., Hainard P., 1992 – *Effects of fire on forest dynamics in southern Switzerland*. *Journal of Vegetation Science*, 3 (1): 55-60.
<http://dx.doi.org/10.2307/3235998>
- Drobyshev I., Niklasson M., Mazerolle M.J., Bergeron Y., 2014 – *Reconstruction of a 253-year long mast record of European beech reveals its association with large scale temperature variability and no long-term trend in mast frequencies*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 192: 9-17.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.02.010>
- Frazer G.W., Canham C.D., Lertzman K.P., 1999 – *Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging Software to Extract Canopy Structure and Gap Light Transmission Indices from True-Colour Fisheye Photographs*. Users Manual and Program Documentation.
- Giesecke T., Hickler T., Kunkel T., Sykes M.T., Bradshaw R.H., 2007 – *Towards an understanding of the Holocene distribution of Fagus sylvatica L.* *Journal of Biogeography*, 34 (1): 118-131.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01580.x>
- Keeley J.E., Bond W.J., 1999 – *Mast flowering and semelparity in bamboos: the bamboo fire cycle hypothesis*. *The American Naturalist*, 154 (3): 383-391. <http://dx.doi.org/10.1086/303243>
- Keeley J.E., Bond W.J., Bradstock R.A., Pausas J.G., Rundel P.W., 2011 – *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 522.
<http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781139033091>
- Kramer K., Brang P., Bachofen H., Bugmann H., Wohlgemuth T., 2014 – *Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests*. *Forest Ecology and Management*, 331: 116-128.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.002>
- Harmer R., 1995 – *Natural regeneration of broad-leaved trees in Britain: III Germination and establishment*. *Forestry*, 68 (1): 1-9.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/68.1.1-b>
- Heroldová M., Suchomel J., Purchart L., Čepelka L., 2013 – *Beech-mast crop evaluation in Kněhyně forest complex (Beskydy Mts, Czech Republic) as a food supply for granivorous rodents*. *Beskydy*, 6 (1): 27-32.
<http://dx.doi.org/10.11118/beskyd201306010027>
- Innes J.L., 1994 – *The occurrence of flowering and fruiting on individual trees over 3 years and their effects on subsequent crown condition*. *Trees*, 8 (3): 139-150. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00196638>
- Madsen P., Larsen J.B., 1997 – *Natural regeneration of beech (Fagus sylvatica L.) with respect to canopy density, soil moisture and soil carbon content*. *Forest Ecology and Management*, 97 (2): 95-105.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00091-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00091-1)
- Maringer J., Wohlgemuth T., Neff C., Pezzatti G.B., Conedera M., 2012 – *Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insular region*. *Flora*, 207 (1): 19-29.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2011.07.016>
- Mazzoleni S., Bonanomi G., Incerti G., Chiusano M.L., Termolino P., Mingo A., Senatore M., Giannino F., Carteni F., Rietkerk M., Lanzotti V., 2014 – *Inhibitory and toxic effects of extracellular self-DNA in litter: a mechanism for negative plant-soil feedbacks?* *New Phytologist* (in stampa).
<http://dx.doi.org/10.1111/nph.13121>
- Minotta G., Pinzauti S., 1996 – *Effects of light and soil fertility on growth, leaf chlorophyll content and nutrient use efficiency of beech (Fagus sylvatica L.) seedlings*. *Forest Ecology and Management*, 86 (1): 61-71.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03796-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03796-6)
- Motta R., Garbarino M., Berretti R., Bjelanovic I., Borgogno Mondino E., Čurović M., Keren S., Meloni F., Nosenzo A., 2014 – *Structure, spatio-temporal dynamics and disturbance regime of the mixed beech-silver fir-Norway spruce old-growth forest of Biogradska Gora (Montenegro)*. *Plant Biosystems* (in stampa).
<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2014.945978>

- Nagel T.A., Svoboda M., Rugani T., Diaci J., 2010 – *Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth Fagus-Abies forest of Bosnia-Herzegovina*. Plant Ecology, 208 (2): 307-318.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-009-9707-z>
- Nagel T.A., Svoboda M., Kobal M., 2014 – *Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe*. Ecological Applications, 24 (4): 663-679.
<http://dx.doi.org/10.1890/13-0632.1>
- Nilsson S.G., 1985 – *Ecological and evolutionary interactions between reproduction of beech Fagus sylvatica and seed eating animals*. Oikos, 44 (1): 157-164. <http://dx.doi.org/10.2307/3544057>
- Nilsson S.G., Wastljung U., 1987 – *Seed predation and cross-pollination in mast-seeding beech (Fagus sylvatica) patches*. Ecology, 68 (2): 260-265.
<http://dx.doi.org/10.2307/1939256>
- Nocentini S., 2009 – *Structure and management of beech (Fagus sylvatica L.) forests in Italy*. iForest, 2 (3): 105-113.
- O'Dowd D.J., Gill A.M., 1984 – *Predator satiation and site alteration following fire: mass reproduction of alpine ash (Eucalyptus delegatensis) in south-eastern Australia*. Ecology, 65 (4): 1052-1066.
<http://dx.doi.org/10.2307/1938313>
- O'Donnell A.J., Boer M.M., McCaw W.L., Grierson P.F., 2011 – *Climatic anomalies drive wildfire occurrence and extent in semi-arid shrublands and woodlands of southwest Australia*. Ecosphere, 2 (11): art. 127.
- Olesen C.R., Madsen P., 2008 – *The impact of roe deer (Capreolus capreolus): seedbed, light and seed fall on natural beech (Fagus sylvatica) regeneration*. Forest Ecology and Management, 255 (12): 3962-3972.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.050>
- Övergaard R., Gemmel P., Karlsson M., 2007 – *Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (Fagus sylvatica L.) in Sweden*. Forestry, 80 (5): 555-565.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpm020>
- Packham J.R., Thomas P.A., Atkinson M.D., Degen T., 2012 – *Biological flora of the British Isles: Fagus sylvatica*. Journal of Ecology, 100 (6): 1557-1608.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02017.x>
- Peters V.S., Macdonald S.E., Dale M.R., 2005 – *The interaction between masting and fire is key to white spruce regeneration*. Ecology, 86 (7): 1744-1750.
<http://dx.doi.org/10.1890/03-0656>
- Piovesan G., Adams J.M., 2001 – *Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation*. Canadian Journal of Botany, 79 (9): 1039-1047. <http://dx.doi.org/10.1139/b01-089>
<http://dx.doi.org/10.1139/cjb-79-9-1039>
- Piovesan G., Adams J.M., 2005 – *The evolutionary ecology of masting: does the environmental prediction hypothesis also have a role in mesic temperate forests?* Ecological Research, 20 (6): 739-743.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11284-005-0096-z>
- Pounden E., Greene D.F., Mchale T., 2014 – *Non-serotinous woody plants behave as aerial bank species when a late-summer wildfire coincides a mast*. Ecology and Evolution, 4 (19): 3830-3840.
<http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1247>
- Schomaker M.E., Zarnoch S.J., Bechtold W.A., Latelle D.J., Burkman W.G., Cox S.M., 2007 – *Crown-Condition Classification: a guide to data collection and analysis*. USDA, GTR-SRS-102, Asheville, pp. 82.
- Šebková B., Šamonil P., Valtera M., Adam D., Janík D., 2012 – *Interaction between tree species populations and windthrow dynamics in natural beech-dominated forest, Czech Republic*. Forest Ecology and Management, 280: 9-19.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.030>
- Selås V., Piovesan G., Adams J.M., Bernabel M., 2002 – *Climatic factors controlling reproduction and growth of Norway spruce in southern Norway*. Canadian Journal of Forest Research, 32: 217-225.
<http://dx.doi.org/10.1139/x01-192>
- Silva E.D., Mazzella P.R., Legay M., Corcket E., Dupouey J.L., 2012 – *Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress?* Forest Ecology and Management, 266: 263-272.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.031>
- Simon A., Gratzer G., Sieghardt M., 2011 – *The influence of windthrow microsites on tree regeneration and establishment in an old growth mountain forest*. Forest Ecology and Management, 262 (7): 1289-1297.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.028>
- Suszka B., Muller C., Bonnet-Masimbert M., 2000 – *Semi di latifoglie forestali: dalla raccolta alla semina*. Calderini-Edagricole Editore, Milano, pp. 322.
- Tinner W., Conedera M., Ammann B., Lotter A.F., 2005 – *Fire ecology north and south of the Alps since the last ice age*. Holocene, 15 (8): 1214-1226.
<http://dx.doi.org/10.1191/0959683605hl892rp>
- Tinner W., Lotter A.F., 2006 – *Holocene expansions of Fagus sylvatica and Abies alba in Central Europe: where are we after eight decades of debate?* Quaternary Science Reviews, 25 (5): 526-549.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.quascirev.2005.03.017>
- Tognetti R., Minotta G., Pinzauti S., Michelozzi M., Borghetti M., 1998 – *Acclimation to changing light conditions of long-term shade-grown beech (Fagus sylvatica L.) seedlings of different geographic origins*. Trees, 12 (6): 326-333.
<http://dx.doi.org/10.1007/PL00009719>
<http://dx.doi.org/10.1007/s004680050158>
- Topoliantz S., Ponge J.F., 2000 – *Influence of site condition on the survival of Fagus sylvatica seedlings in an old-growth beech forest*. Journal of Vegetation Science, 11 (3): 369-374.
<http://dx.doi.org/10.2307/3236629>
- Vacchiano G., Stanchi S., Marinari G., Ascoli D., Zanini E., Motta R., 2014 – *Fire severity, residuals and soil legacies affect regeneration of Scots pine in the Southern Alps*. Science of the Total Environment, 472: 778-788.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.101>
- Valeš E., Conedera M., Held A.C., Ascoli D., 2014 – *Fire, humans and landscape in the European Alpine region during the Holocene*. Anthropocene (in stampa). <http://dx.doi.org/10.1016/j.ancene.2014.06.006>

- van Gils H., Odoi J.O., Andrisano T., 2010 – *From monospecific to mixed forest after fire? An early forecast for the montane belt of Majella, Italy.* Forest Ecology and Management. 259 (3): 433-439.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.040>
- van Mantgem P.J., Stephenson N.L., Keeley J.E., 2006 – *Forest reproduction along a climatic gradient in the Sierra Nevada, California.* Forest Ecology and Management, 225 (1): 391-399.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.015>
- Wagner S., Collet C., Madsen P., Nakashizuka T., Nyland R.D., Sagheb-Talebi K., 2010 – *Beech regeneration research: from ecological to silvicultural aspects.* Forest Ecology and Management, 259 (11): 2172-2182.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.029>
- Williamson G.B., Ickes K., 2002 – *Mast fruiting and ENSO cycles-does the cue betray a cause?* Oikos, 97 (3): 459-461.
<http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970317.x>
- Wright B.R., Zuur A.F., Chan G.C., 2014 – *Proximate causes and possible adaptive functions of mast seeding and barren flower shows in spinifex grasses (Triodia spp.) in arid regions of Australia.* The Rangeland Journal, 36 (3): 297-308.
<http://dx.doi.org/10.1071/RJ13104>

I CAMBIAMENTI CLIMATICI E LA FUNZIONE SINK DEI BOSCHI

Severino Romano¹, Luigi Fanelli¹, Mauro Viccaro¹, Francesco di Napoli¹, Mario Cozzi¹

¹Università degli Studi della Basilicata, Potenza; severino.romano@unibas.it

La ricerca sul possibile impatto del cambiamento climatico sulle foreste d'Europa e lo sviluppo di strategie di adattamento e mitigazione è iniziato fin dagli anni '90, con l'individuazione di modelli di valutazione del rischio e, conseguentemente, di articolazione di strumenti di gestione delle superfici forestali.

La previsione degli effetti dei cambiamenti climatici sulle foreste è stata effettuata utilizzando la teoria dell'evidenza di *Dempster-Shafer* (DS) opportunamente spazializzata. Le linee di evidenza implementate fanno riferimento al concetto di Vulnerabilità e di Resilienza. I risultati del modello DS, applicati alla regione Basilicata, sono stati impiegati per valutare la perdita della capacità di assimilazione della CO₂ da parte delle diverse tipologie forestali in funzione dei livelli di vulnerabilità raggiunti al 2050 e 2100. La perdita di assimilazione di CO₂ stimata, mostra una riduzione della funzione *sink* nel tempo, tendenzialmente maggiore al 2050 rispetto al 2100.

L'approccio metodologico utilizzato ha dimostrato come l'elevato grado di dettaglio spaziale e informativo ottenuto, può rappresentare una buona base di partenza per le politiche ambientali sul monitoraggio e mitigazione dei danni da cambiamento climatico, al fine di assicurare la capacità degli ecosistemi di produrre externalità positive, compresa la capacità di sequestro di carbonio atmosferico.

Parole chiave: teoria dell'evidenza, cambiamenti climatici, vulnerabilità, resilienza, sequestro di CO₂.

Keywords: theory of evidence, climate change, vulnerability, resilience, absorption capacity.

<http://dx.doi.org/10.4129/cis-sr-cam>

1. Introduzione

Evidenze scientifiche dimostrano come l'aumento dei gas serra in atmosfera contribuisca in modo importante all'incremento della frequenza e persistenza delle alte temperature a livello globale. Giorgi *et al.* (2008) e Rayas *et al.* (2013) hanno infatti simulato lo scenario SRES A1B dell'IPCC (2007) nel bacino del Mediterraneo, prevedendo un incremento della temperatura tra i 2 e i 4°C nel corso del XXI secolo e una diminuzione delle precipitazioni dal 10% al 20%. L'irregolare distribuzione delle precipitazioni durante l'anno, il manifestarsi di eventi estremi e la modificazione dei cicli stagionali che sta interessando in particolar modo le zone semiaride ed aride del Mediterraneo sono i principali responsabili dei processi di degradazione del territorio (Casaioli e Sciortino, 1997). Tale variabilità può influenzare notevolmente gli equilibri delle popolazioni (Pederson, 2011). Questo è particolarmente vero per le superfici forestali mediterranee, caratterizzate da crescenti livelli di vulnerabilità, proporzionali allo stress idrico e ai sistemi gestionali che, molto spesso, facilitano i processi di degradazione (Vincente-Serrano *et al.*, 2012; Vettriano *et al.*, 2005), con ripercussioni sull'attività fotosintetica e sulla produttività dei soprassuoli forestali. È da tener presente come gli studi condotti sui cambiamenti climatici utilizzino dati intrinsecamente caratterizzati da imprecisione ed incertezza. Uno dei modelli in grado di distinguere i livelli di conoscenza e gestire i

livelli di incertezza è la teoria dell'evidenza di Dempster e Shafer (Shafer, 1976).

La teoria dell'evidenza di Dempster-Shafer (DS) ha come obiettivo esplicito il superamento dei limiti della concezione probabilistica bayesiana (Ippoliti, 2008). Diversi sono gli autori che hanno applicato la teoria dell'evidenza al settore forestale (Ducey, 2001; Yousefpour *et al.*, 2013; Deng *et al.*, 2011; Bernetti *et al.*, 2011). Nel presente lavoro è stata sviluppata una metodologia basata sulla teoria dell'evidenza di DS al fine di valutare lo stato medio del clima e le possibili variazioni a livello locale al 2050 e 2100 sulla base dello *Special Report on Emissions Scenarios* (SRES) A1B, la vulnerabilità dei boschi e le ripercussioni sull'attività di *sink* delle superfici forestali della regione Basilicata fornendo una stima economica del probabile "danno".

2. Materiali e metodi

Fattori esterni ad un sistema complesso possono, in alcuni casi, incidere sulla funzionalità del sistema stesso. Un tipico esempio può essere la cementificazione di estese aree urbane che, riducendo la capacità del suolo di assorbire acqua, provoca allagamenti, frane e smottamenti dei corsi idrici, eventi sempre più frequenti in ambiente mediterraneo.

Le foreste e più in generale i sistemi naturali assolvono ad una funzione di ribilanciamento, di assorbimento degli effetti prodotti da perturbazioni esterne, a condizione che la loro resilienza rimanga inalterata.

Purtroppo, l'essenza multifunzionale delle foreste non è costante nel tempo, anche a causa del cambiamento climatico. Gli effetti sono rinvenibili nella riduzione dei tassi di crescita e di produttività, nei cambiamenti nella composizione delle specie presenti e *shift* altitudinali e latitudinali, con conseguente perdita di biodiversità e della funzione di assorbimento della CO₂. Essere in grado di anticipare gli eventi, attraverso l'impiego di modelli di simulazione del clima, che permettono di predire i futuri andamenti climatici e di conseguenza valutare le possibili risposte dei sistemi forestali, può risultare di grande utilità al fine di individuare strategie di intervento e tecniche di gestione volte a migliorare la capacità di adattamento al cambiamento climatico. Il quadro metodologico adottato, riassunto nella Figura 1, analizza principalmente il concetto di vulnerabilità e resilienza dei soprassuoli forestali attraverso la teoria di DS. La vulnerabilità è definita come *il grado di suscettibilità di un sistema agli effetti negativi dei cambiamenti climatici e la sua incapacità a farvi fronte; sono inclusi la variabilità del clima e gli eventi meteorologici estremi* (IPCC, 1997) sebbene per il settore forestale concorrano soprattutto le caratteristiche ecologiche delle specie e morfologiche dell'area (Bernetti *et al.*, 2011). La resilienza invece è intesa come *la capacità dei sistemi di reagire a variazioni ambientali esterne, mantenendo la stessa struttura e le stesse modalità di funzionamento di base* (IPCC, 1997).

Applicando il concetto di resilienza ai boschi, questo può essere definito come la capacità degli stessi di reagire a variazioni ambientali esterne, conservando un certo grado di stabilità ecologica, sia dal punto di vista della composizione specifica, sia per quanto riguarda il mantenimento della struttura, in funzione dello stadio di accrescimento del bosco stesso (Bernetti *et al.*, 2011).

Nella prima fase del lavoro è stata effettuata una normalizzazione delle variabili che concorrono a determinare la resilienza e la resistenza delle superfici forestali attraverso l'impiego della *Fuzzy Logic* (Zadeh, 1965). Le variabili prese in considerazione per la resilienza e la vulnerabilità sono riportate in tabella 1.

Individuate e normalizzate le variabili che concorrono a definire la vulnerabilità e la resilienza dei sistemi forestali, attraverso la teoria di DS è stato possibile aggregare i criteri in tre indicatori di probabilità:

- 1) *Belief* della vulnerabilità (*Bel h*)
- 2) *Belief* della resilienza (*Bel s*)
- 3) Incertezza (*U; h, s*)

La teoria di DS permette di rafforzare la conoscenza, integrando diversi tipi di informazioni, distinguendo l'incertezza, al fine di comprendere eventuali rischi connessi al processo decisionale. La valutazione degli indicatori ha permesso di stimare la perdita attesa della funzione *sink* dei soprassuoli, causata dal cambiamento climatico, relazionando la vulnerabilità dei soprassuoli con la perdita di incremento di biomassa legnosa. Infine, si è proceduto alla quantificazione della riduzione di biomassa legnosa, espressa in termini di mancata fissazione di CO₂ al 2050 e al 2100, prendendo il 2012 come riferimento.

2.1 Previsione del clima a scala locale con MMD

Gran parte dei modelli di previsione del clima prendono in considerazione aree molto vaste; tali analisi risultano essere caratterizzate da un certo grado di incertezza per la carenza e la variabilità delle informazioni. In particolare è stato individuato un modello di simulazione del clima a scala locale, capace di esprimere i cambiamenti climatici in atto nella regione Basilicata in riferimento allo scenario SRES A1B dell'IPCC (AR4 - 2007). Il modello utilizzato è il *Mathematical Model Downscaling* (MMD) implementato sia sulla base delle serie storiche rilevate dalle stazioni meteo installate sul territorio regionale, sia sulle predizioni dei modelli *Multi Global Model Ensemble* (MGME - modelli di simulazione di circolazione atmosferica). Allo scopo, partendo dalle osservazioni delle stazioni di monitoraggio, è stato creato un *dataset* trentennale dal 1961 al 1990 così come proposto dal *World Meteorological Organization* (Plummer *et al.*, 2003). Nello specifico si è deciso di interpolare i dati a disposizione (temperatura media annua, temperatura media del mese più freddo e precipitazioni cumulate annue) dei modelli MGME tramite funzioni polinomiali. Successivamente si è passati ad aggregare i coefficienti angolari ax_i delle interpolazioni dei dati stazionali con quelli scaturiti dai modelli MGME dx_i , allo scopo di correlare i dati stazionali con quelli previsionali dei modelli MGME. Il risultato è un coefficiente angolare "compensato" della curva di simulazione al 2100. Ripetuta l'operazione per ciascuna stazione di osservazione, è stato possibile predire i valori di temperatura e precipitazione dello scenario considerato attraverso il metodo del *kriging*. Il *kriging* rappresenta un metodo di tipo stocastico (Hutchinson *et al.*, 1994; Laslett, 1994) per la stima degli andamenti delle temperature e delle precipitazioni particolarmente adatto in climatologia (Attorre *et al.*, 2007).

2.2 La concezione della plausibilità secondo la teoria dell'evidenza di Dempster-Shafer

La "*plausibilità*" è un concetto che ricorre in molte situazioni, dal mondo scientifico alla vita quotidiana; risponde all'esigenza di gestire e limitare l'incertezza. La plausibilità può esplicitare e formalizzare precisi modelli di comportamento e ragionamento razionale attraverso l'aiuto di altri modelli concettuali come ad esempio la teoria dell'evidenza di Dempster Shafer (DS). Poiché la trattazione dell'incertezza è il principale obiettivo della plausibilità, la teoria DS ha come obiettivo esplicito il superamento dei limiti della concezione Bayesiana: infatti, credere alla localizzazione *h*, non implica necessariamente credere alla sua negazione *s* nella misura della credenza rimanente. La teoria DS ammette dunque la possibilità teorica di fare ricorso a due distinti valori contrapposti per esprimere sia la credenza *h* sia la credenza *s*. Quindi tenendo conto del concetto di plausibilità secondo DS, possiamo dire che, mentre la *Bel (h)* rappresenta il grado di prove concrete a sostegno di un'ipotesi *h*, la plausibilità indica il grado in cui le condizioni sembrano essere giuste per questa ipotesi, anche se manca o è di difficile

attribuzione, una linea di evidenza a sostegno della stessa. Per ogni ipotesi, quindi, la *Bel(h)* rappresenta il limite inferiore del nostro impegno e la plausibilità *PLS(h)* rappresenta il limite superiore. L'intervallo tra i due rappresenta il grado di incertezza, per stabilire la presenza o l'assenza di tale ipotesi. La valutazione delle ipotesi si basa su tre concetti chiave: assegnazione di probabilità di base (*Basic Probability Assignment*, BPA), funzione di credenza (*Belief*) e plausibilità (*Plausibility*). Mediante l'assegnazione di BPA, la teoria DS non solo permette di distinguere chiaramente tra la nozione di credenza e la nozione di plausibilità, ma ne offre una rappresentazione esplicita in termini di funzioni probabilistiche. Il BPA rappresenta il contributo di un fattore (a_i) a supportare un'ipotesi specifica (ad esempio la resilienza). In questo caso, la valutazione del BPA è basata sulla combinazione di funzioni sfocate delle variabili ambientali e socio-economiche, ponderate con la tecnica dell'*Analytical Hierarchy Analysis* (Saaty, 1977, 1980; Malczewski, 2004):

$$BPA(a_i, x) = \mu_{AHP}(a_i) * \mu_{ai}(x_{ai})$$

dove $\mu_{AHP}(a_i)$ è la valutazione tramite AHP della credenza dell'effetto riguardante i danni ai soprassuoli forestali nell'ipotetico scenario di cambiamento climatico con variabile (a_i), e $\mu_{ai}(x_{ai})$ è la valutazione attraverso una funzione di appartenenza degli ipotetici effetti ambientali della variabile a_i nello spazio x . L'aggregazione per l'ipotesi di vulnerabilità e resilienza ai cambiamenti climatici, può essere fatta per coppie di prove, sulla base delle loro probabilità congiunte (Shafer, 1976). Tutti i fattori sono progressivamente aggregati a coppie per calcolare la quantità di massa probabile $m(h)$ vulnerabile e la quantità di massa $m(s)$ resiliente. Una volta che le singole BPA sono state quantificate, la tecnica DS sancisce la modalità di combinazione dell'evidenza (Shafer, 1976), aggiornando la credenza alla luce della nuova evidenza grazie alla regola della "somma ortogonale":

$$Bel(h) = \frac{m(h) * (1 - m(s))}{1 - m(h) * m(s)} \quad Bel(s) = \frac{m(s) * (1 - m(h))}{1 - m(h) * m(s)}$$

La fusione delle fonti, produce una previsione che rinforza la convinzione (Shafer, 1976) di *Bel(h)* e *Bel(s)*, già espressa da $m(h)$ e $m(s)$ con il presupposto che entrambe le fonti siano ugualmente attendibili.

Il modello permette l'aggregazione delle due evidenze *Bel(h)* e *Bel(s)*, conflittuali tra loro, normalizzando le rispettive probabilità congiunte non in conflitto, determinando l'incertezza U intrinseca alla valutazione. $U(h, s)$ mostra la localizzazione in cui bisogna approfondire ulteriori ricerche per chiarire l'incertezza.

$$U(h, s) = Bel(s) - (1 - Bel(h)) = \frac{(1 - m(h)) * (1 - m(s))}{1 - m(h) * m(s)}$$

2.3 Stima dello stock di carbonio e valutazione economica della CO₂

La stima del carbonio presente nei diversi comparti forestali, è stata effettuata attraverso il modello Forest (Federici *et al.*, 2007); questa si basa sulla metodologia IPCC (IPCC, 2003). Il modello permette di quantificare la crescita dello stock di carbonio accumulato nelle foreste. La quantificazione della massa legnosa è stata effettuata tramite le tavole di cubatura valide per il territorio lucano. A queste sono stati aggiunti gli incrementi medi annui ottenuti sia da dati bibliografici riscontrati per contesti simili a quello regionale che da osservazioni in campo (Tab. 1). Allo scopo di dare una valutazione economica della CO₂ stoccata dalle formazioni forestali analizzate si è resa necessaria l'analisi dei mercati finanziari inerenti la compravendita dei crediti di carbonio. La diversità dei progetti, la dimensione e localizzazione geografica nonché il mercato di contrattazione si traducono in una notevole variabilità dei prezzi che hanno mostrato un andamento abbastanza stabile e/o crescente fino al 2011 per poi decrescere notevolmente (SendeCO₂; Point Carbon; INEA, 2012).

I *Certified Emission Reductions* (CER) per gli scenari futuri sono stati calcolati in funzione dei CER riferiti all'anno di base (CER₂₀₁₂), opportunamente pesati in base al grado di vulnerabilità.

$$Damage_{2050} = CER_{2012} * [1 - Belief(h)_{2050}]$$

$$Damage_{2100} = CER_{2012} * [1 - Belief(h)_{2100}]$$

Nello specifico, una volta applicata la metodologia DS per determinare i livelli di vulnerabilità e resilienza dei soprassuoli forestali regionali, si è proceduto alla quantificazione della variazione dei CER al 2050 e al 2100 indotti dal cambiamento climatico.

3. Risultati

Le mappe di vulnerabilità (*Belief(h)*, Fig. 2), mostrano le proiezioni ottenute per l'intero territorio forestale regionale.

L'analisi statistica ha messo in evidenza una probabilità di rischio legata al cambiamento climatico piuttosto bassa, di 0,09 al 2050 a fronte dello 0,10 del 2100, con un intervallo tra il primo e terzo quartile di 0,10 per il 2050 e 0,11 per il 2100. Nonostante la bassa probabilità di rischio, alcune aree regionali mostrano valori di vulnerabilità superiori allo 0,5. Nello specifico, le aree forestali più suscettibili alla variazione dello stato medio del clima sono localizzate nella provincia di Matera, area in cui i livelli crescenti di aridità stimata al 2050 ed al 2100 rappresentano i fattori limitanti l'accrescimento della vegetazione forestale. Altre aree suscettibili si evidenziano nella porzione nord-ovest nord-est e sud-ovest del territorio regionale. Per queste ultime le problematiche riscontrate sono essenzialmente riconducibili alla carenza di gestione del patrimonio forestale. In riferimento alle specie, maggiori probabilità di rischio si avranno nelle pinete mediterranee con valori medi di 0,20 e 0,22 rispettivamente al 2050 e 2100 seguite dalle abetine

con una probabilità media di 0,12 al 2050 e 0,18 al 2100 e dai castagneti con valori compresi tra i 0,15 del 2050 e i 0,16 del 2100. Per tutte le altre tipologie forestali si registrano valori medi al disotto dei 0,14 punti per entrambi gli anni di riferimento. Per quanto riguarda forma la forma di governo, i valori di probabilità oscillano tra un valore minimo di 0,12 al 2050 per i cedui delle latifoglie mesofile-termofile ad un massimo di 0,22 per i cedui di castagno al 2100. Per le fustaie invece, i valori oscillano tra un valore minimo al 2050 di 0,08 per le fustaie di faggio e al 2100 di 0,23 per le fustaie di leccio. Considerando i risultati di vulnerabilità per ciascuna tipologia forestale provenienti dal modello e stimati i quantitativi di CO₂ stoccati al 2012 dalle foreste è stata proiettata la funzione di *sink* delle foreste regionali al 2050 e 2100 (Tab. 2). La valutazione economica del danno ha tenuto conto dell'estrema volatilità dei prezzi dei CER; allo scopo è stata considerata una forbice compresa tra 7,16 €/tCO₂ e 2,9 €/tCO₂ (borsa elettronica SendeCO₂. 2011; INEA, 2012) (Fig. 3). L'analisi condotta evidenzia che le perdite maggiori di capacità di assorbimento avverranno a scapito delle latifoglie e, nello specifico, dei castagneti, dei querceti mesofili e meso-termofili. Perdite consistenti avverranno inoltre nelle aree in cui mancano reali interventi di gestione forestale (Seidl *et al.*, 2014). Nei rimboschimenti di conifere e per le formazioni forestali ricadenti all'interno di aree protette, la perdita di assorbimento di CO₂ e, di conseguenza, la perdita economica sarà maggiormente contenuta.

4. Conclusioni

L'elevato grado di variabilità e di incertezza dei cambiamenti climatici ha indotto l'Unione Europea, attraverso il Libro bianco del 2009 (Commissione Europea, 2009) a chiedere agli stati membri di mettere a punto delle strategie di mitigazione e adattamento con particolare riguardo al settore forestale e agricolo. Nello specifico per il settore forestale risulta necessario che le strategie di mitigazione tengano conto di adeguate misure di adattamento per ridurre la vulnerabilità degli ecosistemi forestali, gli impatti del

cambiamento climatico e per valorizzare il ruolo che le foreste hanno per le economie locali. La metodologia utilizzata nel presente lavoro ha dimostrato come un elevato grado di dettaglio spaziale e informativo possa rappresentare una buona base di partenza per le future politiche ambientali sul monitoraggio e la mitigazione dei danni da cambiamento climatico. Infatti, l'impiego di metodologie legate all'uso della logica *fuzzy* e della teoria dell'evidenza di DS rappresentano degli strumenti efficaci per l'integrazione di dati, la previsione di fenomeni e la valutazione degli impatti derivanti dal cambiamento climatico. L'approccio utilizzato fornisce una previsione della vulnerabilità dei boschi, nonché la quantificazione economica degli impatti derivanti da una diminuzione della produttività, e di conseguenza della funzione *sink* delle cenosi forestali.

I risultati hanno evidenziato come le aree montane e sub-montane della regione presentano i maggiori valori di vulnerabilità in particolare per le specie con spiccate caratteristiche di mesofilia (progetto BioRefugia del Corpo Forestale dello Stato e dell'Università la Sapienza di Roma), soprattutto quelle governate a ceduo come i castagneti, i querceti meso-termofili e le cerrete. Maggiore vulnerabilità è stata riscontrata anche nei boschi monospecifici di conifere mediterranee lungo i litorali ioni mentre valori incoraggianti si riscontrano per le formazioni ricadenti nelle aree protette e i rimboschimenti di conifere. Per prevenire, ridurre o almeno contrastare parzialmente le problematiche che vive e a cui va incontro il patrimonio forestale, è auspicabile un approccio preventivo che coinvolge un'azione attiva dell'uomo, volto a valorizzare e potenziare le capacità di adattamento dei sistemi ambientali minimizzando gli impatti negativi. Sui popolamenti a bassa resilienza è possibile individuare interventi selvicolturali specifici che possono contribuire al miglioramento dei livelli ecologico-funzionali delle foreste. A tal proposito è consigliabile l'adozione di forme di trattamento che aumentino la diversificazione interspecifica, un calibrato aumento delle provvigioni, da ottenersi anche con l'allungamento del turno, favorendo la conversione di impianti monospecifici alloctoni con specie autoctone in sistemi tipici delle forme di vegetazione locale.

Tabella 1. Linee di evidenza della vulnerabilità e resilienza legate al settore forestale.

Table 1. Lines of evidence of the vulnerability and resilience related to the forestry sector (Fonte: elaborazione propria).

Linee di evidenza			
Vulnerabilità		Resilienza	
Evidenze	Descrizione	Evidenze	Descrizione
<i>Aridità</i>	(De Martonne E., 1926); un incremento della siccità aumenta il rischio di danni per alcune tipologie boscate.	<i>Boschi gestiti</i>	Permette di garantire la salvaguardia delle diverse funzioni, in modo integrato e bilanciato per i vari aspetti socio-economici e ambientali.
<i>Cambiamento di fascia fitoclimatica</i>	(Pavari A., 1959); maggiori rischi nelle zone di transizione.	<i>Accessibilità ai boschi</i>	La densità stradale migliora notevolmente le operazioni di gestione e sorveglianza.

(Segue tabella 1)

<i>Vigore dei boschi</i>	Indicatore che esprime la capacità a resistere ad una variazione dello stato medio del clima.	<i>Boschi in aree protette</i>	Migliore conservazione, gestione, sorveglianza e tutela dei processi ecosistemici.
<i>Pendenza</i>	La stabilità del soprassuolo è connessa alla pendenza su cui esso staziona.	<i>Forma di governo</i>	Indica il grado evolutivo delle specie, sia singole che consociate.
<i>Esposizione</i>	Influenza le diverse condizioni microclimatiche.	<i>Indice di varietà</i>	Esprime il grado di complessità territoriale determinato essenzialmente dalla numerosità interspecifica.

Tabella 2. Incremento medio per tipologia forestale.

Table 2. Average increase for forest type - Augmentation moyenne pour le type de forêt (Fonte: vari autori).

Tipologie forestali	Incremento medio (m ³ /anno)						Reference source
	Fustaie			Cedui			
	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	
Boschi di faggio			3,4			3,5	De Philippis e Bernetti (1990); Ciancio (1990)
Boschi di castagno	3	4	3,5	9	20	14,5	De Philippis e Bernetti (1990); La Marca, (1981)
Querceti mesofili			2,53	2-4	7-10	6	Castellani (1966); Antoniotti (1950); Pierangeli e Famiglietti <i>et al.</i> (1998)
Altri boschi di latifoglie mesofile			4,44			4,2	Castellani (1966); Leccese (2000)
Boschi di leccio	2	3	2,5			2,2	De Philippis e Bernetti (1990); SAF (1985)
Pinete montane			5,54				Castellani (1966); Castellani (1970)
Pinete mediterranee			6,5				Castellani <i>et al.</i> (1980)
Formazioni igrofile			5			3,6	
Piantagioni da legno e rimboschimenti			2				

Tabella 3. Quantitativi di CO₂ (t) distinti per tipologia forestale.

Table 3. Quantities of CO₂ for different forest types (Fonte: elaborazione propria).

<i>Forest model (Basilicata)</i>		<i>DS Theory</i>		
		<i>2012</i>	<i>2050</i>	<i>2100</i>
<i>Tipologie forestali</i>	<i>Superficie (ha)</i>	<i>Sink [t CO₂y⁻¹]/ha</i>	<i>Damage [t CO₂y⁻¹]/ha</i>	<i>Damage [t CO₂y⁻¹]/ha</i>
<i>(A) Faggete</i>	29463,64	13,24	2,91	3,71
<i>(B) Cerrete</i>	99866,64	19,28	4,04	4,65
<i>(C) Querceti meso-termofili</i>	80774,72	22,63	4,66	5,30
<i>(D) Castagneti</i>	8530,80	45,52	10,53	11,38
<i>(E) Leccete</i>	12406,92	14,68	3,30	3,59
<i>(F) Latifoglie mesofile e meso-termofile</i>	19342,12	15,87	3,13	3,42
<i>(G) Pinete oro-mediterranee e sub-montane</i>	5444,64	13,54	1,26	1,71
<i>(H) Pinete mediterranee</i>	18932,48	26,21	5,41	6,00
<i>(I) Formazioni igrofile</i>	12653,52	15,62	2,08	2,33
<i>(L) Piantagioni da legno</i>	2114,24	7,34	1,12	1,27
<i>(M) Abetine</i>	182,20	13,95	1,72	2,53

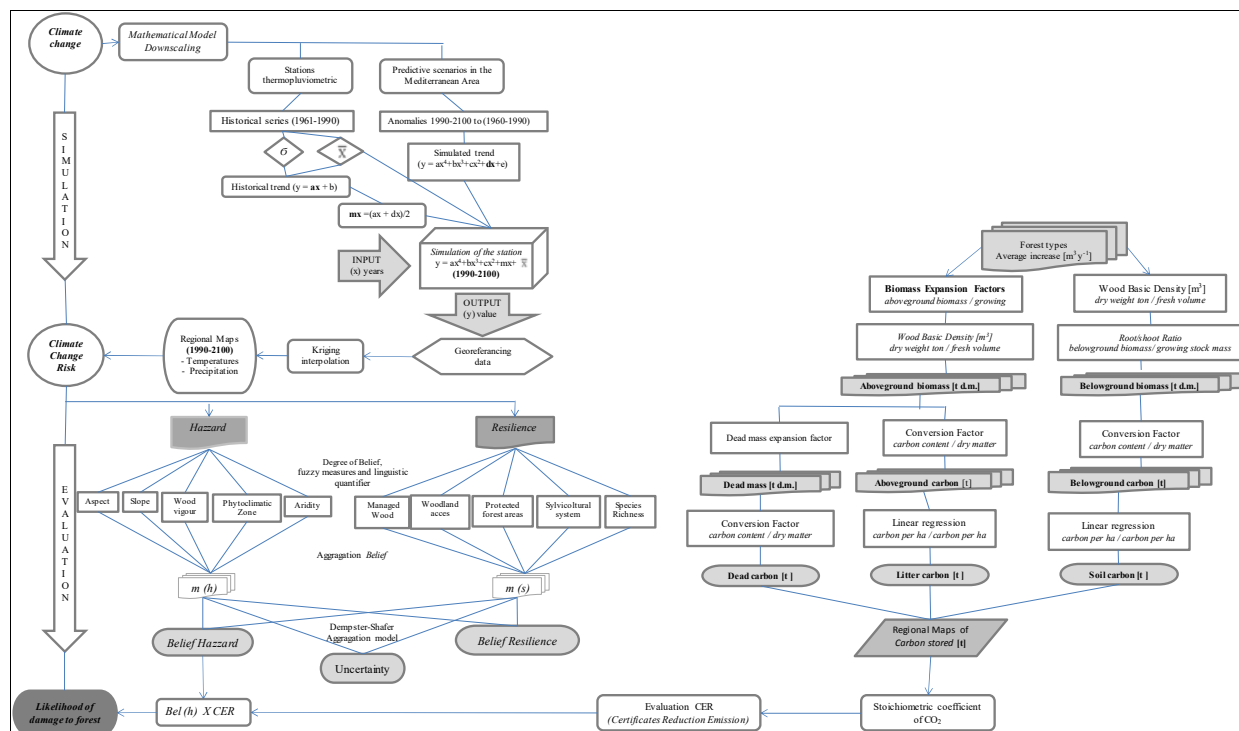


Figura 1. Modello di valutazione economica del danno al settore forestale derivato dal cambiamento climatico.

Figure 1. Model of economic assessment of the damage to the forestry sector derived from climate change (Fonte: elaborazione propria).

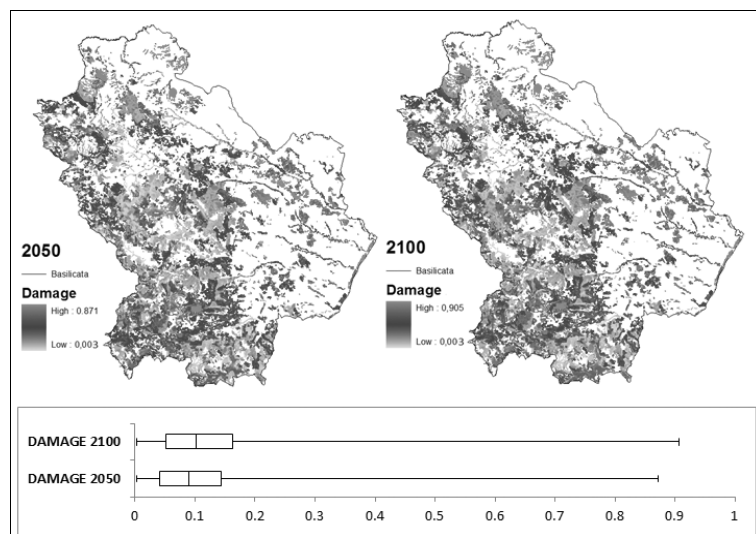
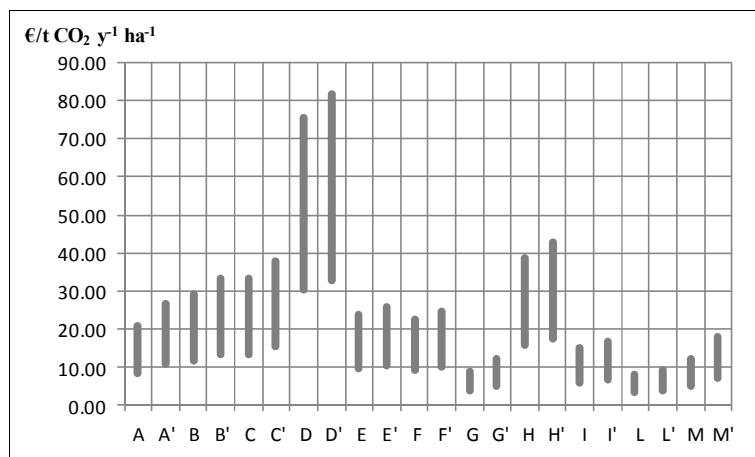


Figura 2. Mappe regionali e Box-Plot della credenza sulla vulnerabilità dei soprassuoli forestali al 2050 e 2100 secondo la teoria DS.

Figure 2. Regional maps and Box-Plot of the belief about the vulnerability of forest stands in 2050 to 2100 in accordance with the DS theory. Des cartes régionales et Box (Fonte: elaborazione propria).

Figura 3. Valutazione del danno in CER alle tipologie forestali al 2050 e 2100.

Figure 3. Assessment of damage in the CER forest types in 2050 and 2100 (Fonte: elaborazione propria).



SUMMARY

Climate change and the sink function of forest

The research on the probable impact of climate change on forests in Europe and the development of strategies for forest adaptation and damage mitigation are started since the 90s, with the identification of risk assessment models and, consequently, management tools of forestry land. The prediction of climate change effects on forests was carried out using the evidence theory of Dempster-Shafer (DS) properly spatialized. The lines of evidence implemented refer to the concept of vulnerability and resilience. The results of the DS model, applied to the Basilicata region, were used to assess the loss of capacity for CO₂ assimilation by the various forest types on the basis of vulnerability levels achieved in 2050 and 2100. The loss of CO₂ assimilation estimated, showing a reduction of the sink function over time, tend to be greater in 2050 than in 2100. The methodological approach showed that the high degree of spatial detail and information obtained can be a good starting point for environmental policy on monitoring and mitigation of climate change damages, in order to ensure the ability of ecosystems to produce positive externalities, including the ability to sequestration of atmospheric carbon.

BIBLIOGRAFIA

- Antoniotti G.B., 1950 – *Tavola auxometrica del cerro del Molise*. Ricerche sperimentali di dendrometria e auxometria, Firenze, Italy; 1: 44.
- Attore F., Alfò M., De Sactis M., Francesconi F., Bruno F., 2007 – *Comparison of interpolation methods for mapping climatic and bioclimatic variables at regional scale*. Int. J. Climatol. 27: 1825-1843.
<http://dx.doi.org/10.1002/joc.1495>
- Bernetti I., Ciampi C., Fagarazzi C., Sacchelli S., 2011 – *The evaluation of forest crop damages due to climate change. An application of Dempster-Shafer method*. Journal of Forest Economics.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jfe.2011.04.005>
- Casaioli M., Sciortino M., 1997 – *Scenari di cambiamento climatico sul bacino del Mediterraneo*. Rapporto Enea, RT/AMB/98/28.
- Castellani C., 1966 – *Il saggio di accrescimento e di utilizzazione delle fustaie sottoposte ad assestamento*. Ital. For. e Mont, (5): 197-205.
- Castellani C., 1970 – *Tavole stereometriche e alsometriche costruite per i boschi Italiani; Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e l'Alpicoltura*: Trento, Italy; 1: 1-431.
- Castellani C., Ghidini G., Tosi V., 1980 – *Tavole dendrometriche e alsometriche per il pino d'Aleppo*. Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e l'Alpicoltura: Trento, Italy, 1980-1982, 8: 3-44.
- Ciancio O., Maetzke F., Portoghesi L., 1990 – *I cedui di faggio e misti del comune di Borgo Velino*. In: Valorizzazione energetica di materiali legnosi nel Lazio, ENEA, Università della Tuscia, Viterbo, Italy, pp. 201-220.
- Commissione europea, Libro bianco 2009 – *L'adattamento ai cambiamenti climatici: verso un quadro d'azione europeo* COM, p. 147.
- De Martonne E., 1926 – *Une nouvelle fonction climatologique: l'indice d'aridité*. La Météorologie, n.s. 19.
- De Philippis A., Bernetti G., 1990 – *Lezioni di selvicoltura speciale*. CUSL: Firenze, Italy.
- Famiglietti A., Fusco G., Pierangeli D., 1998 – *I quereti in Basilicata: Aspetti selvicolturali ed economici*. Reg. Basil. Not., 3: 51-58.
- Deng Y., Sadiq R., Jiang W., Tesfamariam S., 2011 – *Risk analysis in a linguistic environment: A fuzzy evidential reasoning-based approach*. Expert Systems with Applications.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.eswa.2011.06.018>
- Ducey M.J., 2001 – *Representing uncertainty in silvicultural decisions: An application of the Dempster-Shafer theory of evidence*. Forest Ecology and Management.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00565-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00565-X)
- Giorgi F., Lionello P., 2008 – *Estimated from high resolution simulations with a regional climate model*. Global and Planetary Change, 62: 195-209.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.02.002>
- Federici S., Vitullo M., Tulipano S., DeLaurentis R., Seufert G., 2007 – *A tool for estimate of forest carbon stocks under UNFCCC: the Italian case*, submitted.
- Hutchinson M.F., Gessler P.E., 1994 – *Splines-more than just a smooth interpolator*. Geoderma, 62: 45-67. doi: 10.1111/1467-9671.0101.
- INEA, 2012 – *Stato del mercato forestale del carbonio in Italia 2012*.
- IPCC, 1997 – *The Regional Impacts of Climate Change: An Assessment of Vulnerability*. Cambridge University Press, New York.
- IPCC, 2003 – *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Ed. Penman.
- IPCC, 2006 – *Agriculture, Forestry and Other Land Use Volume 4*. Paustian K., Ravindranath N.H. e van Amstel A. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Preparato dal National Greenhouse Gas Inventories Programme (H.S. Eggleston *et al.*, editori). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Technical Support Unit, Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa, Japan. ISBN 4-88788-032-4.
- IPCC, 2007 – *Climate Change 2007. The AR4 Synthesis report*.
- Ippoliti E., 2008 – *Inferenze ampliative. Visualizzazione, analogia e rappresentazioni multiple*. Lulu Press, North Carolina.
- La Marca O., 1981 – *Ricerche dendrometriche ed auxometriche sui cedui di Castagno (Castanea sativa Mill.) della Valle dell'Irno (AV e SA)*. Accad. Ital. Sci. For., 30: 3-44.
- Laslett G.M., 1994 – *Kriging and splines: an empirical comparison of their predictive performance in some applications*. Journal of the American Statistical association.

- tion, 89: 391-400.
<http://dx.doi.org/10.2307/2290837>
- Leccese A., 2000 – *Prodromi di tipologia forestale per le fasce montana e submontana del Lazio*. Ph.D. Thesis, Università degli Studi della Tuscia.
- Malczewski J., 2004 – *GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview*. Progr. Plann., 62 (1): 3-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.progress.2003.09.002>
- Pavari A., 1959 – *Scritti di ecologia, selvicoltura e botanica forestale*. Pubblicazioni dell'Acc. It. Sc. For. Tip. B. Coppini e C., Firenze.
- Pederson N., Cook E., Jacoby G., Hopton M., 2011 – *The influence of Age and Geography on the Climatic Sensitivity and Growth rates of Southern Temperate Tree Species*. EGU General Assembly 2011, Geophysical Reserch, Vol. 13, EGU2011 - 218.
- Plummer N., Allsopp T., Lopez J.A., 2003 – *Guidelines on Climate Observation Networks and Systems*. WMO/TD N.1185.
- Point Carbon, 2012 – *Carry - over of aaus from cp1 to cp2 – future implications for the climate regime*. A briefing by point carbon, September 2012.
- Rajas M., Li L.Z., Kanakidou M., Hatzianastassiou N., Seze G., Le Treut H., 2013 – *Winter weather regimes over the Mediterranean region: Their role for the regional climate and projected changes in the twenty-first century*. Climate Dynamics, Volume 41: 551-571. <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-013-1823-8>
- Saaty T.L., 1988 – *Multicriteria decision making - the analytic hierarchy process*. Planning, priority setting, resource allocation , RWS Publishing, Pittsburgh.
- Seidl R., Schelhaas M.J., Rammer W., Verkerk P.J., 2014 – *Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage*. Nature Climate Change, 4: 806-810. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2318>
<http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2393>
- Shafer G., 1976 – *A mathematical theory of evidence*. Princeton University, Princeton.
- Vettraino A.M., Morel O., Perlerou C., Robin C., Diamandis S, Vannini A., 2005 – *Occurrence and distribution of Phytophthora species in European chestnut stands and their association with Ink Disease and crow decline*. European Journal of Plant Pathology, 111: 169 - 180.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10658-004-1882-0>
- Vicente-Serrano S.M., Zouber A., Lasanta T., Pueyo Y., 2012 – *Dryness is accelerating degradation of vulnerable shrublands in semiarid mediterranean environments*. Ecological Monographs. <http://dx.doi.org/10.1890/11-2164.1>
- Yousefpour R., Temperli C., Bugmann H., Elkin C., Hanewinkel M., Meilby H., Jacobsen J.B., Thorsen B.J., 2013 – *Updating beliefs and combining evidence in adaptive forest management under climate change: A case study of Norway spruce (Picea abies L. Karst) in the Black Forest, Germany*. Journal of Environmental Management. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.004>
- Zadeh L.A., 1965 – *Fuzzy sets*. Information and Control, 8 (3), 338-353.

GESTIONE DEI BOSCHI DI CASTAGNO E PROBLEMATICHE FITOSANITARIE

Giorgio Maresi¹, Andrea Battisti², Alberto Maltoni³, Tullio Turchetti⁴

¹Centro Trasferimento Tecnologico Fem Iasma, S Michele all'Adige; giorgio.maresi@fmach.it

²DAFNAE-Entomologia Agripolis, Università di Padova, Legnaro (PD), Italia

³Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali (GESAAF), Università degli Studi di Firenze, Italy

⁴Istituto per la Protezione delle Piante, CNR Sesto Fiorentino (FI)

I boschi di castagno, nel corso degli ultimi due secoli, hanno dovuto affrontare tre gravi avversità: l'ultima, la vespa cinese, di recente introduzione, si è sovrapposta al cancro della corteccia ed al mal dell'inchiostro, creando ulteriori preoccupazioni per il futuro degli impianti. Tutte e tre le problematiche sono presenti nell'intero areale del castagno e le scelte selvicolturali e gestionali non possono prescindere dalla loro incidenza e dal loro controllo.

I danni causati dal "mal dell'inchiostro" compaiono finora molto localizzati e strettamente legati all'andamento climatico: però il castagno non è stato distrutto ed interventi come la ceduzione e le concimazioni organiche hanno contribuito al mantenimento dei soprassuoli colpiti. Il cancro della corteccia è ormai sinonimo di ipovirulenza in tutto l'areale: ciò ha permesso il recupero dei soprassuoli produttivi e la spontanea ripresa di quelli abbandonati, anche se pesantemente danneggiati. La vespa galligena è un ulteriore ed appariscente fattore di stress, ma il buon andamento della lotta biologica ed un paio di annate più favorevoli alla vegetazione hanno incoraggiato le speranze per il suo contenimento. La presenza dei tre parassiti si inserisce in un contesto dove l'abbandono culturale e il ripetersi di eventi meteorologici sfavorevoli sono ormai la matrice comune: le scelte gestionali volte al controllo delle problematiche fitosanitarie e al mantenimento dei soprassuoli vengono proposte e discusse.

Parole chiave: *Castanea sativa*, *Phytophthora cambivora*, *Chryphonectria parasitica*, *Dryocosmus kuriphilus*.

Keywords: *Castanea sativa*, *Phytophthora cambivora*, *Chryphonectria parasitica*, *Dryocosmus kuriphilus*.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-gm-ges>

1. Introduzione

Il castagno costituisce una importante realtà nel contesto forestale italiano, in virtù dei 788.408 ha (INFC, 2007a) di boschi in cui è presente e predominante. Soprassuoli di castagno sono presenti in tutte le regioni, formando una matrice unica e quasi continua sugli Appennini ed una presenza più frammentata ma ugualmente consistente sulle Alpi e nelle zone montuose delle isole. Di fatto ad essi sono legati sia un paesaggio sia una cultura unica ed unificante per la montagna italiana, dove la tradizione della castanicoltura è millenaria e ben impressa nella memoria collettiva.

Se si confrontano i dati inventariali del 2005 con le superfici riportate all'inizio del '900, emerge l'enorme cambiamento inerente la forma di governo di gran parte dei soprassuoli, con il taglio o l'abbandono di moltissimi castagneti da frutto: attualmente i castagneti coltivati consistono oramai in 66.539 ha, poco più un decimo di quanto riportato come superficie produttiva all'inizio del '900 (610.000 ha secondo Vigiani, 1908). Contemporaneamente è cresciuta la superficie a ceduo di castagno, segno evidente del destino a cui sono andati incontro i vecchi castagneti. Il cambiamento

della forma di gestione ha avuto un impatto non solo tecnico ma anche sulla economia legata al castagno, diventando un indicatore del più generale cambiamento sociale che ha interessato i territori montani italiani negli ultimi 70 anni.

I fattori fitosanitari hanno espletato un ruolo chiave in queste modificazioni: è infatti da sottolineare come il castagno si sia dovuto confrontare negli ultimi due secoli con tre gravi avversità, tutte invasive, con la comparsa del mal dell'inchiostro a metà '800 (Puccinelli, 1859), la segnalazione del cancro nel 1938 (Biraghi, 1946) e l'introduzione della vespa cinese nel 2002 (Brussino *et al.*, 2002). Tutte e tre queste problematiche hanno svolto e svolgono un ruolo determinante nella storia della patologia e dell'entomologia forestale per i gravi impatti e per le grandi preoccupazioni suscitate con la loro diffusione nonché per la crescita delle conoscenze sui meccanismi biologici ed ecologici che il loro studio ha fornito e continua a fornire. Non desta meraviglia quindi che ben più della metà dei boschi di castagno, 411.651 ha, siano stati rilevati nell'ultimo inventario forestale (prima oltretutto della massiccia diffusione della vespa cinese) come danneggiati o con problemi patologici (INFC, 2007b). Questi numeri sembrerebbero suggerire previsioni molto

pessimistiche, in cui la specie appare minacciata o fortemente compromessa: in realtà si continua a parlare di boschi in cui il castagno è ancora presente nonostante i problemi rilevati. Gli stessi dati inventariali ci confermano che la superficie a castagno non si è ridotta ma addirittura forse si è accresciuta sia pur di poco. Inoltre diverse indagini (Pezzi *et al.*, 2011) hanno confermato che i cedui di castagno occupano fisicamente le stesse superfici dei vecchi castagneti da frutto, mentre la transizione verso altre tipologie di bosco quali faggeta o ostrieto, ha interessato solo porzioni marginali dei castagneti totali. Il castagno mantiene quindi ancora un ruolo fondamentale nella selvicoltura italiana. Il perché della sua sopravvivenza così come il suo possibile recupero colturale passa necessariamente attraverso la comprensione dei meccanismi ecologici delle sue problematiche fitosanitarie, di seguito illustrate.

2. Mal dell'inchiostro

La più "antica" delle malattie del castagno rimane ancora la più pericolosa in quanto è l'unica che può uccidere l'intera pianta, sopprimendone l'apparato radicale. Gli attacchi possono avere intensità assai variabile ed interessare singoli individui, piccoli gruppi od aree estese con diverse piante coinvolte a strisciate o macchie. L'esito delle infezioni può essere fulminante e far morire i castagni in una sola stagione vegetativa oppure creare situazioni di sofferenza protratta con piante deperienti per diversi anni (Biraghi 1953); più comunemente dopo la comparsa dei primi sintomi (chioma diradata, foglie piccole ed ingiallite e ricci attaccati nella parte alta della chioma) nel giro di un paio d'anni la pianta muore presentando al colletto il classico imbrunimento a fiamma sotto corteccia, sintomatico dell'avvenuta colonizzazione ed uccisione dei tessuti cambiali. Può inoltre comparire o meno l'emissione di essudati nerastri che ha dato il nome alla malattia.

La difficoltà nell'identificare l'agente patogeno ha impedito per molto tempo una chiara comprensione della malattia. Ora è noto che l'agente causale è la *Phytophthora cambivora* Petri Buism. (Petri, 1917) a cui in alcuni casi si associano o sostituiscono altre specie di *Phytophthorae* come *P. cinnamomi*. Quest'ultimo patogeno, di maggior pericolosità per la sua polifagia e più comune in altre zone europee, sembra al momento confinato in singoli e rari focolai mentre compare più spesso nei vivaia.

L'acqua circolante nel terreno è il principale fattore per la diffusione delle spore del patogeno responsabili delle prime infezioni sulle radici fini, ma da tempo è stato chiarito che la malattia non si limita alle zone regolarmente sommerse ma può diffondersi anche su pendii e crinali, dove può colpire gruppi di piante anche consistenti. Le condizioni edafiche e soprattutto microbiologiche del suolo sono fondamentali per l'affermarsi delle infezioni. È noto infatti che il patogeno può essere ritrovato anche in contesti sani (Vettrano *et al.*, 2004) vista la sua capacità di sopravvivere nel suolo a lungo. Le condizioni meteorologiche sono fattori determinanti: in special modo le

siccità prolungate indeboliscono le piante e riducono la vitalità della microflora, le precipitazioni abbondanti invece stimolano la diffusione del patogeno e le alte temperature invernali ne favoriscono la sopravvivenza. Negli ultimi decenni tali condizioni si sono ripetute ed hanno sicuramente favorito la ricomparsa su larga scala della malattia che attualmente è presente in maniera uniforme quasi ovunque.

Il mantenimento di una buona vitalità delle condizioni microbiologiche del suolo e della pianta è fondamentale per il contenimento del problema nei castagneti coltivati: prove di concimazione organica con pollina commerciale e concimi organici con microelementi (Turchetti *et al.*, 2003), hanno migliorato la struttura del suolo e l'apporto di nutrienti ha permesso il recupero di piante con sintomi iniziali della malattia, permettendone anche la ripresa produttiva. Tali sistemi sono da preferirsi in quanto agiscono sia direttamente che indirettamente nel ricreare condizioni microbiologiche sfavorevoli al patogeno. È fondamentale l'attenzione al mantenimento della sostanza organica nel suolo evitando pratiche come la combustione di foglie e ricci che nel lungo periodo indeboliscono la fertilità microbica. Nel contesto dei cedui e dei castagneti abbandonati si è potuto osservare come il castagno tenda a rinascere sotto le chiome disseccate dal mal dell'inchiostro con la rinnovazione naturale, permettendo così il mantenimento delle specie. Inoltre spesso le ceppaie non muoiono completamente e dalla parte ancora sana possono ripartire nuovi ricacci di vegetazione. Queste situazioni, ancora poco studiate, potrebbero spiegare la mancata sparizione del castagno nonostante la diffusione della malattia. Il rischio di diffondere ed incrementare i focolai attraverso materiale vivaistico infetto rimane molto alto ed occorre pertanto rivolgere particolare attenzione ed utilizzare solo piantine certificate e sicure nei rinfoltimenti e nei nuovi impianti.

3. Il cancro della corteccia

Ovunque ci sia il castagno è presente il cancro ed ovunque c'è il cancro c'è anche l'ipovirulenza. Questo assioma rappresenta la situazione della malattia in Italia: la *Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr si è infatti diffusa ovunque a partire dal secondo dopoguerra ma dopo i primi gravi danni che molto hanno inciso sull'abbandono o sulla ceduzione dei vecchi castagneti da frutto, la comparsa dell'ipovirulenza (Biraghi, 1950) e la sua diffusione del tutto naturale ha permesso la sopravvivenza e la ripresa delle piante. I cancri cicatrizzanti attivi e cicatrizzati (Turchetti *et al.*, 2008) sono predominanti in tutti i castagneti mentre le infezioni virulente e mortali rimangono generalmente confinate su singoli rami o rametti e sui polloni sottoposti. L'ipovirulenza è un fenomeno complesso (Turchetti *et al.*, 2010b), in cui un inoculo misto del fungo composto da ceppi a diversa virulenza, alcuni dei quali contenenti un hypovirus direttamente coinvolto nella perdita di virulenza, interagisce con la reazione di *Castanea sativa*. L'esito delle infezioni è mediato dalle condizioni ambientali: in particolar

modo si è potuto spesso notare come fattori di stress come grandinate, siccità, danni da selvatici o da fuoco ecc. possono momentaneamente alterare l'equilibrio a sfavore dell'ipovirulenza provocando una ripresa localizzata, e limitata a branche e polloni, della mortalità. È altresì vero che finora mai questi riscoppi hanno dato luogo a nuove ondate epidemiche su larga scala e che generalmente le piante hanno recuperato nel giro di poche stagioni vegetative. In sostanza si può affermare che l'ipovirulenza è diffusa ovunque e sembra mantenersi stabile e predominante nel corso del tempo. Anche l'interazione con il cinipide, nonostante qualche allarme suscitato inizialmente (Turchetti *et al.*, 2010a) non sembra al momento aver alterato gli equilibri osservati. Di fatto è stata la diffusione dell'ipovirulenza a permettere nei decenni scorsi il recupero della castanicoltura in tante zone italiane garantendo sia il recupero vegetativo delle piante sia la possibilità delle operazioni colturali. Attualmente i danni riscontrati sui castagni da frutto sono facilmente gestibili con interventi di potatura con i quali si prevede l'eliminazione delle infezioni mortali ben distinguibili sulle chiome per il permanere delle foglie disseccate. Sono ancora problematici gli innesti, facilmente suscettibili agli attacchi, ma una corretta ed attenta realizzazione e la protezione con mastici biologici può permettere il superamento delle criticità. Nei cedui la dinamica del cancro sembra semplicemente sovrapporsi a quella naturale con danni limitati ai polloni nelle fasi giovanili ed in particolare a quelli sottoposti e in forte competizione sulle ceppaie.

4. La vespa cinese

La comparsa e la rapidissima diffusione di *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu ha creato forte sconcerto e preoccupazione. La colonizzazione totale dell'intero areale del castagno è avvenuta nel giro di pochissimi anni e le manifestazioni degli attacchi con la presenza di migliaia di galle sulle piante è stata ovunque alquanto impressionante.

L'enorme prolificità del parassita, con solo femmine partenogenetiche capaci di deporre fino a un centinaio di uova, la capacità di volo degli insetti spesso sottovalutata, e l'assenza di sintomi visibili sul materiale di propagazione durante le prime fasi, ha reso possibile questa invasione così rapida e vasta. L'impatto del parassita si manifesta con la presenza di galle che possono interessare le lamine fogliari o svilupparsi bloccando o distortendo l'accrescimento nei nuovi getti (Maltoni *et al.*, 2012b); le foglie con galle già di dimensioni più piccole cadono precocemente aumentando il diradamento delle chiome. Oltre all'impatto diretto viene intaccata l'efficienza fotosintetica delle foglie con le galle che diventano depositi di amido (Ugolini *et al.*, 2014). L'impatto più forte è comunque sull'architettura della chioma che viene fortemente diradata al suo interno, perdendo molta massa fogliare che ovviamente non viene oltretutto restituita al terreno, avviando quindi anche un generale impoverimento del suolo. Attualmente non risultano piante

uccise dagli attacchi del cinipide mentre è ancora da valutare il reale impatto delle infestazioni sulla produzione di frutti. Recenti indagini hanno però evidenziato una correlazione diretta tra il livello di infestazione e la riduzione della quantità di frutti raccolti (Battisti *et al.*, 2014). Né il mal dell'inchiostro né il cancro sembrano direttamente favoriti dalla presenza del cinipide e, nonostante alcuni iniziali timori ed osservazioni, le galle non risultano essere fonti di nuove infezioni di cancro anche perché massicciamente colonizzate da altri funghi. Le piante fortemente colpite sembrano anzi meno attaccate dal cancro che riappare però non appena si verifica un accenno di ripresa vegetativa.

Dopo il fallimento dei primi decreti di lotta obbligatoria, che non hanno bloccato la diffusione di materiale vivaistico infetto, si è avuta la pronta attivazione di metodi di lotta biologica mediante l'introduzione del parassitoide specifico *Torymus sinensis* Kamijo (Quacchia *et al.*, 2008).

L'implementazione della tecnica di allevamento e l'estensione su tutto il territorio nazionale grazie al progetto nazionale BIOINFOCAST del rilascio in campo del parassitoide sta al momento dando buoni risultati: il parassitoide si è insediato in tutti i siti di lancio e in alcune località si sta diffondendo con velocità maggiori del previsto, provocando una riduzione del numero di galle che comincia ad essere già evidente nei siti dove è stato rilasciato da alcuni anni. All'azione del parassitoide introdotto si aggiunge una presenza per quanto assai ridotta di parassitoidi indigeni e l'azione sulle galle di alcuni funghi anch'essi capaci di colpire parte dei cinipidi. Purtroppo molti dei funghi capaci di colonizzare i tessuti delle galle ed occasionalmente l'insetto (Addario e Turchetti, 2011) sono in realtà deboli patogeni o comunque possono causare problemi anche su altre colture.

Oltre a *Botrytis* ed *Alternaria*, sono stati isolati alcuni *Fusarium* e recentemente anche *Colletotrichum acutatum* (Gaffuri *et al.*, 2015). Il fungo più diffuso risulta però essere *Gnomoniopsis* sp (Magro *et al.*, 2010) la cui possibilità di utilizzo come possibile agente di lotta biologica è vanificata dalla sua dannosità sui frutti sotto descritta.

Nel corso di sperimentazioni condotte in varie regioni si è potuta constatare la notevole efficacia delle concimazioni organiche primaverili ed autunnali capaci di favorire una buona vegetazione delle piante già fortemente colpite dal cinipide. Tale pratica è proponibile sui soggetti più indeboliti e può garantire un buon recupero anche della produzione di frutti (Turchetti *et al.*, 2012).

Inoltre prove condotte attraverso tecniche di potatura intensa sia verde che invernale hanno permesso di ottenere chiome compatte e piene sia su piante adulte che su giovani innesti (Maltoni *et al.*, 2012a). Tali pratiche, per quanto impegnative, si presentano come un'ulteriore possibilità per recuperare la piena produttività di piante fortemente infestate dall'insetto e possono essere pertanto considerate nella gestione degli impianti da frutto.

5. Le avversità dei frutti

Le due ultime annate, 2013 e 2014, hanno visto una drastica riduzione della produzione negli impianti da frutto che si accoda ad un generale trend di raccolti scarsi riscontrati negli ultimi anni più o meno in tutta Italia. Non è chiaro se questo fatto sia dovuto a fattori climatici o a problemi fisiologici legati al cinipide, ma desta allarme la constatazione che i dati peggiori siano relativi a queste ultime annate con forte piovosità che hanno permesso quasi ovunque una buona vegetazione delle piante, nascondendo o annullando l'impatto della vespa. Contemporaneamente è cresciuta l'incidenza dei danni procurati dalle cidie e dai funghi che spesso hanno superato la soglia del 50% del raccolto.

Sulle prime sono in corso interessanti sperimentazioni di controllo con metodi biologici che al momento nonostante qualche risultato incoraggiante non si sono ancora concretizzati in pratiche gestionali (Curtò *et al.*, 2010; Pedrazzoli *et al.*, 2010).

L'aumento dei danni da funghi appare invece collegato alla massiccia diffusione di *Gnomoniopsis* sp. Questo patogeno, agente della mummificazione bianca o marciume bruno delle castagne, è stato riscontrato in numerose regioni italiane e si è reso responsabile di perdite notevoli di castagne e marroni che risultavano a volte infetti già dentro i ricci. Esistono ancora molti dubbi sulla reale identità del fungo, riconosciuto contemporaneamente con nomi diversi in Piemonte ed in Australia (Visentin *et al.*, 2012; Shuttleworth *et al.*, 2012) ma di fatto capace di causare gli stessi sintomi già descritti per *Phoma endogena*, mostrandone anche le medesime caratteristiche bioecologiche (Maresi *et al.*, 2013). Desta però impressione la sua massiccia colonizzazione delle galle e il suo ritrovamento come endofita nei rametti fortemente indeboliti dal cinipide (Ugolini *et al.*, 2014). Il legame con il cinipide deve essere chiarito in quanto in Australia dove il patogeno arreca molti danni è assente la vespa cinese, però indubbiamente o l'impatto dell'insetto o le condizioni climatiche hanno creato una situazione favorevole ad un vero riscoppio epidemico di una problematica che sinora era risultata sempre molto localizzata. Gli aspetti ecologici di questa diffusione compreso un suo eventuale impatto sulla rinnovazione naturale sono ancora tutti da investigare.

6. I castagneti da frutto

Nei castagneti da frutto è attualmente possibile contenere l'impatto delle malattie negli impianti coltivati esclusivamente con metodi colturali e di gestione del tutto rispettosi dei meccanismi bioecologici. Di fatto si può ridurre l'impatto dei danni evitando del tutto l'uso di prodotti chimici e salvaguardando così il valore aggiunto del prodotto marrone o castagna ossia la sua naturalità.

La predominanza di cancri cicatrizzanti attivi e cicatrizzati assicura nuove infezioni che in stragrande maggioranza evolveranno positivamente. Per cui in una buona gestione è sufficiente incrementare l'ipovirulenza, eliminando via via le poche infezioni

virulente che si manifestano e gestendo sempre con le potature gli eventuali riscoppi di danni legati a stress meteorologici.

Per il mal dell'inchiostro si deve intervenire quando le piante manifestano i segni iniziali di sofferenza. L'intervento di concimazione organica va però affiancato a buone pratiche di gestione del suolo, dove si rinuncia al fuoco e si restituisce come compost, sparso sotto la proiezione della chioma, tutta la sostanza organica prodotta.

La gestione oculata del suolo è determinante per la castanicoltura del futuro anche per quanto riguarda il problema rappresentato dall'indebolimento delle piante dovuto al cinipide. Mantenendo una buona componente organica ed eventualmente integrandola con adeguate concimazioni si può evitare l'eccessivo indebolimento delle piante troppo colpite, in attesa che la diffusione del parassitoide faccia sentire i suoi effetti. Il rilascio della ramaglia di risulta fino all'estate permette lo sfarfallamento dei parassitoidi presenti nelle galle sui rami ed impedisce così la perdita di parte della loro popolazione: anche in questo caso va assolutamente evitato il fuoco o la triturazione di questo materiale.

Frequenti potature con asportazione di rami di piccolo diametro, effettuate più con il seghetto che con la motosega, rappresentano un'altra pratica colturale che dovrebbe permettere il pieno recupero della funzionalità delle chiome dopo i danni dovuti alla vespa cinese. Anche in questo caso occorre però che ad agire sia personale ben formato e capace di valutare adeguatamente le realtà incontrate.

Da quanto riportato sopra emerge che la castanicoltura debba tendere a diventare (o forse a ridiventare) più intensiva. Più propriamente, la nuova castanicoltura richiede una maggiore formazione e preparazione dei castanicoltori, chiamati a saper riconoscere la realtà fitosanitaria dei loro impianti e a conoscere semplici ma decisive indicazioni su come agire. Lo sforzo di formazione è stato suggerito ed applicato in diversi contesti già da molto tempo (Mariotti *et al.*, 2009) e proprio l'esperienza con il *Torymus* l'ha concretizzato negli ultimi anni in numerosissimi incontri di informazione e formazione che hanno portato anche al coinvolgimento diretto dei castanicoltori nella gestione del materiale e nei lanci del parassitoide. Su questa strada val la pena proseguire anche per poter monitorare di fatto la situazione che verrà a crearsi nel futuro nelle diverse realtà.

Le problematiche sulla produzione dei frutti possono influire sulle reali possibilità di una castanicoltura produttiva: ulteriori annate negative porteranno inevitabilmente ad un nuovo abbandono della coltura, per l'evidente impossibilità di garantire un reddito se non adeguato almeno sufficiente a ripagare le spese. La passione che anima i produttori non è comunque infinita e soprattutto rischia di non trasmettersi alle nuove generazioni in assenza di una valenza economica sicura.

L'abbandono è in realtà la situazione di gran parte dei castagneti italiani, compresi quasi tutti quelli segnalati come danneggiati dall'Inventario nazionale. In questi contesti, l'aspetto quasi spettrale con ampie parti di

chioma disseccate o intere piante morte è dato dall'accumulo dei danni nel tempo e viene intensificato da andamenti meteorologici troppo spesso non favorevoli. Però il castagno non è sparito e rimane in massima parte predominante lasciando spazio ad altre specie solo raramente e laddove molto forti sono i fattori di disturbo (Paci *et al.*, 2000).

Per questi impianti non è possibile parlare di scelte selvicolturali adeguate se prima non si risolve quello che è il vero problema: l'assenza dei proprietari o il loro completo disinteresse nei confronti degli impianti. Viste l'estensione delle superfici interessate, varrebbe la pena considerare interventi esterni di supporto finanziario per favorire forme di conduzione consorziate tali da permettere una gestione, anche se minimale. Ciò al fine di salvaguardare gli aspetti paesaggistici e di difesa idrogeologica, fortemente minacciati.

Per il momento si può solo constatare che comunque la diffusione dell'ipovirulenza ed il suo mantenimento avvengono lo stesso, anche se la maggior competizione può favorire localmente la recrudescenza di danni.

Il mal dell'inchostro non sembra anche in questo caso essere il *driver* principale dell'evoluzione verso altre tipologie ma su questo punto non esistono ancora studi dettagliati.

Cinipide e stress climatici sono al momento i fattori perturbativi più evidenti ma almeno sul primo è presumibile che il controllo con il parassitoide possa avere effetti positivi rilevanti anche in queste situazioni. Il recupero produttivo sia per il frutto che per il ceduo riporta questi contesti nelle tipologie e nei criteri gestionali sopra ricordati. Sarà interessante seguire l'evoluzione di questi soprassuoli e le successioni che ne deriveranno.

7. Il ceduo

Il ceduo ha tutto sommato una gestione abbastanza semplice per quanto riguarda gli aspetti patologici: il rilascio di matricine con cancri cicatrizzanti e cicatrizzati, il ricaccio delle ceppaie e il rilascio della rinnovazione nei focolai di mal dell'inchostro, il rilascio in sito delle ramaglie con le galle per mantenere la popolazione del parassitoide rappresentano nel loro insieme misure sufficienti a garantire un accettabile stato vegetativo del castagno.

Queste indicazioni sono facilmente trasmissibili anche agli operatori e si inseriscono senza problemi negli aspetti economici della gestione. Più preoccupante potrebbe risultare l'interazione tra stress climatici, attacchi da cinipide e riscoppi del cancro o nuovi focolai di mal dell'inchostro. Sotto quest'aspetto le nuove condizioni create da un evidente cambiamento climatico con temperature più alte e precipitazioni più intense potrebbero aprire scenari del tutto nuovi in cui ad esempio la vitalità della pianta si scontrerà con maggiori rischi di infezioni fungine come quelle da *Phytophthora* spp. Senza contare un possibile impatto della massiccia diffusione di *Gnomoniopsis* sp su frutti e rami, ancora tutto da verificare.

8. Conclusioni

L'esperienza acquisita finora sulle problematiche fitosanitarie del castagneto è abbastanza soddisfacente e va decisamente verso la piena sostenibilità economica ed ambientale delle pratiche gestionali.

Le problematiche citate sopra sono al momento affrontabili e i risultati gestionali sono nel complesso positivi. Rimangono aperte sia la grande incognita dell'evoluzione climatica sia la situazione precaria della produzione: questi fattori mantengono una certa fluidità sul futuro della castanicoltura italiana con scenari o di un completo abbandono, o di un buon recupero o per lo meno di una serena sopravvivenza. In questo contesto occorre far tesoro dell'esperienza organizzativa e gestionale dei progetti legati alla lotta al cinipide e implementare una strategia globale sul castagno che tenga conto a 360° di tutte le problematiche legate a questa specie; la rete molto efficace tra tecnici, amministratori, castanicoltori e ricercatori è la soluzione per poter avviare anche in futuro sperimentazioni e ricerche, capaci di risolvere i tantissimi problemi ancora aperti sia nell'ecologia dei parassiti e del castagneto sia negli aspetti gestionali. Questo approccio sembra essere anche l'unico per superare la costante carenza di finanziamenti, attivando sinergie positive tra le risorse umane ed economiche presenti sul territorio. È comunque fondamentale che si mantenga la consapevolezza che l'enorme superficie a castagno in Italia deve ritornare ad essere una risorsa per la montagna, recuperando tutti gli aspetti che ne hanno permesso la sopravvivenza e lo sviluppo. La consapevolezza acquisita sugli aspetti fitosanitari può e deve diventare la base per una nuova gestione capace di innovare e valorizzare la grande valenza di questo patrimonio.

SUMMARY

Chestnut wood management in relation to phytosanitary problems

In the last two centuries, the chestnut tree was interested by three invasive pathogens or pests: the last one, the Asian chestnut gall wasp, has overlapped the already present and common chestnut blight and ink diseases, enhancing the worries on the future of chestnut woods. Nowadays, all the three phytosanitary problems are present in the whole chestnut range and silvicultural management needs to consider them carefully. Ink disease caused limited and localized damage, strictly related to climate pattern, thus chestnut has not disappeared and its management as coppice has preserved the species presence. Chestnut blight has been controlled in the whole of chestnut range by hypovirulence, allowing both the recovering of productive stands and the spontaneous re-growth of abandoned ones, where chestnut is still surviving even if severely damaged. The Asian gall wasp is another very important stress factor but satisfactory results in biological control

combined with favorable weather in the last years may reduce the concern. The three parasites thrive in a general context where abandonment and extreme weather conditions are common, so management options are needed to reduce the damage and to allow the survival of the stands.

BIBLIOGRAFIA

- Addario E., Turchetti T., 2011 – *Parasitic fungi on Dryocosmus kuriphilus in Castanea sativa necrotic galls*. Bull. Insectol., 64: 269-273.
- Battisti A., Benvegnù I., Colombari F., Haack R.A., 2014 – *Invasion by the chestnut gall wasp in Italy causes significant yield loss in Castanea sativa nut production*. Agricultural and Forest Entomology, 16 (1), 75-79. <http://dx.doi.org/10.1111/afe.12036>
- Biraghi A., 1946 – *Il cancro del castagno causato da Endothia parasitica*. L'Italia Agricola, 7: 406.
- Biraghi A., 1950 – *Caratteri di resistenza in Castanea sativa nei confronti di Endothia parasitica*. Bollettino della Stazione di Patologia Vegetale, Rome, 7: 161-171.
- Biraghi A., 1953 – *Notizie sul mal dell'inchiostro del castagno*. Monti e Boschi, 4: 106 -107.
- Brussino G., Bosio G., Baudino M., Giordano R., Ramello F., Melika G., 2002 – *Pericoloso insetto esotico per il castagno europeo*. L'informatore Agrario, 37: 59-61.
- Curtò G., Reggiani A., Dallavalle E., Bariselli M., 2010 – *Contenimento dei lepidotteri carpofagi del castagni per mezzo di nematodi entomopatogeni*. In: Atti del 5° Convegno nazionale castagno: Cuneo, 13-16 ottobre 2009, pp. 140-147.
- Gaffuri F., Maresi G., Pedrazzoli F., Longa C.M.O., Boriani M., Molinari M., Tantardini A., 2015 – *Colletotrichum acutatum associated with Dryocosmus kuriphilus galls on Castanea sativa*. Forest pathology, 45: 169-171.
- INFC, 2007a – *Le stime di superficie 2005. Prima parte*. Autori: G. Tabacchi, F. De Natale, L. Di Cosmo, A. Floris, C. Gagliano, P. Gasparini, L. Genchi, G. Scrinzi, V. Tosi. Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. MiPAF - Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA - ISAFA, Trento. <http://www.infc.it>.
- INFC, 2007b – *Le stime di superficie 2005. Seconda parte*. Autori: G. Tabacchi, F. De Natale, L. Di Cosmo, A. Floris, C. Gagliano, P. Gasparini, I. Salvadori, G. Scrinzi, V. Tosi. Inventario nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. MiPAF - Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA - ISAFA, Trento. [on line] URL: <http://www.infc.it>.
- Magro P., Speranza S., Stacchiotti M., Martignoni D., Paparatti B., 2010 – *Gnomoniopsis associated with necrosis of leaves and chestnut galls induced by Dryocosmus kuriphilus*. New Disease Reports, 21: 15.
- Maltoni A., Mariotti B., Jacobs D.F., Tani A., 2012a – *Pruning methods to restore Castanea sativa stands attacked by Dryocosmus kuriphilus*. New Forests, 43: 869-885. <http://dx.doi.org/10.1007/s11056-012-9323-y>
- Maltoni A., Mariotti B., Tani A., 2012b – *Case study of a new method for the classification and analysis of Dryocosmus kuriphilus Yasumatsu damage to young chestnut sprouts*. iForest, 5: 50-59.
- Maresi G., Oliveira Longa C., Turchetti T., 2013 – *Brown rot on nuts of Castanea sativa Mill: an emerging disease and its causal agent*. iForest, 6: 294-301.
- Mariotti B., Maresi G., Maltoni A., 2009 – *Tradizione, innovazione e sostenibilità: una selvicoltura per il castagno da frutto*. In: Atti del Terzo Congresso nazionale di selvicoltura: per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani: Taormina (ME) (a cura di O. Ciancio). Firenze: Accademia Italiana di Scienze Forestali, 3: 851-857. ISBN: 978-88-87553 16-1.
- Paci M., Maltoni A., Tani A., 2000 – *I castagneti abbandonati della Toscana: dinamismo e proposte gestionali*. In: Bucci G., Minotta G., Borghetti M. (eds) Applicazioni e prospettive per la ricerca forestale in Italia, Atti II congresso SISEF (Bologna, 20-23 October 1999), pp. 9-16.
- Pedrazzoli F., Salvadori C., De Cristofaro A., Di Santo P., Sabbatini Peverieri G., Roversi P.F., Quacchia A., Alma A., Ziccardi A., Angeli G., 2010 – *A novel approach to the environmentally safe control of chestnut tortricid moths*. Workshop on sustainable protection of fruit crops in the Mediterranean area: programme and abstract book. Vico del Gargano (Italy), 12-17 September 2010, 44.
- Petri L., 1917 – *Studi sulla malattia del castagno detta "dell'inchiostro"*. M. Ricci ed. Firenze, pp. 182.
- Pezzi G., Maresi G., Conedera M., Ferrari C., 2011 – *Wood species composition of chestnut woods in the Northern Apennines: the result of 200 years of changes in land use*. Landscape ecology, 26 (10): 1463-1476. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-011-9661-8>
- Puccinelli M., 1859 – *Giornale di Agricoltura*. Lucca, Italy.
- Quacchia A., Moriya S., Bosio G., Scapin I., Alma A., 2008 – *Rearing, release and settlement prospect in Italy of Torymus sinensis, the biological control agent of the chestnut gall wasp Dryocosmus kuriphilus*. BioControl, 53: 829-839. <http://dx.doi.org/10.1007/s10526-007-9139-4>
- Shuttleworth L.A., Liew E.C.Y., Guest D.I., 2012 – *Gnomoniopsis smithogilvyi*. Fungal Planet, 108. 4 June 2012, Fungal Planet description sheets 143 Persoonia, 28: 142-143.
- Turchetti T., Addario E., Maresi G., 2010a – *Interazioni tra cinipide galligeno e cancro della corteccia: una nuova criticità per il castagno*. Forest@, 7: 252-258. <http://dx.doi.org/10.3832/efor0642-007>
- Turchetti T., Addario E., Maresi G., 2010b – *Situation and Evolution of Sanitary Status in Chestnut Stands*. In: "Proceedings of the 1st European congress on chestnut: Castanea 2009", Bounous G. (convener). ISHS, Leuven, pp. 385-392.
- Turchetti T., Ferretti F., Maresi G., 2008 – *Natural spread of Cryphonectria parasitica and persistence of hypovirulence in three Italian coppiced chestnut stands*. Forest Pathol., 38: 227-243. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00557.x>

- Turchetti T., Maresi G., Nitti D., Guidotti A., Miccinesi G., 2003 – *Il mal dell'inchiostro nel Mugello (FI): danni ed approcci di difesa*. Monti e Boschi, 1: 22-26.
- Turchetti T., Pennacchio F., D'Acqui L., Maresi G., Pedrazzoli F., 2012 – *Interventi per la gestione dei castagneti invasi dal cinipide*. Forest@, 9: 227-235.
<http://dx.doi.org/10.3832/efor0701-009>
- Ugolini F., Massetti L., Pedrazzoli F., Tognetti R., Vecchione A., Zulini L., Maresi G., 2014 – *Ecophysiological responses and vulnerability to other pathologies in European chestnut coppices, heavily infested by the Asian chestnut gall wasp*. Forest Ecology and Management, 314: 38-49.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.031>
- Vettraino A.M., Morel O., Perlerou C., Robin C., Diamandis S., Vannini A. 2004 – *Occurrence and distribution of Phytophthora species in European chestnut stands, and their association with Ink Disease and crown decline*. European Journal of Plant Pathology, 111: 169-180.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10658-004-1882-0>
- Vigiani D., 1908 – *Il castagno*. Casa Agricola Fratelli Ottavi, Casale Monferrato, pp.150.
- Visentin I., Gentile S., Valentino D., Gonthier P., Tamietti G., Cardinale F., 2012 – *Gnomoniopsis castanea sp. Nov (Gnomoniaceae, Diaporthales) as a causal agent of nut rot in sweet chestnut*. Journal of Plant Pathology, 94: 411-419.

INVASIONI BIOLOGICHE ED EFFETTI SULLA BIODIVERSITÀ FORESTALE

Paolo Gonthier¹, Massimo Faccoli², Matteo Garbelotto³, Paolo Capretti⁴

¹Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari (DISAFA), Università di Torino, Grugliasco (TO), Italy; paolo.gonthier@unito.it

²Dipartimento di Agronomia, Animali, Alimenti, Risorse Naturali e Ambiente (DAFNAE), Università di Padova, Legnaro (PD), Italy

³University of California at Berkeley, Department of Environmental Science, Policy and Management, Berkeley, USA

⁴Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente (DISPAA), Università di Firenze, Italy

Le invasioni operate da organismi esotici costituiscono un effetto collaterale della globalizzazione. La frequenza di introduzione di patogeni e insetti nocivi alle foreste è in continuo aumento in tutte le aree del mondo, incluso nei Paesi del Mediterraneo. Le conseguenze delle invasioni operate da patogeni e insetti sugli ecosistemi forestali sono molteplici e complesse. Sebbene la morte di singoli individui o di gruppi di piante a causa di specie esotiche possa talvolta determinare effetti benefici sulla biodiversità e sull'ecosistema foresta, creando ad esempio i presupposti per la rinnovazione naturale, nella maggior parte dei casi tali benefici sono solo temporanei e l'invasione può invece causare notevoli danni economici ed ecologici, inclusa la riduzione della consistenza numerica delle popolazioni di specie native. L'intervento volto ad eradicare il patogeno o l'insetto nelle prime fasi del suo insediamento è nella maggior parte dei casi impedito dalla difficoltà di riconoscere tempestivamente un organismo esotico, soprattutto se nell'area di introduzione sono presenti organismi nativi simili. Tra il momento dell'introduzione e quello della sua individuazione possono trascorrere diversi anni e quando l'introduzione è segnalata è ormai troppo tardi per intervenire con programmi di eradicazione. In questo contesto sono esaminate le conseguenze attuali e potenziali sugli ecosistemi forestali, i fattori determinanti l'invasività e gli orientamenti di difesa per alcuni tra i principali patogeni e insetti invasivi presenti nel nostro Paese, la maggior parte dei quali inclusi nelle liste A2 o Alert della European e Mediterranean Plant Protection Organisation (EPPO), tra cui *Heterobasidion irregulare*, *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, *Dryocosmus kuriphilus* e scoltidi del genere *Xyleborus* e *Xylosandrus*.

Parole chiave: *Heterobasidion irregulare*, *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, *Dryocosmus kuriphilus*, *Xyleborus* spp., *Xylosandrus* spp.

Keywords: *Heterobasidion irregulare*, *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, *Dryocosmus kuriphilus*, *Xyleborus* spp., *Xylosandrus* spp.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-pg-inv>

1. Introduzione

Le invasioni biologiche operate da organismi esotici costituiscono uno tra i principali effetti collaterali della globalizzazione (Vitousek *et al.*, 1996; Lövei, 1997). La frequenza di introduzione di insetti e patogeni nocivi alle foreste è in continuo aumento in tutte le aree del mondo, incluso nei Paesi del Mediterraneo. Recenti statistiche indicano un incremento pressoché esponenziale del numero di insetti e patogeni forestali introdotti a partire dagli anni '50 del secolo scorso (Roques *et al.*, 2009; Santini *et al.*, 2013). Il numero medio di insetti introdotti ogni anno in Europa è più che raddoppiato in circa 50 anni, passando da 8,1 specie per anno negli anni '50 a 17,5 specie per anno negli anni 2000. L'area di origine degli insetti introdotti è prevalentemente l'Asia (27,9% dei casi), seguita dal Nord America (19,8%) (Roques *et al.*, 2009). Poco meno del 7% degli

insetti introdotti proviene da aree tropicali o subtropicali, ma il numero di insetti provenienti da queste aree ha subito un incremento considerevole (circa il 37%) negli ultimi 20 anni.

Recenti statistiche riguardanti i patogeni forestali invasivi introdotti in Europa indicano in modo chiaro che le aree di origine degli stessi è mutata nel corso del tempo, con il mutare delle principali aree di scambio commerciale. Fino al 1920 la maggior parte dei patogeni forestali introdotti proveniva da altri Paesi europei, dopo il 1920 dal Nord America, mentre a partire dagli anni '50 si è registrato un incremento notevole di patogeni introdotti dall'Asia (Santini *et al.*, 2013). Mentre fino al 1950 furono introdotti per la maggior parte agenti di malattie fogliari, successivamente le introduzioni hanno riguardato prevalentemente agenti di cancro e dal 1980 agenti di marciume radicale che, come noto, possono determinare effetti

ecologici più significativi sugli ecosistemi nativi (Santini *et al.*, 2013). Le conseguenze economiche ed ecologiche dell'introduzione di insetti e patogeni sugli ecosistemi forestali sono molteplici e complesse. Sebbene la morte di singoli alberi o di gruppi di alberi a causa di insetti e patogeni esotici determini in genere danni economici trascurabili, soprattutto nelle fasi immediatamente successive all'insediamento, e possa addirittura determinare effetti benefici sulla biodiversità e sull'ecosistema foresta, creando ad esempio i presupposti per l'insediamento della rinnovazione naturale, nella maggior parte dei casi tali benefici sono solo temporanei e l'invasione può invece causare notevoli danni economici ed ecologici, inclusa la riduzione della consistenza numerica delle popolazioni di specie native. Dall'analisi dei casi storici di infestazioni ed epidemie operate da insetti e patogeni esotici a livello mondiale si delinea un quadro grave. Basti pensare alle pandemie causate in Europa e Nord America dai patogeni fungini *Ophiostoma ulmi* e *O. novoulmi*, agenti della grafiosi dell'olmo associati fra gli altri allo scolitide *Scolytus multistriatus*, introdotto accidentalmente in America settentrionale, o l'epidemia causata in Europa, ma soprattutto negli Stati Uniti, da *Cryphonectria parasitica*, agente del cancro del castagno. La virulenza di *C. parasitica* sul castagno americano (*Castanea dentata*) è stata talmente elevata che il fungo in poco più di 30 anni da un singolo punto di introduzione si era già diffuso, alla velocità di circa 35 km per anno, a tutto l'areale di distribuzione della pianta ospite, provocando la morte di circa 3,5 miliardi di alberi (Mundt *et al.*, 2009). Il castagno americano è sopravvissuto con un habitus arbustivo. Non vi è stata estinzione della specie ospite, poiché occasionalmente i giovani polloni possono sopravvivere sufficientemente a lungo per fiorire e fruttificare, ma la malattia ha provocato enormi danni economici e ha mutato il paesaggio. Casi attuali rilevanti includono sia insetti sia microrganismi patogeni. Il microrganismo patogeno *Phytophthora ramorum*, la cui area di origine è ancora ignota, è presente con quattro diverse popolazioni (*lineages*) in Europa e Nord America e causa malattia su oltre 100 specie di piante ornamentali (Grünwald *et al.*, 2012). Gravissimi danni sotto il profilo ecologico sono stati registrati soprattutto nelle zone costiere degli Stati Uniti occidentali, dove il patogeno è causa del Sudden Oak Death (SOD) su piante arboree e dove sta portando all'estinzione locale un'importante Fagacea nativa, il *Notholithocarpus densiflorus*, e dove sta uccidendo oltre l'80% degli esemplari di *Quercus agrifolia* (Davis *et al.*, 2010; McPherson *et al.*, 2010). Oltre all'invasione di insetti e patogeni esotici, la minaccia può derivare anche dall'ibridazione di organismi esotici con organismi nativi, fenomeno più frequente negli ultimi 30 anni (Santini *et al.*, 2013), e che può determinare la comparsa di ibridi caratterizzati da elevata virulenza oppure in grado di attaccare ospiti non consueti per le specie parentali, come avvenuto nel caso di *Phytophthora alni* (ibrido tra *P. cambivora* e *P. fragariae*) a carico dell'ontano (Brasier *et al.*, 1999). Secondo una delle ipotesi più accreditate, nota come *enemy release hypothesis*, il successo degli organismi

esotici deriverebbe, almeno in parte, dall'assenza o minor presenza di limitatori naturali o competitori nei nuovi ecosistemi rispetto a quelli di origine (Torchin *et al.*, 2003). Tuttavia non tutti gli organismi esotici sono invasivi, anzi, solamente una piccola parte di essi riesce ad affermarsi e una parte ancor più piccola riesce a diffondersi. Ciò è ben sintetizzato dalla regola dei dieci (*tens rule*), codificata per le piante ma ampiamente utilizzata anche per altri organismi, secondo la quale solamente 1/10 delle specie importate si afferma in natura e solamente 1/10 di queste ultime si diffonde (Vander Zanden, 2005). La possibilità che un organismo esotico si diffonda in un nuovo ecosistema dipende in maniera preponderante dalla biologia dell'organismo e dal suo grado di adattamento al nuovo habitat.

Mentre l'introduzione di organismi esotici è connessa prevalentemente a fattori economici e sociali (Pautasso, 2013), la naturalizzazione e l'invasività post-introduzione dipendono prevalentemente da fattori filogenetici ed ecologici (Santini *et al.*, 2013). È stato postulato che l'invasività nella fase post-introduzione è determinata da fattori complessi ed interconnessi, che possono tuttavia essere inquadrati in due grandi categorie (Gonthier e Garbelotto, 2013). La prima si riferisce alla suscettibilità relativa delle specie ospite native, ipotesi coerente con la mancata coevoluzione tra patogeno/insetto e ospite, mentre la seconda categoria si riferisce alla capacità dell'organismo esotico di diffondersi o trasmettersi tra gli ospiti (Gonthier e Garbelotto, 2013). Capire se i fattori alla base dell'invasione biologica sono coerenti con la prima o la seconda categoria può consentire di progettare interventi di contenimento dell'invasione al contempo efficaci e sostenibili sotto il profilo economico (Gonthier e Garbelotto, 2013).

In questo lavoro sono esaminate le conseguenze attuali e potenziali sugli ecosistemi forestali, i fattori determinanti l'invasività e gli orientamenti di difesa per alcuni tra i principali insetti e patogeni invasivi presenti nel nostro Paese, la maggior parte dei quali inclusi nelle liste A2 o Alert della European e Mediterranean Plant Protection Organisation (EPPO).

2. La vespa galligena del castagno *Dryocosmus kuriphilus*

L'imenottero cinipide *Dryocosmus kuriphilus* (Hymenoptera: Cynipidae) è fra gli insetti esotici più dannosi per il castagno.

Originario della Cina è stato introdotto in Europa nel 2002, più precisamente in Italia nell'area di Cuneo. Da qui ha iniziato ad espandersi in molte regioni italiane, per poi raggiungere rapidamente vari stati europei grazie al commercio di piantine, talee e materiale vivaistico proveniente da località già infestate. Ad inizio estate la femmina ovidepone nelle gemme della pianta ospite inducendo la formazione di galle fogliari, entro le quali si sviluppano le larve. La formazione di un elevato numero di galle porta ad un progressivo indebolimento della pianta che si manifesta con una ridotta fioritura e una diminuzione qualiquantitativa

della produzione di frutti. Per limitare lo sviluppo del parassita e contenerne i danni si è ricorsi a mezzi meccanici, come la potatura dei rami più colpiti, e chimici, tra cui l'uso di insetticidi. Tuttavia questi interventi si sono spesso rivelati inefficaci o non realizzabili per difficoltà tecniche o per motivi economici o ecologici. In Giappone e negli Stati Uniti l'insetto è stato invece limitato grazie ad un programma di lotta biologica basata sull'introduzione di un nemico naturale, il parassitoide *Torimus sinensis* (Hymenoptera: Torymidae). In Italia, la lotta biologica attuata tramite l'ausilio di questo antagonista è iniziata nel 2005 con ottimi risultati (Quacchia *et al.*, 2014). Specifici studi hanno inoltre evidenziato l'adattamento a *D. kuriphilus* anche di diversi parassitoidi autoctoni, tradizionalmente associati alle vespe galligene delle querce, che hanno dunque mostrato un cambiamento d'ospite contribuendo in modo rilevante al contenimento della vespa galligena del castagno (Panzavolta *et al.*, 2013; Quacchia *et al.*, 2013).

3. I coleotteri scolitidi dei generi *Xyleborus* e *Xylosandrus*

I coleotteri scolitidi xilofagi, e in particolare quelli appartenenti ai generi *Xyleborus* e *Xylosandrus*, sono considerati fra gli organismi invasori di maggior successo grazie alla loro capacità di essere trasportati all'interno di una vasta gamma di materiali legnosi, dove possono sfuggire alle misure di controllo preventivo e superare le condizioni climatiche avverse che si presentano durante gli spostamenti. Una volta insediatisi in nuovi ambienti, questi possono causare gravi danni al patrimonio forestale con conseguenze sotto il profilo economico e ambientale. La prima introduzione si verifica solitamente nei punti di entrata delle merci, quali porti e aeroporti, o nelle aree urbane o naturali nelle loro immediate vicinanze. Da qui gli insetti si diffondono attraverso una dispersione naturale dipendente dalla loro capacità di volo, o a distanza maggiore, se la dispersione è mediata dall'uomo. Nel corso del processo di invasione, le foreste e le aree naturali svolgono un ruolo fondamentale ma ancora poco studiato. Recenti indagini condotte in diverse decine di aree boschive localizzate in Italia nord-orientale (Veneto e Friuli Venezia Giulia) hanno analizzato i meccanismi che caratterizzano il processo di invasione biologica da parte di scolitidi xilofagi. In particolare è stato indagato l'effetto della tipologia forestale e delle specie native di potenziali alberi ospite (castagneti, faggete, orno-ostrieti, querceto-carpineti) sulla distribuzione e composizione delle comunità di scolitidi esotici appartenenti ai generi *Xyleborus* e *Xylosandrus*, al fine di predire il potenziale impatto delle stesse all'interno del nuovo ambiente e sulla fauna nativa, e identificare i siti più favorevoli per la loro stabilizzazione.

I risultati hanno dimostrato che la presenza di specie esotiche di *Xyleborus* e *Xylosandrus* è significativamente influenzata dalla tipologia forestale: il castagneto è la formazione più vulnerabile all'invasione. Sebbene il numero di specie esotiche sia inferiore rispetto a quello delle specie native, la loro densità di

popolazione è nettamente superiore (in alcuni casi addirittura in fase di pullulazione) e ciò determina un rischio di perdita di biodiversità a carico delle specie native. In questo processo un ruolo fondamentale sembra essere giocato dal microclima dei diversi ambienti, il quale è in grado di modificare le possibilità di stabilizzazione delle specie esotiche influenzando lo sviluppo degli scolitidi e dei funghi simbionti ad essi associati.

4. L'agente del disseccamento del frassino *Hymenoscyphus pseudoalbidus* (= *Chalara fraxinea*)

Il fungo ascomicete *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, meglio noto con il nome del suo anamorfo *Chalara fraxinea*, è l'agente del disseccamento del frassino (*ash dieback*), malattia che ha coinvolto negli ultimi 20 anni 23 stati europei (Timmermann *et al.*, 2011).

Generalmente la malattia colpisce *Fraxinus excelsior* e *F. angustifolia*, mentre *F. ornus*, risultato moderatamente suscettibile in prove di inoculazione in ambiente controllato, sembra essere resistente in natura (Kräutler e Kirisits, 2012). Sugli individui colpiti si osservano appassimenti e necrosi fogliari, disseccamenti dei getti apicali, caduta prematura delle foglie, emissioni di rami epicormici, scolorimenti della corteccia e necrosi a forma di diamante all'intersezione tra i rami e il fusto (Kowalski e Holdenrieder, 2009). Nelle aree in cui la malattia è presente tali sintomi vengono osservati sia su piante giovani che mature (indistintamente in bosco, vivai e aree urbane), anche se solo le prime vengono portate a morte con rapidità. Nei casi gravi i danni possono estendersi su rami causando cancri. Le piante muoiono in seguito ai progressivi disseccamenti della chioma.

Sin dai primi anni di invasione da parte del patogeno, il pattern di distribuzione geografica della malattia ha fatto pensare ad un organismo esotico, ipotesi recentemente confermata dall'affinità genetica riscontrata tra *H. pseudoalbidus* e *Lambertella albida*, parassita giapponese di scarso rilievo (Zhao *et al.*, 2012). Già dal 2007 la EPPO ha inserito il patogeno nella propria Alert List, con il fine di richiamare l'attenzione degli stati membri e di esortarli a comunicarne la presenza nei loro territori.

Dal 2009, *H. pseudoalbidus* è presente anche nel Nord Italia, in Friuli Venezia Giulia, Trentino, Veneto (Ogris *et al.*, 2010) e Lombardia (Maresi G., comunicazione personale). In considerazione della pericolosità della malattia, il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, con nota prot. 6451 del 19 dic. 2012, ha richiesto ai Servizi Fitosanitari Regionali informazioni sulla eventuale presenza del patogeno nei rispettivi territori.

La malattia ha colpito duramente le piantagioni di frassino utilizzate per produzione di legname di pregio dell'Europa settentrionale (Paesi Baltici, Danimarca) e centrale (Polonia e Germania). Gravi danni hanno interessato anche piante utilizzate per scopo ornamentale in Europa centrale e Gran Bretagna, mentre nell'Europa meridionale ed in particolare in Italia, *H. pseudoalbidus* rappresenta principalmente una minaccia alla biodi-

versità, in quanto i frassini suscettibili sono generalmente specie sporadiche e solo in pochi casi costituiscono impianti per arboricoltura con specie di pregio. Il contenimento del patogeno può essere perseguito con adeguati programmi di monitoraggio nei vivaia, che prevedano anche metodiche di diagnosi precoce, e in interventi di tipo estintivo dove il fungo è già presente sia a carico degli alberi a scopo ornamentale sia a carico degli alberi in foresta. Ad oggi sono in via di sperimentazione contro *H. pseudoalbidus* alcuni prodotti fitosanitari già in commercio per il trattamento in vivaio e piantagione.

5. L'agente di marciume radicale dei pini *Heterobasidion irregulare*

Il fungo basidiomicete di origine nordamericana *Heterobasidion irregulare* fu introdotto durante la seconda guerra mondiale nei pressi di Roma mediante importazione di legname infetto e in seguito divenne invasivo (Gonthier *et al.*, 2004, 2007; D'Amico *et al.*, 2007). Il luogo e le modalità di introduzione e di invasione sono confermate dai risultati di un recente studio di genetica di popolazione del patogeno esotico (Garbelotto *et al.*, 2013). L'areale di distribuzione di *H. irregulare* si estende dalla pineta monumentale di Fregene a Nord fino ad una piccola pineta urbana a San Felice Circeo a Sud, lungo una fascia costiera di circa 105 km (Gonthier *et al.*, 2007), prevalentemente in formazioni di pino domestico (*Pinus pinea*). Il fungo è presente anche nell'entroterra in pinete di pino domestico e pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*) e in formazioni pure a querce caducifoglie (Gonthier *et al.*, 2012, 2014a), dove però non sembra provocare danni.

L'impatto attuale, ma soprattutto quello potenziale per l'intera area europea, è rilevante, prova ne è che il fungo è stato incluso nella Alert List dell'EPPO nel 2013 e una Pest Risk Analysis è stata svolta nel dicembre del 2014. In base ad alcune indagini geostatistiche effettuate in seguito all'interpretazione di immagini satellitari, la dimensione media dei centri di mortalità di pino domestico associati alla presenza di *H. irregulare* nell'area di introduzione è di oltre 0,2 ha, ma i centri più ampi superano i 3 ha (Gonthier *et al.*, 2014a). Attualmente l'impatto è rilevante soprattutto negli impianti di pino domestico per la produzione di pinoli e nelle pinete urbane, dove la presenza del fungo potrebbe oltre che vanificare investimenti di durata decennale anche rivelarsi un grave fattore di instabilità della pianta (Gonthier *et al.*, 2014b), elemento notoriamente importante in ambiente urbano. A livello continentale, l'impatto potenziale include la riduzione della produzione legnosa, sia in termini qualitativi sia in termini quantitativi. Durante l'invasione, il fungo esotico si è ibridato in modo rilevante con la specie patogena nativa *H. annosum* (Gonthier e Garbelotto, 2011) e le conseguenze di tale ibridazione sotto il profilo evolutivo sono ignote e imprevedibili.

In base ai risultati di esperimenti in ambiente controllato, *H. irregulare* non sarebbe più patogeno di *H. annosum* sui pini europei (Garbelotto *et al.*, 2010), ma sarebbe tuttavia dotato di una capacità di colo-

nizzare legno morto e di fruttificare significativamente più elevata (Giordano *et al.*, 2014) e queste due caratteristiche potrebbero essere alla base della sua invasività.

Le azioni per un efficace contenimento di *H. irregulare* non potranno non prevedere interventi chimici o biologici per prevenire le infezioni delle ceppaie in una fascia tampone esterna alla zona colonizzata e delle limitazioni alla movimentazione di legname dalla zona colonizzata verso l'esterno (Gonthier *et al.*, 2014a).

6. Conclusioni

Le barriere geografiche che hanno mantenuto separati diversi ecosistemi e hanno contribuito a preservare la biodiversità si stanno lentamente assottigliando. Le analisi statistiche indicano dati costantemente crescenti riguardo al flusso delle merci e in particolare a quello di vegetali e prodotti vegetali, non sempre soggetti a controlli. Allo stesso modo le analisi dei trend climatici mostrano che vanno assottigliandosi le barriere ambientali legate alle temperature e alle precipitazioni.

L'intervento volto ad eradicare l'insetto o il patogeno nelle prime fasi del suo insediamento è nella maggior parte dei casi impedito dalla difficoltà di riconoscere con tempestività un organismo esotico, in modo particolare se nell'area di introduzione sono presenti organismi nativi simili. Tra il momento dell'introduzione e quello della sua individuazione possono trascorrere diversi anni o decenni e quando l'introduzione è segnalata è ormai troppo tardi per porvi rimedio. D'altro canto recenti statistiche riguardanti i patogeni forestali indicano chiaramente che la percentuale di successo delle campagne di eradicazione è di circa l'1% (Santini *et al.*, 2013). La difesa non può quindi che essere basata su ispezioni efficaci nei punti di più probabile introduzione e in interventi tempestivi di contenimento dell'invasione che siano coerenti con le caratteristiche biologiche dell'organismo introdotto e che siano sostenibili dal punto di vista economico.

SUMMARY

Bioinvasions and their effects on the forest biodiversity

Biological invasions caused by introduced organisms represent collateral effects of globalization. The frequency of introduction of forest pathogens and pests is on the rise worldwide, including in Mediterranean countries. The consequences of such introductions on forest ecosystems are various and complex. Although the death of single trees or group of trees caused by introduced pathogens and pests may occasionally determine beneficial side-effects on biodiversity and on forest ecosystems, promoting for instance natural regeneration, in most cases these beneficial effects are only transient and the invasion may cause economic and ecological damages, including a reduction of the number of trees of native species. The successful eradication of invasive pathogens and pests is often

hindered by our inability to promptly recognize exotic organisms, especially if similar native organisms are present in the introduction area. It may take years for the pathogen or pest to be identified and such delay may prevent successful eradication campaigns. In this paper we examine the actual and potential effects on forest ecosystems, the factors driving the invasion and control strategies for some relevant invasive pathogens and pests present in Italy, most of which listed in the European and Mediterranean Plant Protection Organisation (EPPO) A2 or Alert Lists, including *Heterobasidion irregulare*, *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, *Dryocosmus kuriphilus* and ambrosia beetles of the genera *Xyleborus* and *Xylosandrus*.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Brasier C.M., Cooke D.E., Duncan J.M., 1999 – *Origin of a new Phytophthora pathogen through inter-specific hybridization*. Proceedings of the National Academy of Science USA, 96: 5878-5883.
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.96.10.5878>
- D'Amico L., Motta E., Annesi T., Sciré M., Luchi N. et al., 2007 – *The North American P group of Heterobasidion annosum s.l. is widely distributed in Pinus pinea forests of the western coast of central Italy*. Forest Pathology, 37: 303-320.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.2007.00501.x>
- Davis F.W., Borchert M., Meentemeyer R.K., Flint A., Rizzo D.M., 2010 – *Pre-impact forest composition and ongoing tree mortality associated with sudden oak death in the Big Sur region; California*. Forest Ecology and Management, 259: 2342-2354.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.007>
- Garbelotto M., Linzer R., Nicolotti G., Gonthier P., 2010 – *Comparing the influences of ecological and evolutionary factors on the successful invasion of a fungal forest pathogen*. Biological Invasions, 12: 943-957. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-009-9514-4>
- Garbelotto M., Guglielmo F., Mascheretti S., Croucher P.J.P., Gonthier P., 2013 – *Population genetic analyses provide insights on the introduction pathway and spread patterns of the North American forest pathogen Heterobasidion irregulare in Italy*. Molecular Ecology, 22: 4855-4869.
<http://dx.doi.org/10.1111/mec.12452>
- Giordano L., Gonthier P., Lione G., Capretti P., Garbelotto M., 2014 – *The saprobic and fruiting abilities of the exotic forest pathogen Heterobasidion irregulare may explain its invasiveness*. Biological Invasions, 16: 803-814.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10530-013-0538-4>
- Gonthier P., Warner R., Nicolotti G., Mazzaglia A., Garbelotto M., 2004 – *Pathogen introduction as a collateral effect of military activity*. Mycological Research, 108: 468-470.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0953756204240369>
- Gonthier P., Nicolotti G., Linzer R., Guglielmo F., Garbelotto M., 2007 – *Invasion of European pine stands by a North American forest pathogen and its hybridization with a native interfertile taxon*. Molecular Ecology, 16: 1389-1400.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03250.x>
- Gonthier P., Garbelotto M., 2011 – *Amplified fragment length polymorphism and sequence analyses reveal massive gene introgression from the European fungal pathogen Heterobasidion annosum into its introduced congener H. irregulare*. Molecular Ecology, 20: 2756-2770.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05121.x>
- Gonthier P., Lione G., Giordano L., Garbelotto M., 2012 – *The American forest pathogen Heterobasidion irregulare colonizes unexpected habitats after its introduction in Italy*. Ecological Applications, 22: 2135-2143.
<http://dx.doi.org/10.1890/12-0420.1>
- Gonthier P., Garbelotto M., 2013 – *Reducing the threat of emerging infectious diseases of forest trees*. CAB Reviews, 8: No. 025, 1-2.
<http://dx.doi.org/10.1079/PAVSNNR20138025>
- Gonthier P., Anselmi N., Capretti P., Bussotti F., Feducci M. et al., 2014a – *An integrated approach to control the introduced forest pathogen Heterobasidion irregulare in Europe*. Forestry, 87: 471-481.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpu015>
- Gonthier P., Anselmi N., Garbelotto M., 2014b – *Il cerchio di fuoco. Marciume radicale in pinete urbane. Un patogeno forestale esotico minaccia le pinete urbane: osservazioni su presenza e biologia*. Acer, 30 (5): 45-50.
- Grünwald N.J., Garbelotto M., Goss E.M., Heungens K., Prospero S., 2012 – *Emergence of the sudden oak death pathogen Phytophthora ramorum*. Trends in Microbiology, 20: 131-138.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.tim.2011.12.006>
- Kowalski T., Holdenrieder H., 2009 – *The teleomorph of Chalara fraxinea, the causal agent of ash dieback*. Forest Pathology, 39: 304-308.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00589.x>
- Kräutler K., Kirisits T., 2012 – *The ash dieback pathogen Hymenoscyphus pseudoalbidus is associated with leaf symptoms on ash species (Fraxinus spp.)*. Journal of Agricultural Extension and Rural Development, 4 (9): 261-265.
- Lövei G.L., 1997 – *Global change through invasion*. Nature, 388: 627-628.
<http://dx.doi.org/10.1038/41665>
- Mundt C.C., Sackett K.E., Wallace L.D., Cowger C., Dudley J.P., 2009 – *Long-distance dispersal and accelerating waves of disease: empirical relationships*. American Naturalist, 173 (4): 456-466.
<http://dx.doi.org/10.1086/597220>
- Ogris N., Hauptman T., Jurc D., Floreancig V., Marsich F., Montecchio L., 2010 – *First Report of Chalara fraxinea on Common Ash in Italy*. Plant Disease, 94: 133. <http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-94-1-0133A>
- McPherson B.A., Mori S.R., Wood D.L., Kelly M., Storer A.J., Svihra P., Standiford R.B., 2010 – *Responses of oaks and tanoaks to the sudden oak death pathogen after 8y of monitoring in two coastal*

- California forests*. Forest Ecology and Management, 259: 2248-2255.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.020>
- Panzavolta T., Bernardo U., Bracalini M., Cascone P., Croci F. *et al.*, 2013 – *Native parasitoids associated with Dryocosmus kuriphilus in Tuscany, Italy*. Bulletin of Insectology, 66: 195-201.
- Pautasso M., 2013 – *Responding to diseases caused by exotic tree pathogens*. In: «Infectious Forest Diseases», a cura di P. Gonthier, G. Nicolotti. CAB International, Wallingford, UK, pp. 592-612.
- Quacchia A., Ferracini C., Nicholls J.A., Piazza E., Saladini M.A. *et al.*, 2013 – *Chalcid parasitoid community associated with the invading pest Dryocosmus kuriphilus in North-Western Italy*. Insect Conservation and Diversity, 6 (2): 114-123.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00192.x>
- Quacchia A., Moriya S., Bosio G., 2014 – *Effectiveness of Torymus sinensis in the biological control of Dryocosmus kuriphilus in Italy*. Acta Horticulturae (ISHS), 1043:199-204.
- Roques A., Rabitsch W., Rasplus J.Y., Lopez-Vamonde C., Nentwig W., Kenis M., 2009 – *Alien terrestrial invertebrates of Europe*. In: Handbook of Alien Species in Europe (ed. DAISIE), Springer, Berlin, pp. 63-79.
- Santini A., Ghelardini L., De Pace C., Desprez-Loustau M.L., Capretti P. *et al.*, 2013 – *Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe*. New Phytologist, 197: 238-250.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04364.x>
- Timmermann, V., Børja, I., Hietala, A. M., Kirisits, T., Solheim, H., 2011 – *Ash dieback: pathogen spread and diurnal patterns of ascospore dispersal, with special emphasis on Norway*. EPPO Bulletin, 41 (1), 14-20.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2338.2010.02429.x>
- Torchin M.E, Lafferty K.D., Dobson A.P., McKenzie V.J. e Kuris A.M., 2003 – *Introduced species and their missing parasites*. Nature, 421: 628-630.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature01346>
- Vander Zanden, M.J., 2005 – *The success of animal invaders*. Proceedings of the National Academy of Science USA, 102: 7055-7056.
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0502549102>
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Westbrooks R., 1996 – *Biological invasions as global environmental change*. American Scientist, 84: 468-478.
- Zhao Y.J., Hosoya T., Baral H.O., Hosaka K., Kakishima M., 2012 – *Hymenoscyphus pseudoalbidus, the correct name for Lambertella albida reported from Japan*. Mycotaxon, 122: 25-41.
<http://dx.doi.org/10.5248/122.25>

ANALISI DENDROECOLOGICA DELLA PINETA VETUSTA DI FREGENE (FIUMICINO - RM)

Alfredo Di Filippo¹, Michele Baliva¹, Marco De Angelis¹, Gianluca Piovesan¹

¹DAFNE, Laboratori di Dendrologia, Università della Tuscia, Viterbo, difilippo@unitus.it

Nel presente lavoro è stata svolta un'analisi dendroecologica della pineta storica di pino domestico (*Pinus pinea* L.) di Fregene (Fiumicino) per valutarne l'età e le dinamiche di crescita. L'importanza storica ed ecologica della pineta è dovuta al fatto di rappresentare un relitto del paesaggio tirrenico precedente alle bonifiche che dalla fine dell'ottocento hanno interessato il litorale romano.

Il campionamento dendroecologico ha interessato 24 pini dominanti (diametro 60-92 cm). Le ampiezze anulari sono state trasformate in incrementi di area basimetrica (BAI), variabile maggiormente correlata all'incremento corrente legnoso.

Le analisi dendrocronologiche hanno evidenziato che la pineta di Fregene, con un'età massima rilevata di 174 anni a petto d'uomo, racchiude gli alberi più longevi finora studiati all'interno dell'areale della specie. L'analisi spaziale delle età rilevate nel popolamento ha rivelato una evidente disetaneità (età strato dominante: 90-174 anni).

Nello strato dominante i valori di BAI non sono dipendenti dall'età degli alberi campionati. Il trend medio di BAI, nel complesso di forma esponenziale negativa con l'aumento d'età/dimensioni degli alberi, è rimasto stabile negli ultimi 60 anni nonostante l'inaridimento climatico, attestandosi intorno ai 30 cm² anno⁻¹. Anche gli alberi più vecchi continuano a mantenere buoni incrementi legnosi. La pineta di Fregene nonostante l'apprezzabile età ha dimostrato di possedere una buona stabilità ecologica: gli annosi pini hanno infatti risposto ai cambiamenti climatici degli ultimi decenni. Le pinete a struttura articolata con grandi alberi rappresentano quindi un interessante modello gestionale per il litorale tirrenico dall'inestimabile valore paesaggistico e di fondamentale importanza per la conservazione della natura.

Parole chiave: *Pinus pinea* L., dendroecologia, foresta vetusta, produttività arborea, impatto dei cambiamenti climatici.

Keywords: *Pinus pinea* L., dendroecology, old-growth forest, tree productivity, climate change impact.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-adf-ana>

1. Introduzione

Arrivando nei pressi dell'abitato di Fregene si scorge un popolamento maestoso di pino domestico, con numerosi alberi annosi che rendono il bosco di particolare valore paesaggistico e naturalistico, tuttavia oggi gestito come parco urbano.

La pineta di Fregene, parte del grande complesso Rospigliosi, è giunta fino a noi grazie ad una esemplare attenzione che nel corso della storia ha ricevuto fino al secondo dopoguerra. Il primo atto che stralcia la pineta Rospigliosi di Fregene dagli interventi di bonifica di inizio novecento risale al governo Giolitti e, precisamente, al decreto 673 del 20 agosto 1907 pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale Del Regno D'Italia, Sabato, 12 ottobre (Numero 242). Con tale decreto la zona malarica del comune di Roma, approvata con il decreto del 25 agosto 1902, n. 397, viene modificata e viene escluso dalle opere di bonifica il tratto di spiaggia della pineta Rospigliosi che si estende dalla Torre di

Maccarese (presso il fiume Arrone), verso nord, al canale dello stagno, verso sud, ed alla estensione della pineta dal lato est. La tutela della pineta Rospigliosi viene, quindi, ribadita con il Regio Decreto 8 maggio 1933, n. 495 ("Revoca della dichiarazione di zone malariche per il territorio della città di Roma") che, tra l'altro, recita "È inoltre escluso dalla zona malarica il tratto di spiaggia di Fregene e propriamente quella della Pineta Rospigliosi che si estende dalla Torre di Maccarese (presso il fiume Arrone) verso nord, al canale dello Stagno, verso sud, ed alla estensione della pineta dal lato est, alla cui revoca si provvede con Nostro decreto 20 agosto 1907, n. 673".

Da questo momento le vicende del popolamento forestale hanno subito una sorte meno felice come emerso dal confronto dell'estensione della pineta nelle carte storiche, che nel corso degli anni testimoniano una continua e notevole erosione dell'ecosistema forestale. Paradossalmente la maggiore minaccia alla sua conservazione è venuta soprattutto in coincidenza

con il boom economico che trasforma il villaggio di Fregene in una località balnearia.

Ma una parte di questo inestimabile monumento naturale, relitto del paesaggio tirrenico precedente alle bonifiche del 1900, è giunto sino a noi. Oggetto di questa nota sono i primi risultati dell'analisi dendroecologica della pineta storica di pino domestico (*Pinus pinea* L.) di Fregene (Fiumicino, RM). Gli studi in corso, sotto il patrocinio della Fondazione Anna Maria Catalano, hanno avuto come primo obiettivo quello di valutarne l'età e le dinamiche di crescita degli alberi dominanti per fornire dati utili alla pianificazione e gestione di questo lembo relitto di vegetazione mediterranea.

2. Materiali e metodi

La pineta monumentale oggetto di indagine è collocata in corrispondenza dell'abitato di Fregene, Roma (Fig. 1). Per i rilievi dendroecologici la scelta dei campioni ha riguardato 24 individui dominanti (diametro: 60-92 cm). I campioni utilizzati per le analisi dendrocronologiche sono rappresentati da carote estratte con la trivella di Pressler ad un'altezza del fusto di 1.30 m. Le cronologie sono state sviluppate utilizzando le procedure dendrocronologiche standard. Dopo una preliminare cross-datazione visiva, gli accrescimenti anulari sono stati misurati con l'approssimazione di 0,01 millimetri mediante uno stereo microscopio con il sistema CCTRMD (*Computer Controlled Tree-ring Measurement Device*) di Aniol (1987) interfacciato ad un computer, attraverso il software CATRAS (Aniol, 1983). Le cronologie sono state così visivamente e statisticamente confrontate fra di loro al fine di garantire la precisione delle letture anulari (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001).

3. Risultati e discussione

Le analisi dendroecologiche hanno rivelato che numerosi pini domestici superano abbondantemente il secolo e mezzo (Fig. 2). Infatti, circa la metà degli alberi studiati (24 in totale) vegetavano già nel 1861 anno dell'Unità d'Italia! E i più vecchi pini con 175 anni a petto d'uomo superano addirittura quelle della tenuta Presidenziale di Castelporziano, dove gli impianti più antichi risalgono al 1866. Da un confronto con i precedenti studi dendrocronologici (Piraino *et al.*, 2013) emerge che si tratta dei pini da pinoli datati più antichi del Tirreno e con molta probabilità del bacino del Mediterraneo. Tra le antiche pinete del litorale tirrenico vanno ricordate la limitrofa pineta di Castelfusano (Agrimi *et al.*, 2002) e quelle di Cecina e San Rossore (Ciancio *et al.*, 2008) dove nelle precedenti campagne di ricerca dendroecologica sono stati rinvenuti pini di età ragguardevoli intorno ai 150 anni. Gli alberi longevi si rinvenivano all'interno di popolamenti a struttura articolata, composita (Ciancio *et al.*, 1986), per cui sarà interessante approfondire quanto il modello selvicolturale e la conseguente

struttura del popolamento condizionino la longevità espressa dai pini in un determinato ambiente. Comunque, la ragguardevole età dei pini raggiunta nel bosco di Fregene conferma che il pino domestico può comunemente raggiungere e superare i due secoli sino ad arrivare in ambienti particolari ai 4 secoli (Agrimi e Ciancio, 1993).

L'analisi spaziale delle età rilevate all'interno del popolamento ha, inoltre, mostrato che lo strato dominante si caratterizza per una evidente disetaneità (campo di variazione: 90-174 anni). La notevole dispersione dell'età dei pini dominanti (quasi un secolo) e la continuità nella variazione dell'età degli individui più grandi e vecchi sembra suggerire processi di rinnovazione naturale come nel caso della pineta di Alberese (Ciancio *et al.*, 1986). È quest'ultima un'ipotesi affascinante che verrà verificata anche sulla base di ricerche d'archivio. Va, infatti, ricordato che la maggior parte delle pinete di pino domestico sono spesso coetanee poiché derivanti da rimboschimenti o dal trattamento a taglio raso con rinnovazione artificiale posticipate. Se questa ipotesi verrà confermata allora la pineta di Fregene avrebbe un particolare valore testimoniale nella conservazione della biodiversità poiché gli alberi vetusti si sarebbero generati tramite processi naturali, magari sotto la guida di boscaioli esperti come nel caso della pineta di Alberese della Maremma toscana. Del resto anche nel Catasto Alessandrino si rinviene lungo il litorale romano un'ampia diffusione delle pinete di pino domestico, alcune delle quali conservano ancora una struttura articolata (composita, Ciancio *et al.*, 1986). Inoltre, recenti risultati palinologici riportano nelle campagne della città romana di Ostia la presenza di pino domestico/marittimo (Bellotti *et al.*, 2011) spostando così più indietro nel tempo la genesi di tali popolamenti oggi simbolo del litorale tirrenico. Purtroppo bisognerà attendere le analisi genetiche per conoscere con precisione la specie, ma la presenza di un porto nelle vicinanze suggerisce il pino domestico quale specie principale (vedi Agrimi e Ciancio 1993).

E se poi il pino domestico non fosse stato introdotto dai Romani o dai Greci o dagli Etruschi ma vegetasse spontaneamente proprio in queste dune del litorale a ridosso delle aree acquitrinose? È questa un'altra ipotesi affascinante, generalmente oggi esclusa perché l'area costiera si caratterizza per un paesaggio trasformato dall'uomo nel corso dei millenni, in cui i lembi di vegetazione originaria sono andati quasi completamente distrutti. Come nel caso del castagno l'uomo potrebbe aver coltivato questo albero utile dai mille usi, ritenuto da numerosi botanici del passato spontaneo (vedi Agrimi e Ciancio 1993).

Passando ad analizzare altri aspetti dendroecologici, sebbene la struttura cronologica del popolamento si caratterizzi per una correlazione significativa tra diametro ed età, nello strato dominante nell'ultimo decennio i valori di BAI non risultano dipendenti dall'età/dimensione degli alberi campionati (Fig. 3). I risultati preliminari delle analisi dendroecologiche testimoniano uno stato di salute della pineta sorpren-

dentemente buono nonostante l'impatto delle trasformazioni del territorio e dei cambiamenti climatici. Il trend medio di BAI, nel complesso come atteso di forma esponenziale negativa con l'aumento d'età/dimensioni degli alberi, è rimasto tuttavia relativamente stabile negli ultimi 60 anni attestandosi intorno ai 30 cm² anno⁻¹, valore incrementale di tutto rispetto. Tale comportamento, che devia dalle leggi dell'auxologia, meriterà un particolare approfondimento anche in relazione all'inaridimento climatico degli ultimi decenni e alla capacità dei pini a rispondere ad un recente taglio fitosanitario. Inoltre, alcuni alberi di grandi dimensioni e/o di età avanzata continuano a mantenere apprezzabili valori degli incrementi legnosi a testimonianza delle buone condizioni vegetative del popolamento. Ancora una volta lo studio dei boschi vetusti ci ricorda che molto dobbiamo ancora comprendere della bioecologia degli alberi soprattutto per ciò che concerne la longevità e la crescita degli individui vetusti (Stephenson *et al.*, 2014; Di Filippo *et al.*, 2015).

Le indagini dendroecologiche in corso potranno rivelarci altre informazioni preziose sulla ecologia della pineta in relazione alle trasformazioni dell'ambiente del litorale legate dovute sia all'impatto antropico (p.e. bonifica) sia ai cambiamenti climatici. Infatti i pini più vecchi sono nati all'inizi dell'ottocento sul finire della piccola glaciazione e hanno quindi vegetato in un'atmosfera interessata da importanti cambiamenti anche nel livello degli inquinanti. Tuttavia sin da ora si può asserire che la pineta di Fregene, nonostante l'apprezzabile età, ha dimostrato di possedere una buona stabilità ecologica, grazie alla plasticità con cui i pini vetusti hanno risposto al cambiamento d'uso del suolo, particolarmente estesi nel corso del XX secolo e ai cambiamenti climatici degli

ultimi decenni. Più in generale questo studio conferma che le pinete a struttura composita con alberi annosi rappresentano un interessante habitat per il monitoraggio ambientale nonché un modello gestionale per il litorale tirrenico dall'inestimabile valore paesaggistico e di fondamentale importanza per la conservazione della natura (Ciancio *et al.*, 2008). Per tutte queste ragioni la pineta di Fregene meriterebbe un progetto di valorizzazione tramite l'istituzione di un laboratorio naturale all'aperto dove studiare i processi funzionali degli ecosistemi mediterranei.

Inoltre, data la posizione strategica, sarebbe auspicabile l'istituzione di un silvo-museo con finalità di educazione ambientale, in cui illustrare il valore monumentale, economico e naturalistico delle pinete a struttura pluristratificata.

D'altro canto c'è bisogno urgente di un'attenta opera di pianificazione ecologica dell'ecosistema per ridurre gli impatti antropici, ma allo stesso tempo anche per garantirne una fruizione sicura, poiché foreste annose come quella in esame presentano un più alto rischio di schianti e quindi di incolumità per chi ricerca ristoro passeggiando in questi ambienti incantati.

Di sicuro l'inestimabile valore naturalistico e monumentale richiede la messa in campo delle migliori energie scientifico-tecnologiche, politico-sociali ed economiche per garantirne la conservazione per le future generazioni e allo stesso tempo per restaurare questo ecosistema garantendone anche l'espansione verso nuovi spazi periferici al popolamento.

Enti pubblici, Fondazioni-Associazioni, Imprenditori e cittadini potrebbero in questo senso collaborare per valorizzare questo prezioso scorcio di paesaggio mediterraneo della Bell'Italia.

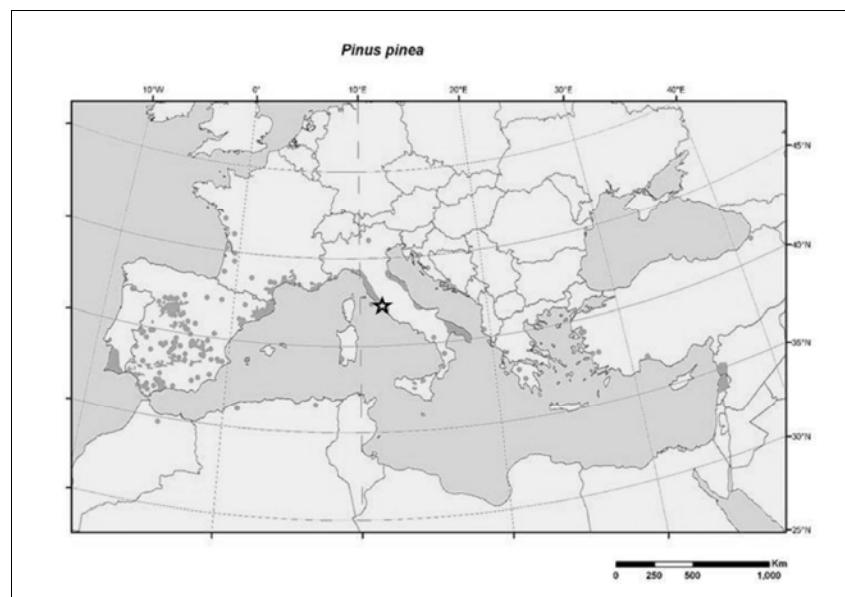


Figura 1. Localizzazione della pineta di *Pinus pinea* di Fregene. Areale del pino domestico da <http://www.euforgen.org/distribution-maps/>.

Figure 1. Location of the Mediterranean stone pinewood of Fregene. The range of the species from <http://www.euforgen.org/distribution-maps/>.

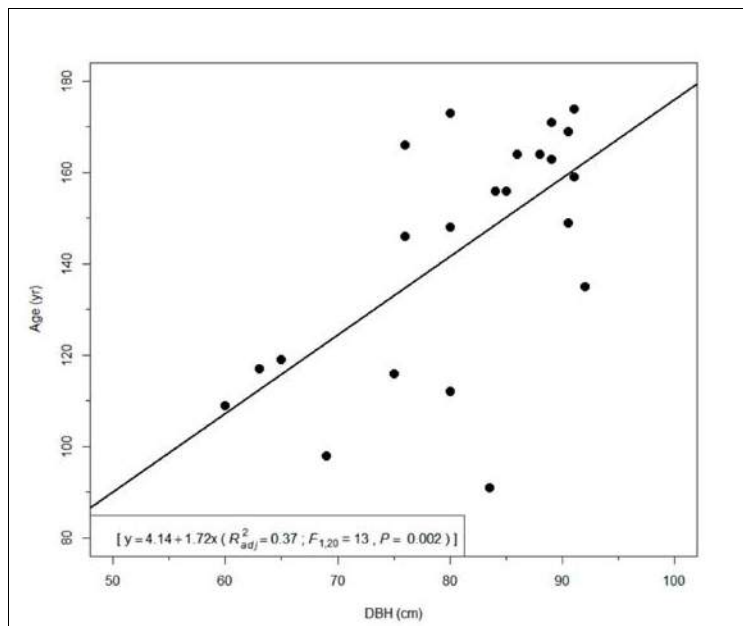


Figura 2. Relazione diametro-età nello strato dominante della pineta.
Figure 2. Diameter at breast height vs age of dominant trees.

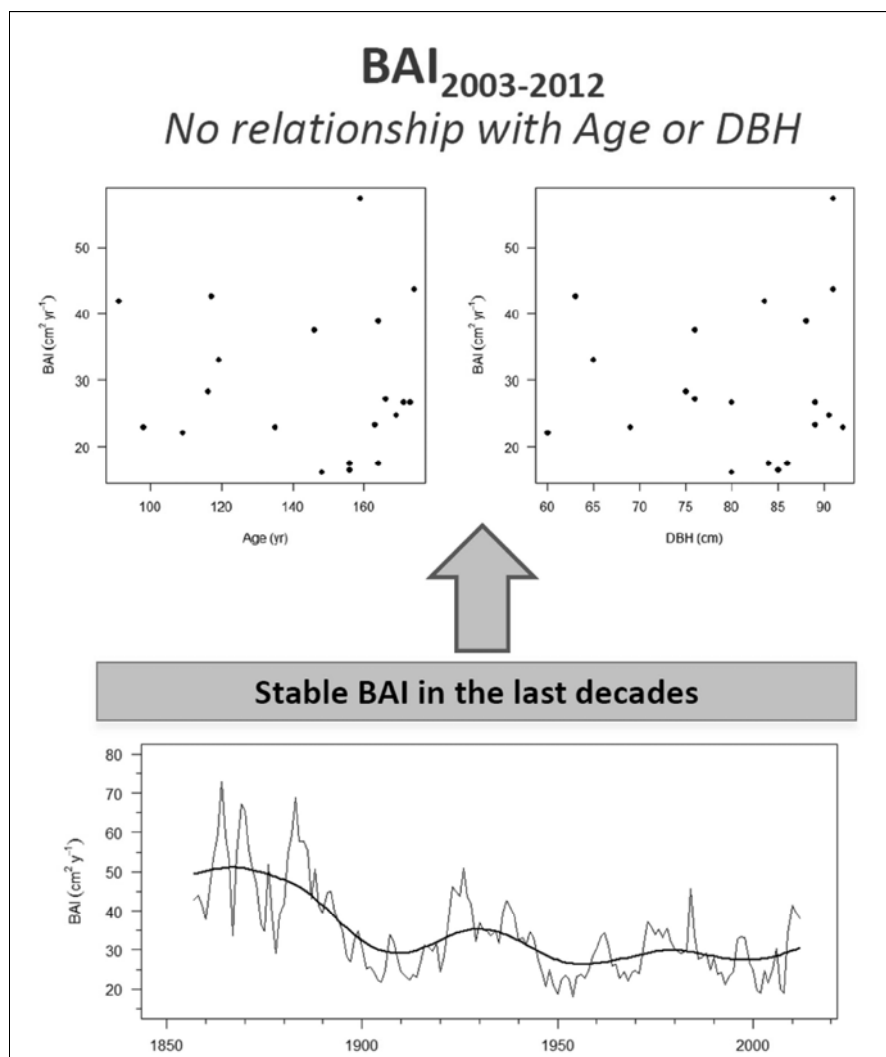


Figura 3. Curva di incremento di area basimetrica. La spline in grassetto evidenzia la variabilità di medio-lungo periodo.
Figure 3. Basal area increment chronology. The spline in bold shows the medium-long term growth trend.

SUMMARY

Dendroecological study of the old-growth *Pinus pinea* forest of Fregene (Fiumicino - Rome)

We performed a dendroecological study of the umbrella pine (*Pinus pinea* L.) forest of Fregene (Fiumicino, Rome), in order to get insights on its age and describe its growth dynamics. Its historical and ecological relevance lies in the fact that it represents a rare relict of the typical Tyrrhenian coast landscape preceding the land reclaims of the last two centuries.

We casually sampled with an increment borer 24 dominant pines (DBH: 60-92 cm). Tree-ring widths were converted into basal area increments (BAI), more strongly connected to tree productivity. The Fregene pine stand, with trees reaching the lifespan of 174 years at breast height, is currently the oldest *Pinus pinea* forest studied within the species geographic range. The spatial distribution of ages within the stand revealed the existence of an unevenaged structure (range: 90-174 years). BAI values were independent of age: older trees maintained in fact good levels on wood increment.

The overall BAI trend showed a negative exponential shape according to the age/size increase, but in the last 60 years remained stable around 30 cm² yr⁻¹ in spite of the recent climatic drying trend. Therefore, the Fregene umbrella pine forest has demonstrated to possess a good ecological stability, thanks to the plasticity that its pines, in spite of their age, showed in reaction to the climatic changes of the last decades. This pine stand is an interesting model for uneven-aged silviculture in Mediterranean environment when biodiversity and landscape conservation is the main target of the forest policy.

BIBLIOGRAFIA

- Agrimi M., Ciancio O., 1993 – *Le pin pignon* (*Pinus pinea* L.). FAO, Silva Mediterranea, Larnaca, Chipre.
- Agrimi M., Bollati S., Giordano E., Portoghesi L., 2002 – *Struttura dei popolamenti e proposte di gestione per le pinete del litorale romano*. L'Italia Forestale e Montana, LVII (3): 242-258.
- Aniol R.W., 1983 – *Tree-ring analysis using CATRAS*. Dendrochronologia, 1: 45-53.
- Aniol R.W., 1987 – *A new device for Computer Assisted Measurement of Tree-Ring Widths*. Dendrochronologia, 5: 135-141.
- Bellotti P., Calderoni G., Di Rita F., D'Orefice M., D'Amico C., Esul D., Magri D., Preite Martinez M., Tortora P., Valeri P. 2011 – *The Tiber river delta plain (central Italy): coastal evolution and implications for the ancient Ostia Roman settlement*. The Holocene, 21 (7): 1105-1116.
<http://dx.doi.org/10.1177/0959683611400464>
- Ciancio O., Cutini A., Mercurio R., Veracini A., 1986 – *Sulla struttura della pineta di pino domestico di Alberese*. Annali dell'Istituto Sperimentale di Selvicoltura, XVII: 171-236.
- Ciancio O., Travaglini D., Bianchi L., Mariotti B., 2008 – *La gestione delle Pinete litoranee di pino domestico: Il caso dei «tomboli di Cecina»*. In Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Taormina (ME), pp. 156-162.
- Di Filippo A., Pederson N., Baliva M., Brunetti M., Dinella A., Kitamura K., Knapp H., Schirone B., Piovesan G., 2015 – *The longevity of broadleaf deciduous trees in Northern Hemisphere temperate forests: insights from tree-ring series*. Front. Ecol. Evol., 3: 46.
- Grissino-Mayer H.D., 2001 – *Evaluating crossdating accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA*. Tree-Ring Research, 57: 205-221.
- Holmes R.L., 1983 – *Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement*. Tree-Ring Bulletin, 43: 69-78.
- Piraino S., Camiz S., Di Filippo A., Piovesan G., Spada F., 2013 – *A dendrochronological analysis of Pinus pinea L. on the Italian mid-Tyrrhenian coast*. Geochronometria, 40 (1): 77-89.
<http://dx.doi.org/10.2478/s13386-012-0019-z>
- Stephenson N.L., Das A.J., Condit R., Russo S.E., Baker P.J., Beckman N.G., Coomes D.A., Lines E.R., Morris W.K. Rüger N., Álvarez E., Blundo C., Bunyavejchewin S., Chuyong G., Davies S.J., Duque Á., Ewango C.N., Flores O., Franklin J.F., Grau H.R., Hao Z., Harmon M.E., Hubbell S.P., Kenfack D., Lin Y., Makana J.R., Malizia A., Malizia L.R., Pabst R.J., Pongpattananurak N., Su S.H., Sun I.F., Tan S., Thomas D., van Mantgem P.J., Wang X., Wiser S.K., Zavala M.A., 2014 – *Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size*. Nature, 507 (7490): 90-93.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature12914>

SESSIONE / *SESSION 1*

POSTERS

POPOLAMENTI SPAGNOLI DI *TAMARIX* SPP. IN AMBIENTI ESTREMI

Anna De Luca¹, Maria Cristina Monteverdi², Elena Kuzminsky¹, Riccardo Valentini¹

¹Dipartimento per la Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo; annade77@gmail.com

²Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura (CRA- SEL), Arezzo

Le tamerici sono piante ripariali che si ritrovano nelle aree costiere, in zone saline e aride del Mediterraneo. Nel presente studio quattro popolazioni naturali di tamerici sono state selezionate in modo da includere anche condizioni estreme per salinità e siccità nei seguenti ambienti dell'Andalusia (Spagna): zona ripariale dell'interno (fiume Guadalquivir-Siviglia), costa e laguna salata (Cabo de Gata-Almeria e Trebujena-Cadice) e deserto (Tabernas-Almeria). La raccolta di dati termo-pluviometrici ha consentito una migliore caratterizzazione dei siti prescelti. Con lo scopo di analizzare le caratteristiche dell'accrescimento di queste specie anche in condizioni estreme dal punto di vista climatico, in ogni popolamento sono state condotte le seguenti misure dendrometriche: altezza e diametro medio, area basimetrica e numero di polloni per pianta. Il dato che mostra una maggiore variabilità tra i popolamenti è il numero di polloni per pianta, che nei siti più estremi per aridità e salinità (Tabernas e Trebujena) raggiunge i valori più elevati. Questi risultati sull'accrescimento di *Tamarix* spp. in differenti condizioni ambientali confermano l'elevato grado di tolleranza agli stress ambientali di queste specie e rappresentano un primo passo verso la caratterizzazione e la collezione di materiale utile per il recupero sostenibile di ambienti degradati e marginali.

Parole chiave: *Tamarix* spp., popolamenti naturali spagnoli, misure dendrometriche.

Keywords: *Tamarix* spp., Spanish natural populations, dendrometric measurements.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-adl-pop>

1. Introduzione

L'IPCC del 2007 (Intergovernmental Panel on Climate Change) ha calcolato un aumento medio delle temperature di 0,7 °C e un aumento del livello del mare di 10 cm per il periodo 1950-2000; in molte zone della terra la precipitazioni stanno diminuendo, mentre in altre il rischio di forti precipitazioni è in aumento. I cambiamenti climatici sono un problema globale e la Spagna insieme agli altri Paesi del Bacino del Mediterraneo ne è colpita. (Giorgi e Lionello, 2008). Gli effetti dei cambiamenti climatici insieme alle attività umane stanno alterando molti ecosistemi e accentuando problemi di desertificazione e di salinizzazione.

Il genere *Tamarix* comprende 90 specie distribuite tra Asia, Africa e Europa. In Spagna le quattro specie native (*T. gallica*, *T. africana*, *T. x canariensis* e *T. boveana*) ricadono tutte nella macrocategoria 92D0 delle foreste mediterranee caducifoglie gallerie e forteti ripariali termo-mediterranei. In Andalusia, in particolare, questo genere è ben rappresentato lungo le coste, corsi d'acqua e in zone più aride dell'entroterra nelle formazioni *Tamaricion africanae* *Tamaricion boveano-canariensis* e *Rubus ulmifolius*-*Nerion oleandri*. Infine, questo genere si ritrova come specie ornamentale nei centri urbani. Le tamerici sono spesso tra le uniche specie legnose che crescono in condizioni estreme, mostrando elevata

adattabilità ai diversi ambienti e un'elevata tolleranza alle condizioni avverse (sale, siccità e alte temperature). (Harrouni *et al.*, 2003, Jones *et al.*, 2006). Per questo motivo rappresentano un'importante risorsa genetica da studiare per comprenderne meglio le basi della tolleranza agli stress abiotici. Scopo del presente lavoro è studiare le modalità di accrescimento di alcune popolazioni naturali di tamerice spagnole che ricadono in aree particolarmente esposte a condizioni di aridità e di salinità.

Queste informazioni consentiranno di avere alcune indicazioni sulla capacità di queste specie di vegetare in ambienti estremi e la successiva caratterizzazione di questo materiale dal punto di vista tassonomico e fisiologico potrà creare le basi per l'impiego in aree degradate da recuperare.

2. Materiali e metodi

2.1 Scelta e descrizione delle popolazioni naturali studiate

Lo studio dei parametri dendrometrici è stato condotto in quattro popolazioni di tamerici dell'Andalusia, caratterizzate da condizioni divergenti per aridità e salinità (zone ripariali dell'entroterra, aree costiere e lagune salate, deserto), fino al raggiungimento di condizioni estreme e limitanti per altre specie arboree.

Le popolazioni sono state selezionate all'interno di aree protette. In particolare lungo il corso del fiume Guadalquivir sono state individuate la zona ripariale vicino Siviglia e la zona umida salata di Trebujena presso Jerez lungo la linea di costa; nella zona più orientale in provincia di Almería, invece, sono state studiate una zona costiera (Cabo de Gata) e il deserto di Tabernas. A Cabo de Gata le piante della zona più prossima al mare differivano notevolmente nel portamento e nell'accrescimento da quelle situate nella zona più interna (1,5 Km dalla costa) e pertanto la popolazione è stata suddivisa in due aree distinte (Cabo de Gata 1 e Cabo de Gata 2). I dati termopluviometrici analizzati ed elaborati e relativi al periodo 2000-2013 sono stati rilevati dal sito <http://www.tutiempo.net> e sono stati riferiti a tre stazioni meteorologiche, quella di Siviglia (aeroporto di San Pablo) a 1 Km dal sito da noi studiato, quello di Trebujena a 25 Km da questo (Jerez de la Frontera) e quello dell'aeroporto di Almería a circa 20 Km dai Tabernas e Cabo de Gata.

2.2 Campionamento e misure dendrometriche

Il numero di individui campionati è stato di circa 30 per ogni popolamento, per ogni pianta la distanza minima è stata di 25-30 m. Le misure dendrometriche effettuate per la caratterizzazione dei siti hanno riguardato:

- Il numero dei polloni per ogni individuo;
- Il diametro alla base del fusto e dei polloni misurato mediante cavallettamento dendrometrico, i polloni aventi diametro inferiore a 2 cm sono stati contati;
- L'altezza del pollone dominante misurata mediante paline. L'angolo di inserzione dei polloni, distinguendo tre categorie: portamento eretto, intermedio e prostrato. Dall'elaborazione dei dati è stata calcolata il diametro medio (Dm) e l'area basimetrica individuale come sommatoria dei polloni presenti.

2.3 Elaborazione statistica

L'analisi della varianza è stata eseguita con il software Statistic.sx. Il test post-hoc di Bonferroni è stato applicato al fine di verificare la significatività delle differenze evidenziate dall'analisi della varianza. Sono state inoltre effettuate le correlazioni tra i diversi parametri considerati.

3. Risultati

3.1 Clima delle stazioni studiate

La temperatura media annuale nel periodo studiato è di 19 gradi per Siviglia, e rispettivamente di 17 e 18 °C per le stazioni di Jerez e Almería. Il regime termopluviometrico delle stazioni di Siviglia e Trebujena è molto simile, si caratterizzano per una grande irregolarità tanto interannuale come intrannuale, la pluviometria media per gli anni studiati è di 500mm per Siviglia e 490mm per Trebujena (Fig. 1 e Tab. 1). Gli anni 2004 e 2005 sono stati particolarmente siccitosi. Da ottobre ad aprile si concentrano le massime precipitazioni, da Gennaio ad Aprile la media si riduce a 40-50mm. Le precipitazioni si caratterizzano per il

loro carattere torrenziale e irregolare. Almería presenta scarse precipitazioni a carattere torrenziale, la precipitazione media per gli anni studiati è di 204 mm. Secondo i diagrammi di Walter Lieth i periodi di aridità sono molto pronunciati da maggio ad ottobre per Siviglia e Trebujena e da Febbraio ad Ottobre per le popolazioni almeriensi.

Le zone bioclimatiche sono state studiate secondo la metodologia di Martinez (2005) e l'indice di termicità (IT) è stato ricavato tenendo in considerazione la temperatura media, la temperatura media delle minime del mese più freddo, la temperatura media delle massime del mese più freddo.

Le stazioni di Siviglia e Trebujena appartengono al piano bioclimatico termomediterraneo secco, $IT = 412$ per Siviglia e $IT = 371$ per Trebujena, Almería appartiene invece al piano bioclimatico Inframediterraneo semiarido ($IT = 493$).

3.2 Analisi delle modalità di accrescimento delle piante

Il portamento delle piante di tamerice fra le popolazioni esaminate è significativamente differente ($p < 0.001$). La popolazione di Trebujena presenta un 80% di piante con portamento prostrato e un 20% con portamento intermedio, le altre popolazioni hanno una percentuale maggiore del 50% di piante con portamento eretto.

Nel sito desertico di Tabernas si ritrova una mescolanza dei tre portamenti. In particolare il sito salino di Cabo de Gata-1 presenta un portamento prostrato, eretto e intermedio mentre è interamente eretto man mano che ci spostiamo verso l'entroterra (Cabo de Gata-2) (Fig. 2).

La distribuzione del diametro medio varia tra le popolazioni, Tabernas presenta una distribuzione iperbolica della popolazione con un elevato numero di piante appartenenti alle classi diametriche più piccole (5 cm) diminuendo in numero progressivamente fino ad arrivare alla classe diametrica di 20 cm.

I siti di Siviglia e Cabo de Gata-2 sono caratterizzati dalla classe con il massimo diametro, rispettivamente, 35 centimetri e 30 centimetri. Il numero di polloni per pianta varia significativamente tra le popolazioni, è stata riscontrata una differenza significativa ($p < 0.01$) tra le popolazioni di Trebujena, Tabernas e Cabo de Gata-1 rispetto alla popolazione di Siviglia e Cabo de Gata-2, con i valori più elevati nei siti di ambienti più estremi. Il diametro medio (Dm) dei polloni della popolazione di Tabernas presenta una differenza significativa ($p < 0.01$) rispetto alle altre popolazioni presentando diametri decisamente minori.

Non è stata osservata nessuna differenza significativa tra le popolazioni di Siviglia, Trebujena e Cabo de Gata-1 nel diametro medio (circa 10 cm). Cabo de Gata-2 presenta invece un valore del diametro medio di 20 cm significativamente più alto rispetto alle altre popolazioni.

L'area basimetrica (G_i) così come il diametro medio, presentano valori che differiscono significativamente tra loro ($p < 0.001$). La popolazione di Trebujena è quella che presenta l'area basimetrica media maggiore (1382cm^2) (Tab. 2).

4. Discussione e conclusioni

I dati dendrometrici mostrano un elevato grado di variabilità in tutti gli ambienti studiati, dovuto con probabilità a mutevoli condizioni microstazionali. Il sito desertico di Tabernas presenta, in valore assoluto, il maggior numero di polloni per pianta e il diametro medio più basso; l'accrescimento ridotto di queste piante si può imputare ad una combinazione di fattori di stress come le scarse precipitazioni, le elevate temperature e l'elevata radiazione solare. La presenza comunque di tamerici in questa zona così difficile dal punto di vista climatico, conferma la notevole capacità di queste piante di tollerare gli stress abiotici. Anche nei siti salini come quello di Trebujena e Cabo de Gata-1, le piante presentano un elevato numero di polloni per pianta; nel primo sito tuttavia, si ritrovano piante con i valori più elevati di area basimetrica e questo potrebbe essere associato sia alla disponibilità di una maggiore quantità di nutrienti nelle zone di foce sia ad una maggiore tolleranza degli individui che costituiscono questo popo-

lamento. Le piante caratterizzate da portamenti più arborei con un numero limitato di polloni si ritrovano nei siti di Cabo de Gata-2 e Siviglia. Inoltre, le piante nel popolamento di Cabo de Gata-2 rispetto alle altre popolazioni sono più vigorose e l'altezza dominante e il diametro dominante sono significativamente più elevati. Ulteriori accertamenti dovrebbero essere indirizzati a comprendere se tale fenomeno sia legato all'età delle piante.

In conclusione, i dati elaborati consentono di riaffermare la capacità delle piante del genere *Tamarix* di colonizzare anche ambienti estremi dove le modalità di accrescimento possono differenziarsi. In condizioni estreme si ritrovano spesso piante con un maggior numero di polloni. Interessante sarebbe collezionare questo materiale per poter eseguire indagini più accurate nello stesso ambiente di crescita, dove poter anche eseguire un'accurata indagine tassonomica e di caratterizzazione fisiologica del materiale, presupposto indispensabile per la scelta di materiale idoneo al recupero di aree degradate perché aride e saline.

Tabella 1. Tabella di riepilogo temperature medie annuali.

	Sevilla alt: 34m long: 5°59' lat:37°27'	Trebujena alt: 27m long: 5°59' lat:36°46'	Almeria alt: 15m long: 2°38' lat:36°85'
Tmax	26	21	23
Tmin	12	12	14
Tmedia	19	17	18

Tabella 2. Tabella di riepilogo dei valori medi e dei relativi errori standard (s.e.) dei parametri dendrometrici indagati.

	<i>Dm (cm)</i>	<i>Se</i>	<i>Hd (m)</i>	<i>Se</i>	<i>Npol</i>	<i>Se</i>	<i>Gi (cm²)</i>	<i>Se</i>
Siviglia	9.45	1.28	6.44	0.38	10	1.66	878.32	174
Trebujena	10	1.5	5.5	0.44	15	1.92	1382.5	208
Tabernas	7.75	1.27	5.06	0.36	17	1.66	872	164
Cabode Gata1	7.30	0.91	5	0.32	14	1.7	930	183
Cabode Gata2	19.08	1.05	5.67	0.29	3	0.5	700	112

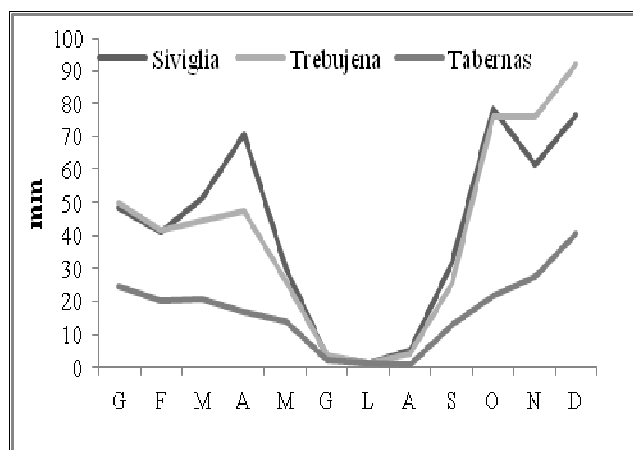


Figura 1. Andamento delle precipitazioni.

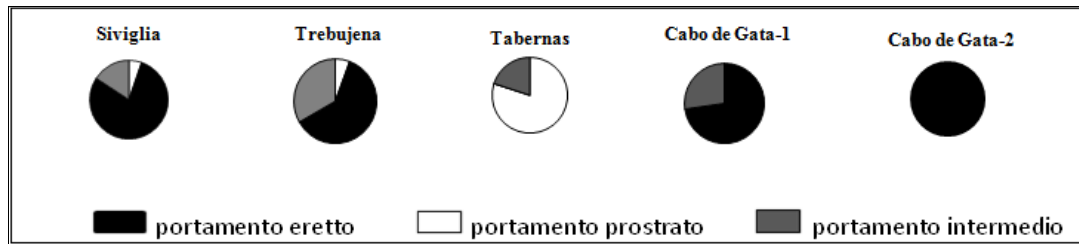


Figura 2. Distribuzione in classi dei portamenti degli individui appartenenti alle diverse popolazioni.

SUMMARY

Spanish *Tamarix* spp. populations and extreme environments

Tamarix spp are riparian plants naturally distributed in coastal, arid and saline areas of the Mediterranean Basin. In the present study four natural populations of tamarisk distributed in Andalusia (Spain) have been selected in different environments (drought and Salinity): riparian area of the interior (the Guadalquivir River-Seville), coast and salt lagoon (Cabo de Gata-Almeria and Trebujena-Cadiz) and desert (Tabernas-Almeria). Rainfall data, with temperature, coming from stations near to the experimental sites are presented and compared.

The purpose of this study is to analyze the growth of tamarisks spp. in extreme environments through dendrometric measurements: height and average diameter, basal area and number of stem for plant. Data set presents variability among the sites, especially for the number of stems per plant, which reaches the highest values in the extreme areas for drought and salinity (Tabernas and Trebujena).

These findings on growth of *Tamarix* spp. under various environmental conditions confirm their high degree of tolerance to environmental stresses; these population could be further characterized and collected for the selection of plant material for the sustainable recovery of degraded and marginal environments.

BIBLIOGRAFIA

- Abou Jaoude R., De Dato G., De Angelis P., Valentini R., 2009 – *Analisi dendrometrica di popolazioni italiane di Tamarix spp.* ATTI del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani 16-19 ottobre 2008 TAORMINA (Messina) Accademia Italiana di Scienze Forestali Firenze, Volume Primo, pp. 1331-1336.
- Giorgi F., Lionello P., 2008 – *Climate change projections for the Mediterranean region.* Global and Planetary Change, 63: 90-104.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Jones G.P., Naidu B.P., Waisel Y., Solomon A., Paleg L.G., 2006 – *Occurrence and stress response of N-methylproline compounds in Tamarix species.* Phytochemistry, 67 (2): 156-160.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.phytochem.2005.10.027>
- Harrouni M.C., Daoud S., Koyro H.W., 2003 – *Effects of seawater irrigation on biomass production and ion composition of seven halophytic species in Morocco.* In: Lieth, H., Mochtchenko, M., eds. Tasks for vegetation science 38 cash crop halophyte. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer, pp. 59-70.
http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-0211-9_6
- Martinez R., 2005 – *Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Memorie del mapa de vegetacion potencial de Espana).*
- IPCC, 2007 – *Climate change 2007: synthesis report*, p. 74. <http://www.tutempo.net>

VARIAZIONE DEL LIMITE ALTITUDINALE DEL BOSCO SUI MONTI DELLA LAGA (PROVINCIA DI TERAMO)

Gismondo Maria Mancini¹, Raffaello Giannini², Davide Travaglini²

¹Dottore Forestale; gismondomariamancini@yahoo.it

²Dipartimento GESAAF, Università di Firenze

Negli ultimi 60 anni nell'ambiente montano si è assistito a forti cambiamenti socio-economici che hanno determinato notevoli modifiche nell'uso del territorio coinvolgendo i sistemi agro-silvo-pastorali. Molte pratiche del settore agricolo sono state abbandonate e di conseguenza si è avuta una riconquista da parte del bosco che è avvenuta in modi ed in tempi differenti anche perché diverse sono le condizioni eco-ambientali, le specie coinvolte e le modalità di abbandono.

In questo lavoro è stata studiata la variazione del limite superiore del bosco tra il 1954 ed il 2010 sui Monti della Laga (TE) attraverso fotointerpretazione di immagini aeree tenendo conto della definizione di bosco proposta dal FAO-FRA.

Nel 2010 la *timberline* è localizzata ad una quota media di 1721 m s.l.m. Tra il 1954 ed il 2010 la superficie boscata posta oltre quota 1700 m s.l.m. è aumentata del 17,8%, andando ad occupare i pascoli situati alle altitudini minori.

Lo studio mette in evidenza come l'espansione della *timberline* sui Monti della Laga è molto lenta ed è condizionata inoltre dalle modalità di riduzione o abbandono dell'attività pastorale.

Parole chiave: limite altitudinale del bosco, faggio.

Keywords: timberline, beech forest.

<http://dx.doi.org/10.4129/2gmm-var>

1. Introduzione

Negli ultimi 60 anni, profondi cambiamenti socio-economici, dovuti principalmente alla diffusa industrializzazione, hanno inciso in modo marcato sull'uso del territorio con conseguenze sulla gestione dei sistemi agro-silvo-pastorali (Blondel e Aronson, 1999; Palombo *et al.*, 2013) che si erano stabilizzati nel tempo. Molte attività del settore sono state abbandonate o fortemente semplificate creando aree marginali anche su piccola scala e ciò è accaduto soprattutto nelle aree interne montane dove le risorse economiche mostravano livelli molto bassi.

La risposta più evidente, anche sotto l'aspetto paesaggistico, è stata la riconquista spontanea da parte del bosco di tale aree anche se il processo si è sviluppato in modo differenziato ed anche in tempi relativamente brevi, ma comunque influenzato dalle condizioni eco-stazionali, dall'autoecologia delle specie forestali coinvolte, dalle modalità di abbandono (Giannini e Gabbriellini, 2013).

In montagna il bosco ha poi assunto un ruolo dominante di multifunzionalità favorendo lo sviluppo di nuovi interessi ed attività tra le quali quelle legate alle attività turistico-ricreative che hanno coinvolto le popolazioni locali (Pisanelli *et al.*, 2012).

La riconquista da parte del bosco è risultata più appariscente nelle aree ubicate alle quote più basse e dove il mosaico pascolo-prato-foresta si compenetrava con maggiore intensità. Alle altitudini più elevate la dinamica successionale non sempre è apparsa evidente anche se il limite superiore della vegetazione forestale

acquisisce importanza ecologica soprattutto in considerazione degli effetti dei cambiamenti climatici. Difatti il limite superiore costituisce una zona di tensione con le cenosi arbustive ed erbacee superiori che identifica il margine oltre il quale i fattori ambientali sono limitanti per la crescita, sviluppo e disseminazione delle specie forestali (Piussi e Schneider, 1985; Korner, 1998; Magnani, 2007). Questo ecotono ha subito nel passato notevoli modifiche da parte dell'uomo che disboscò per ampliare i pascoli d'alta quota da utilizzare nel periodo estivo, determinandone un forte abbassamento rispetto a quello naturale (Piussi e Schneider, 1985; Piussi 1992; Palombo *et al.*, 2013).

Il presente lavoro ha riguardato una indagine sulla dinamica temporale del limite superiore del bosco (*timberline*) sul versante teramano dei Monti della Laga dove la faggeta costituisce la vegetazione forestale cacciniale.

2. Area di studio

La catena montuosa dei Monti della Laga in Abruzzo, che è inserita nel territorio del Parco Nazionale del Gran Sasso-Monti della Laga, presenta un andamento Nord-Sud risultando compresa tra i Monti Sibillini a Nord, la Montagna dei Fiori-Montagna di Campli ad Est ed il Massiccio del Gran Sasso a Sud. Occupa una superficie totale di circa 1500 km². La vetta più alta è Monte Garzano (2458 m s.l.m.), ma il crinale ha sempre una quota superiore ai 2000 m. I bacini dei fiumi Tronto, Salinello e Vomano vanno a costituire il

sistema principale idrografico che è tributario del Mare Adriatico ad Est. Le caratteristiche geologiche sono molto particolari facendo riferimento all'unità geomorfologica del tipo "*Flysch arenaceo-marnoso della Laga*" in cui si alternano in modo regolare strati di arenarie silicee a strati di marne o argille e la cui mescolanza da origine a suoli di valore pedologico differenziato. Dove prevalgono le arenarie si hanno suoli sabbiosi, sciolti e permeabili con scarsità di colloidali a bassa fertilità (suoli bruno-acidi, con profilo A(B)C); nei casi con mescolanza di arenarie-marne-argille, i suoli acquistano maggiore struttura, capacità idrica e fertilità (suoli bruni lisciviati con profilo ABC con accumulo di argilla illuviale nell'orizzonte B (Gisotti, 1988)). La stazione meteorologica a quota più elevata in prossimità dei Monti della Laga è Campotosto (1420 m s.l.m.) con una temperatura media annua di 12,4°C e con un totale di precipitazioni annue di 1052 mm (periodo 1964-2011). La carta bioclimatica dell'Abruzzo indica che l'area di studio ricade, in prevalenza, nella *Regione axerica fredda, sottoregione temperato fredda* (Tomaselli *et al.*, 1973; Tammaro *et al.*, 1991). Le condizioni eco-stazionali determinano fasce vegetazionali differenziate in relazione all'altitudine (Fig. 1).

Più in generale le faggete dei Monti della Laga, che sono state ascritte al *Veronico urticifoliae - Fagetum* (Longhitano e Ronsisvalle, 1974; Pedrotti, 1982; Feoli e Lagonegro, 1982; Biondi *et al.*, 2008) ovvero al *Solidagini-Fagetum* di Ubaldi (1995), costituiscono in alto, una fascia compatta a formare il limite superiore della vegetazione arborea, di origine antropica, tipico del paesaggio di alta montagna comune a tutto l'Appennino (Ellemborg, 1988; Adams e Woodward, 1989; Keddy e MacLellan, 1990; Blasi *et al.*, 2003; Blasi *et al.*, 2005; Piovesan *et al.*, 2005).

3. Materiali e metodi

Per lo studio si è considerato i) la reale ubicazione del limite del bosco e ii) la fascia della faggeta cacuminale, compresa fra questo e l'isoipsa dei 1.700 m di quota, presente nei territori dei Comuni di Crognaleto, Cortino, Rocca Santa Maria e Valle Castellana, ricadenti, nella loro globalità, sul versante teramano dei Monti della Laga. Ciò per meglio evidenziare le eventuali variazioni temporali del *timberline* verso il crinale e quelle della copertura forestale nell'ambito delle aree a pascolo in prossimità del limite superiore del bosco.

Si sono utilizzati: 6 fotogrammi aerei del volo GAI (1954) in scala 1:29000; 13 ortofoto digitali a colori naturali in scala nominale 1:5000; i limiti comunali; le curve di livello estratte dalla Carta Tecnica Regionale (CTR) in scala 10000; il modello digitale del terreno (DTM) con risoluzione spaziale di 10 m. Il lavoro si è svolto in quattro fasi principali:

- 1) ortorettifica dei fotogrammi aerei;
- 2) fotointerpretazione del limite superiore del bosco sulle immagini aeree del 2010 e del 1954;
- 3) osservazioni a terra;
- 4) analisi dei dati ottenuti.

Per la fase di ortorettifica dei sei fotogrammi aerei è stato utilizzato il *software* ERDAS IMAGINE 9.1. Come immagini di riferimento per la determinazione delle coordinate geografiche dei *Ground Control Points* (GCP) sono state utilizzate le ortofoto digitali del 2010, mentre per determinare il dato altimetrico è stato utilizzato il DTM. La correzione geometrica dei fotogrammi è stata eseguita inserendo i parametri della macchina fotografica impiegata durante le riprese ed i dati del piano di volo (valori acquisiti dall'archivio online dell'Istituto Geografico Militare). Il numero di GCP individuati nei 6 fotogrammi aerei è compreso fra 90 e 182 GCP. Il metodo utilizzato per il ricampionamento delle immagini è il *Cubic Convolution* (Lucchesi *et al.*, 2006). L'RMSE finale è risultato inferiore a 5 m. Per la fase di fotointerpretazione si è utilizzato il *software* Quantum GIS 2.0.1. La delimitazione del limite del bosco è avvenuta tramite fotointerpretazione delle ortofoto digitali del 2010. In seguito, il limite del bosco alla data del 2010 è stato sovrapposto alle immagini del volo GAI ed è stato modificato per ottenere il limite del bosco alla data del 1954. Si è tenuto conto, durante la fotointerpretazione, della definizione di bosco del FAO-FRA che ad oggi rappresenta lo standard di riferimento riconosciuto sia a livello internazionale che a livello nazionale (INFC, 2005). Secondo la definizione FAO-FRA si è considerato bosco ogni superficie di almeno 5000 m² con una larghezza minima di 20 m in cui le chiome della vegetazione arborea effettuano una copertura del terreno uguale o superiore al 10% dell'area considerata. La fase delle osservazioni a terra ha riguardato la verifica della reale situazione del limite del bosco lungo tutto il versante teramano dei Monti della Laga facendo riferimento alle foto aeree del 1954 e alle ortofoto del 2010.

Per la fase di analisi si è incrociato il limite del bosco con i limiti amministrativi e con le curve di livello così da poter definire, per ogni comune interessato, le quote minima e massima del limite del bosco; il *software* IDRISI è stato utilizzato per calcolare il valore di quota media. Successivamente, nell'ambito dei singoli territori comunali, si sono determinate le estensioni delle superfici boscate poste al disopra della quota 1700 m s.l.m.

4. Risultati

La fotointerpretazione delle immagini ha consentito di evidenziare che il limite superiore del bosco sui Monti della Laga, nel 2010, è compreso tra le quote massime di 1838 (Comune di Valle Castellana) e di 1928 m s.l.m. (Comune di Crognaleto) e quelle minime di 1469 (Comuni di Valle Castellana) e di 1563 m s.l.m. (Comune di Cortino) ed ha un perimetro di 130 Km (Tab.1). Rispetto al 1954 si è avuta una riduzione di 17,3 Km (11,7%) che sta ad indicare un contenuto trasferimento del *timberline* verso l'alto e quindi un lieve aumento della superficie boscata a scapito dei pascoli cacuminali. Ciò è confermato anche dal confronto dei valori del range tra la quota minima e massima che risulta di 490 e 459 m rispettivamente per

le situazioni al 1954 ed al 2010 anche se non si sono verificate differenze tra le quote massime di presenza del bosco nei due anni considerati.

Presso l'archivio storico dell'Istituto Geografico Militare (www.igmi.org) è disponibile la prima documentazione cartografica dell'area di studio che, oltre alle indicazioni sulla toponomastica e quelle sull'uso del suolo, riporta le curve di livello (<http://www.igmi.org/ancient/scheda.php?cod=1963>).

Tale cartografia, che non ci consente di effettuare indagini temporali rigorose di confronto con i rilievi fotogrammetrici, può essere comunque di aiuto per individuare come il limite altitudinale dei boschi presenti sul versante teramano dei Monti della Laga, fosse localizzato molto prossimo a quello della copertura forestale odierna (Fig. 3) a conferma di come l'azione antropica possa determinare il paesaggio del territorio. Di interesse è risultato invece l'aumento della superficie del bosco al di sopra dei 1700 m s.l.m. che è stata valutata in circa 75 ettari, pari al 18 % della copertura forestale (incremento massimo del 37,7% nel territorio del Comune di Crognaleto), corrispondente ad un incremento annuo di circa 1,5 ettari.

5. Discussione e conclusioni

In Italia la maggior parte degli studi sul limite altitudinale dei boschi sono stati svolti nell'ambiente alpino mentre sono pochissimi quelli compiuti lungo l'Appennino. In questo ultimo ambiente il limite superiore è determinato dalla faggeta che tende a formare quasi ovunque un tipico ecotono a fronte compatto (Magnani, 2007).

Da un punto di vista ecologico la dinamica successionale in tali ambienti è comunque molto lenta e può trovare riferimento a due situazioni prevalenti.

Nella prima, man mano che ci si avvicina al limite superiore, gli alberi diminuiscono di dimensioni fino a costituire il mantello ossia una fascia di transizione fra il margine del bosco e le brughiere e praterie sovrastanti dando origine così ad una ricolonizzazione frontale. In molti casi, come in quello dei Monti della Laga (Pedrotti, 1982) la fase fisionomica naturale di transizione, è quella cespugliosa anche per alberi di prima grandezza come il faggio. Nella seconda gli alberi non raggiungono in massa il limite superiore del

bosco, non danno cioè origine ad una fascia di tensione ovvero ad una azione caratterizzata da una certa uniformità spaziale e temporale, come nel caso precedente, ma si ritrovano come alberi o gruppi di alberi isolati. Talvolta i due casi sopra citati corrispondono rispettivamente alle condizioni di una maggiore o minore "naturalità" e/o "antropizzazione" dell'area.

Nella prima situazione, il carico di animali ungulati della fauna selvatica e di quelli eventuali domestici al pascolo, è tale da non stressare i processi ecologici che si verificano al limite superiore del bosco mentre nella seconda il carico animale al pascolo, incide fortemente sulla delimitazione e sviluppo del limite del bosco intervenendo in modo diretto anche sulla componente arborea. In generale i fattori che rendono lenta la riconquista del bosco sono principalmente di origine i) eco-stazionale, poiché le condizioni ambientali sono spesso molto difficili per l'insediamento, sviluppo e crescita degli alberi, ii) antropico poiché l'uomo nel tempo ha sempre apportato profonde modifiche all'ambiente naturale soprattutto ampliando le aree destinate al prato-pascolo così da poter incrementare il numero di capi pascolanti. A tale proposito, nel 1989 si stimava che il bestiame pascolante nei soli beni silvo-pastorali amministrati dall'Antica Università Agraria di Rocca Santa Maria fosse di circa 11.000 capi (Ammazzalorso, 1989). Ancora oggi, a distanza di 25 anni, si riscontrano numerosi animali al pascolo, soprattutto ovini, ma anche bovini ed equini.

Il presente studio ha confermato che il processo di riconquista è molto lento e condizionato fortemente dalle modalità di riduzione o abbandono del disturbo dovuto all'attività pastorale; il periodo di tempo considerato (1954-2010) non è stato sufficiente per apportare modifiche evidenti sul limite superiore del bosco perché il carico del bestiame sui pascoli è tuttora elevato. Il fatto che è stato evidenziato dai confronti di fotointerpretazione del periodo 1954-2010, circa la riconquista del bosco in molte delle aree pascolive ubicate alle quote inferiori adiacenti al margine superiore, è imputabile al cambiamento avvenuto, da oltre trenta anni, sulla modalità della transumanza. I greggi non percorrono più le tradizionali vie di monticazione, ma vengono trasferite direttamente ai pascoli alti e viceversa con automezzi.

Tabella 1. Variazione dei limiti altitudinali dei boschi di faggio sui Monti della Laga (periodo 1954-2010).
Table 1. Beech timberline variation in the Monti della Laga (period 1954-2010).

Comune	Lunghezza (km)		Q.min. (m s.l.m.)		Q.max. (m s.l.m.)		Q.med. (m s.l.m.)		Bosco sopra 1700 m s.l.m. (ha)	
	1954	2010	1954	2010	1954	2010	1954	2010	1954	2010
Valle Castellana	31,9	30,3	1469	1469	1838	1838	1706	1712	110,4	125,6
Rocca Santa Maria	37,5	33,8	1441	1475	1898	1899	1713	1726	127,5	125,1
Cortino	26,1	17,4	1429	1563	1842	1843	1671	1718	39,3	49,3
Crognaleto	51,8	48,5	1481	1483	1919	1928	1710	1720	133,7	184,2
Totale	147,3	130,0	1429	1469	1919	1928		1721	410,9	484,2

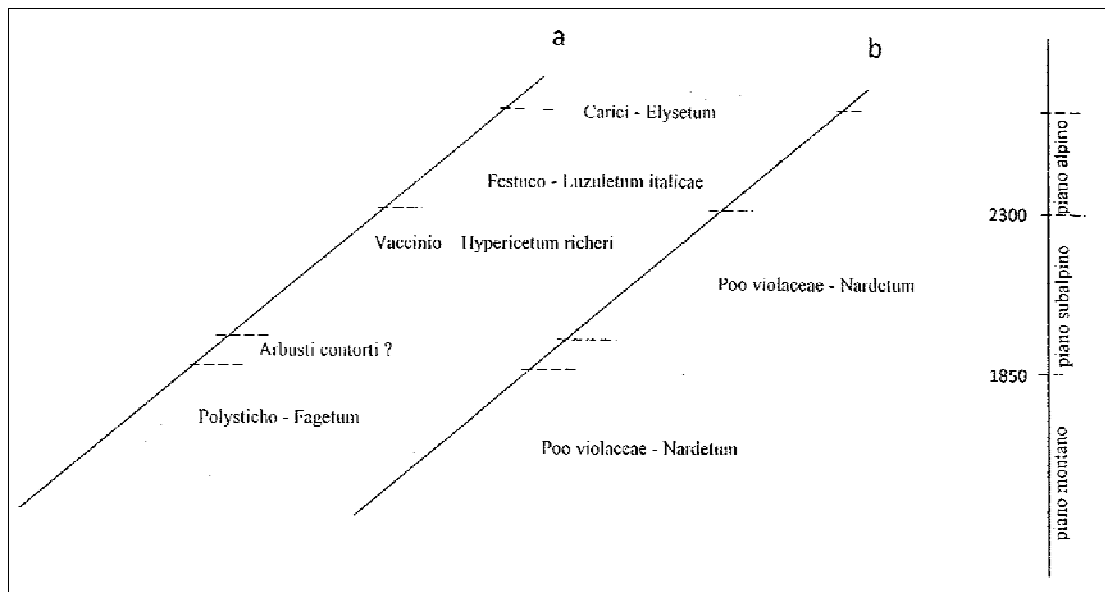


Figura 1. Vegetazione dei piani altitudinali sui Monti della Laga (sequenza naturale (a) e antropizzata (b)) (da Pedrotti, 1982, modificato).

Figure 1. Alpine belts of vegetation in the Monti della Laga (natural variation (a) and modified from human activity (b) (From Pedrotti, 1982, modified).

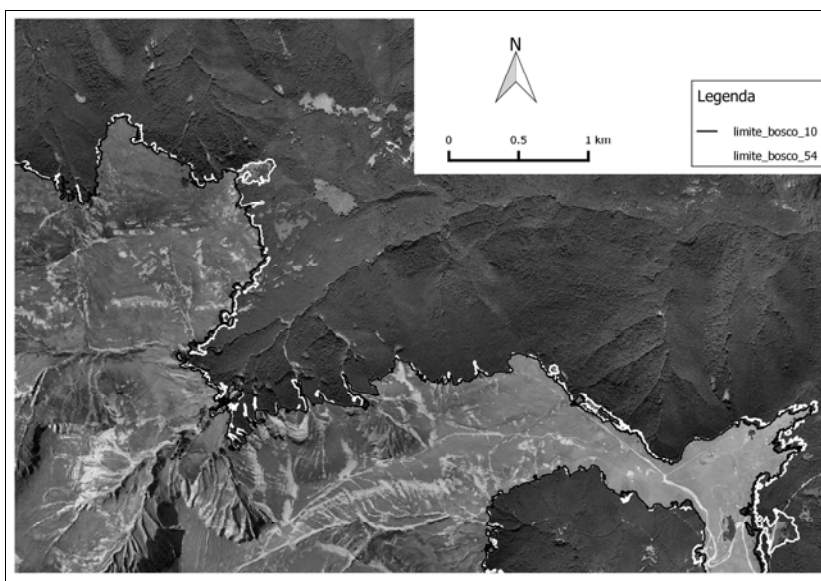


Figura 2. Variazione del limite altitudinale del bosco tra il 1954 (linea bianca) ed il 2010 (linea nera) nel Comune di Rocca Santa Maria (TE).

Figure 2. Timberline variation between 1954 (white line) and 2010 (black line) years in the municipality of Rocca Santa Maria (TE).

SUMMARY

The timberline variation on the Monti della Laga (province of Teramo)

Over the past 60 years, strong socio-economic changes have taken place in the mountain environment that have leading to significant changes in land use. Many agricultural practices have been abandoned while others, like pasture, have declined. Thus the spontaneous return of woodland is occurred in different ways and at different times due to differences in eco-environmental conditions, forest tree species, and method of abandonment. In this study the variation in time of the timberline has been analyzed in the Monti

della Laga, Province of Teramo, where the forest is dominated by beech. The timberline in 1954 and 2010 was obtained by photointerpretation of aerial images, taking the FAO-FRA forest definition as a reference. The data was used to analyze the timberline changes and to characterize the forest dynamics on the basis of field observations.

In 2010, the timberline in the study area is located at a mean altitude of 1721 m a.s.l. Between 1954 and 2014 the forest cover above 1700 m has increased by 17,8%, the forest extended on abandoned pastures at lower altitudes. This study indicates that timberline expansion of beech on the Monti della Laga, is very slow depending on how the impact due to pastoral activity is reduced.

BIBLIOGRAFIA

- Adams L.M., Woodward F.I., 1989 – *Patterns in tree species richness as a test of glacial extinction hypothesis*. *Nature*, 339: 699-701.
<http://dx.doi.org/10.1038/339699a0>
- Ammazzalorso V., 1989 – *Piano economico dei beni silvo-pastorali di proprietà dell'Antica Università Agraria di Rocca Santa Maria*. Rocca Santa Maria (TE).
- Biondi E., Casavecchia S., Frattaroli A. R., Pirone G., Pesaresi S., Di Martino L., Galassi S., Pradisi L., Ventrone F., Angelini E., Ciaschetti G., 2008 – *Forest vegetation of the Upper Valley of the Vomano River (Central Italy)*. *Fitosociologia*, 45: 117-160.
- Blasi C., Di Pietro R., Fortini P., Catonica C., 2003 – *The main plant community types of the alpine belt of the apennines chain*. *Plant Biosystems*, 137: 83-110.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263500312331351361>
- Blasi C., Di Pietro R., Pelino G., 2005 – *The vegetation of alpine belt karst-tectonic basin in Central Apennines*. *Plant Biosystems*, 139: 357-385.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263500500350150>
- Blondel J., Aronson J., 1999 – *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford.
- Ellemberg H., 1988 – *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Feoli E., Lagonegro M., 1982 – *Syntaxonomical analysis of beech woods in the Apennines (Italy) using the program package IAHOPA*. *Vegatatio*, 50: 129-173. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00364109>
- Giannini R., Gabbriellini A., 2013 – *Evoluzione e ruolo dei sistemi agricoli e forestali multifunzionali di montagna*. *L'Italia Forestale e Montana*, 68: 259-268. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2013.5.02>
- Gisotti P., 1988 – *Principi di geopedologia*. Ed. Calderini, Bologna.
- INFC, 2005 – *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale - Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e Sperimentazione in Agricoltura Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale (CRA-MPF).
- Keddy P.A., MacLellan P., 1990 – *Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems*. *Ecol. Appl.*, 6: 748-762.
<http://dx.doi.org/10.2307/2269480>
- Korner C., 1998 – *A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation*. *Oecologia*, 115: 445-459.
<http://dx.doi.org/10.1007/s004420050540>
- Longhitano N., Ronsisvalle G.A., 1974 – *Osservazioni sulle faggete dei Monti della Laga (Appennino Centrale)*. *Not. Fitosociologico*, 9: 55-82.
- Lucchesi F., Carta M., Monacci F., Nardini F., 2006 – *Vedere il tempo nel territorio: un'interfaccia per l'esplorazione del volo GAI (1953/1954)*.
- Magnani S., 2007 – *Ecologia del limite altitudinale del bosco nell'Appennino settentrionale: un approccio metodologico*. Tesi Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali. Università degli Studi di Bologna, p. 89.
- Palombo C., Chirici G., Marchetti M., Tognetti R., 2013 – *Is land abandonment affecting forest dynamic at the high elevation in Mediterranean mountains more than climate change?* *Plant Biosystems*, 147: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.772081>
- Pedrotti F., 1982 – *Carta della vegetazione del Foglio di Acquasanta*. C.N.R. Collana Programma Finalizzato "Qualità dell'Ambiente", AQ/1/88, Roma.
- Piovesan G., Di Filippo A., Alessandrini A., Biondi F., Schirone B., 2005 – *A Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth Fagus forest in the Apennines*. *Journal of Vegetation Science*, 16: 13-28.

INFLUENZA DELLE LUCI LED SULLA CRESCITA DI PIANTINE DI *QUERCUS ILEX* L. E *MYRTUS COMMUNIS* L.

Chiara Marianello¹, Manuela Mechilli¹, Maria Raffaella Ortolani¹, Rosanna Bellarosa¹

¹DAFNE, Università della Tuscia, 01100 Viterbo, Italy; chiaramarianello@hotmail.it

Obiettivo della vivaistica forestale è la produzione di piantine con buone capacità di adattamento e di accrescimento da utilizzare negli imboschimenti protettivi e produttivi.

La fase di pre-coltivazione prevede la produzione, con un minor uso di risorse, di piantine in contenitori alveolari e in camere climatiche dotate di luci artificiali. Generalmente, nelle camere di crescita sono utilizzate luci fluorescenti. Recentemente, luci LED sono state utilizzate grazie alla possibilità di definire specifici spettri luminosi soddisfacendo le esigenze della pianta. L'obiettivo della ricerca è stato quello di stabilire se i LED possano essere utilizzati nella fase di pre-coltivazione di specie forestali e di valutare la risposta delle piante una volta trasferite in ambiente naturale. Sono state analizzate due specie: *Quercus ilex* L. e *Myrtus communis* L. Le piantine sono state allevate sotto quattro diversi spettri LED e confrontate con quelle cresciute sotto luci fluorescenti. La loro crescita è stata registrata durante il ciclo colturale e sono stati valutati diversi parametri morfometrici. Successivamente, le piante sono state trasferite in serra per l'ambientamento alle condizioni naturali. Per valutare gli effetti degli spettri LED sulle due specie, le piante sono state allevate per una stagione vegetativa e sono state sottoposte alle stesse analisi morfometriche.

I risultati della ricerca hanno evidenziato che i LED sono una valida alternativa alle luci fluorescenti nella fase di pre-coltivazione determinando una migliore crescita delle piante. Col passaggio in serra, le piante di entrambe le specie allevate con le luci LED hanno mostrato un miglior adattamento all'ambiente naturale rispetto alle piante controllo.

Parole chiave: camere di crescita, LED, vivaistica forestale.

Keywords: growth chambers, LED, forest nursery.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cm-inf>

1. Introduzione

Il futuro delle foreste di tutto il mondo è messo a repentaglio a causa dell'uso indiscriminato del territorio, con una perdita di terreno forestale di circa 13 milioni di ettari all'anno, e dei cambiamenti climatici repentini, in particolare l'aumento della temperatura. Queste condizioni ambientali potrebbero influenzare la distribuzione e la crescita di importanti specie arboree influenzando i servizi forniti dalle foreste all'uomo (Lindner *et al.*, 2010).

La vivaistica forestale ha come scopo principale la produzione di piantine forestali da utilizzare negli imboschimenti protettivi e produttivi al fine di ridurre la pressione antropica sulle foreste naturali preservandone la biodiversità. Quindi la vivaistica forestale svolge un ruolo fondamentale nel sostenere il ripristino delle foreste, in quanto aumenta la possibilità di recuperare l'ecosistema naturale tramite la rinno-vazione artificiale di specie forestali autoctone rispetto alla loro colonizzazione spontanea o alla semina diretta (Cole *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2007; Willoughby *et al.*, 2004). Recentemente è aumentato l'interesse nei confronti dell'attività vivaistica anche in seguito all'introduzione e all'applicazione di regolamenti comunitari

per l'imboschimento dei terreni agricoli e a una più ampia, diffusa e convinta politica di rinaturalizzazione del territorio. Tale fenomeno ha influito anche sull'orientamento della ricerca italiana, nonostante il nostro Paese sia in ritardo rispetto al resto d'Europa dove la vivaistica forestale è oggetto di un continuo sviluppo tecnologico. Malgrado questo ritardo, da diversi anni in Italia si è assistito a un'aumentata attività di afforestazione e riforestazione artificiale che ha visto trasformare migliaia di ettari di terreno in piantagioni forestali per scopi ambientali specifici come la stabilizzazione dei suoli, il recupero di aree degradate, il restauro forestale, la conservazione e l'incremento della biodiversità. Di conseguenza la vivaistica forestale si è dovuta necessariamente adeguare dotandosi di tecniche di coltivazione moderne e razionali nel rispetto del patrimonio genetico delle specie legnose autoctone.

Obiettivo principale del vivaismo forestale è quello di produrre piantine che, grazie alle loro caratteristiche genetiche, morfologiche e fisiologiche siano in grado di fornire garanzie d'attecchimento, adattabilità e di rapido accrescimento per assicurare il successo dell'arboricoltura da legno e degli imboschimenti. Tutto ciò può essere ottenuto attraverso l'ottimizzazione delle

prime fasi di sviluppo delle piantine da realizzarsi in ambiente controllato (pre-coltivazione). Gli studi più recenti in questo ambito hanno focalizzato l'attenzione sullo sviluppo di nuove tecniche per una produzione economicamente e ambientalmente sostenibile di piante forestali (minor uso di risorse quali acqua, energia, fertilizzanti, torba, pesticidi).

Un fattore determinante nella fase di pre-coltivazione è l'illuminazione. Studi rivolti a individuare gli effetti della qualità spettrale sulla crescita delle piante sono importanti per capire le risposte delle piante stesse ai sistemi di illuminazione artificiale.

Tradizionalmente, per la coltivazione delle piante nelle camere climatiche vengono utilizzate lampade fluorescenti che emettono nel visibile (400-700 nm) e nell'invisibile (700-850 nm) con un picco di emissione nel giallo (~589 nm). Tuttavia, queste lampade presentano varie limitazioni. Innanzitutto, non permettono di variare alcuni parametri, quali le caratteristiche dello spettro, impedendo così di studiarne l'effetto. Inoltre, la loro durata può essere influenzata dal numero di accensioni e spegnimenti e perdono leggermente in quantità di flusso luminoso emesso nel corso del tempo. Recentemente, diodi ad emissione luminosa (LED) sono stati introdotti in alternativa alle tradizionali lampade fluorescenti grazie al fatto di presentare diversi vantaggi: sono meno ingombranti, hanno una maggior durata, una minor dispersione di calore e consentono di ottenere un risparmio energetico fino all'80% rispetto alle luci tradizionali (Tennesen *et al.*, 1994; Yeh e Chung, 2009). Al contrario delle luci fluorescenti, i LED possono poi essere costruiti per emettere luce di un colore preciso in modo da poter variare lo spettro secondo le esigenze di coltivazione.

L'intensità luminosa e la disponibilità di elementi nutritivi sono i fattori che più di ogni altro condizionano la crescita delle piante e di conseguenza la loro produttività. Le piante sono in grado di reagire a variazioni nei livelli di intensità luminosa attraverso particolari adattamenti morfologici, biochimici e fisiologici che dipendono principalmente dalle caratteristiche genetiche della pianta. Tali risposte consentono l'adeguamento della velocità di crescita della pianta alle mutate disponibilità energetiche.

Nonostante i vantaggi delle luci LED, gli studi sullo sviluppo di piante forestali con queste lampade sono molto limitati (Astolfi *et al.*, 2012.). Pertanto, l'obiettivo della ricerca, sviluppata nell'ambito del progetto europeo Regen Forest, è stato quello di stabilire se i LED possano essere utilizzati come fonte di luce nella fase di pre-coltivazione di specie forestali e di valutare la risposta delle piante una volta trasferite in ambiente naturale. In particolare sono stati analizzati l'altezza del germoglio, peso fresco e peso secco del fusto, foglie e radici, numero delle foglie e l'area fogliare.

2. Materiali e Metodi

2.1 Specie studiate e condizioni di allevamento

Sono state analizzate due specie forestali tipiche dell'area mediterranea: leccio (*Quercus ilex* L.) e mirto

comune (*Myrtus communis* L.). I semi di leccio sono stati raccolti nella riserva naturale di Villa Lante, situata a Bagnaia in provincia di Viterbo, mentre i semi di mirto sono stati raccolti in una proprietà privata in provincia di Viterbo.

I semi, dopo gli opportuni trattamenti per stimolare la germinazione, sono stati trasferiti in mini-contenitori alveolati di plastica QuickPot (HerkuPlast-Kubern, Germany) contenenti terreno Jiffy. Sono stati valutati gli effetti prodotti sullo sviluppo delle due specie forestali da quattro tipi di spettri luminosi emessi da lampade LED di nuova generazione (Valoya) e in ambiente controllato rispetto a quelli determinati da tradizionali lampade fluorescenti (OSRAM L 36W / 77 FLUORA) definite FLUO.

Le lampade a LED sono basate su una nuova tecnologia Valoya che produce uno spettro continuo grazie ad una miscela di colori: blu (photosynthetic photon flux PPF 400-500 nm), verde (500-600 nm), rosso (600-700 nm) e rosso lontano (700-800 nm).

Le lampade LED utilizzate presentano diverse combinazioni di diodi caratterizzando quattro diversi spettri chiamati: G2, NS2, AP67 e AP67-Arch. Nelle camere di crescita sono stati impostati i seguenti parametri: fotoperiodo di 14 h di luce, umidità relativa del 70% e una temperatura giorno/notte 22° C / 20° C per un periodo di coltura di 30 giorni per il leccio e 52 giorni per il mirto. L'annaffiatura è stata effettuata ogni due giorni, seguita da una rotazione completa dei vassoi per assicurare condizioni di crescita uniformi. Durante il periodo di pre-coltivazione non sono stati utilizzati pesticidi, fungicidi e fertilizzanti. Al termine del periodo di pre-coltivazione, le piante di leccio e mirto sono state trapiantate in contenitori più grandi riempiti con un terreno sperimentale DAFNE (contenente torba, perlite e sabbia) e allevate in serra per un periodo culturale di 90 e 180, rispettivamente.

2.2 Analisi morfometriche

Al termine della fase di pre-coltivazione nelle camere di crescita e del ciclo vegetativo in serra, le piante di entrambe le specie sono state sottoposte alle analisi morfologiche e sono state prese le seguenti misure: altezza del germoglio, peso secco del fusticino, della radice e delle foglie, numero delle foglie, area fogliare. I pesi secchi sono stati valutati dopo un essiccamento in forno a 105° C per 24-h.

L'area fogliare è stata valutata scansionando le foglie e misurando le scansioni utilizzando il programma Digimizer. Solo nel caso del mirto allevato in serra, dato il cospicuo numero di foglie, è stata valutata l'area fogliare su 10 foglie scelte casualmente.

Le altezze delle piantine sono state registrate alla fine del ciclo culturale.

2.3 Analisi statistica

Entrambe le specie sono state studiate separatamente. Sono stati calcolati, per ogni parametro morfologico e per ogni condizione di crescita, media e deviazione standard e i valori statistici sono stati calcolati tramite t-Student con significatività statistica $\alpha < 0,05$ per livello.

3. Risultati e discussione

3.1 Camere di crescita

Le piante allevate nei mini-contenitori sono cresciute normalmente indicando che le condizioni colturali adottate erano appropriate. In particolare, la nuova metodologia di pre-coltivazione nei contenitori alveolari ha confermato la sua efficacia rispetto alle pratiche standard utilizzate in vivaio (Kostopoulou *et al.*, 2010; Mattsson *et al.*, 2010).

Analizzando i risultati ottenuti si notava che la risposta ai diversi tipi d'illuminazione in ambiente controllato variava in funzione della specie considerata.

L'altezza del germoglio raggiunta dalle piante di leccio era statisticamente significativa solo in quelle allevate sotto G2 (+17% rispetto a FLUO) mentre non si apprezzavano differenze tra le altre condizioni di illuminazione; nelle piante di mirto si notava un incremento del parametro nelle piante cresciute sotto lampade G2, AP67-Arch e NS2 (+18%, +9%, +10% rispettivamente) rispetto alle piante controllo (Tab. 1). La maggior altezza riscontrata con lo spettro G2, in entrambe le specie studiate, potrebbe essere una conseguenza della presenza della luce verde negli spettri utilizzati in quanto è stato dimostrato essere efficace nello stimolare l'allungamento dello stelo nelle prime fasi di vita della pianta (Folta *et al.*, 2005).

Le piante di leccio allevate con le lampade LED non mostravano differenze significative nella produzione di massa secca di foglie, radici e germogli, rispetto alle piante cresciute con le lampade fluorescenti.

Risposte non uniformi, per il peso secco, sono state invece ottenute con le piante di mirto allevate sotto lampade LED rispetto alla luce fluorescente. In particolare, è stato notato che la produzione di massa secca delle foglie era statisticamente significativa solo nel caso del mirto allevato sotto lampade LED G2 (+27% rispetto a FLUO); i pesi secchi delle radici e dei fusticini presentavano incrementi significativi nelle piantine cresciute sotto AP67 (+32% nella radice e +25% nel fusto), AP67-Arch (+27% per la radice e +21% per il germoglio) e G2 (+58% e +47% rispettivamente per radici e fusto. Da questi risultati si può dedurre che i LED stimolavano la crescita, in termini di peso secco, delle piante di mirto. Simili risultati sono stati ottenuti da esperimenti sulla lattuga (Kim *et al.*, 2004). I valori dei pesi secchi del leccio e del mirto sono riportati in Tabella 1.

Gli spettri LED NS2 e AP67-Arch aumentavano l'espansione fogliare nelle piantine di leccio del 33% e del 28%, rispettivamente, rispetto alla lampade fluorescenti; probabilmente a causa della maggiore componente blu che caratterizza questi due spettri (Poudel *et al.*, 2008). Tutti gli spettri LED sperimentati avevano, invece, un effetto negativo sull'area fogliare delle piante di mirto. In particolare lo spettro AP67-Arch diminuiva l'area fogliare del 13%, lo spettro NS2 del 15%, la lampada AP67 del 27% e G2 del 37% (Tab. 1). Per quanto riguarda il numero di foglie, si notava un aumento del dato nelle piante di entrambe le specie allevate con lo spettro G2 rispetto al controllo. Più precisamente, si aveva un aumento del 9% nel leccio e del 15% nel mirto (Tab. 1). I risultati ottenuti

mostrano che le luci LED, utilizzate durante il periodo di pre-coltivazione, possono essere una valida alternativa alle lampade fluorescenti. In particolare, le piante di mirto rispondevano positivamente all'allevamento con le lampade LED in termini di altezza del germoglio e di produzione sia di massa fresca sia secca mentre il leccio, dopo l'esposizione ai LED, aumentava i valori dell'altezza del fusticino e dell'area fogliare.

3.2 Serra

Al termine della fase di pre-coltivazione nelle camere di crescita, alcune piante di entrambe le specie sono state trapiantate in contenitori più grandi e trasferite in una serra ombreggiata per l'ambientamento alle condizioni naturali. Per determinare gli effetti dell'allevamento sotto luci LED in risposta all'ambiente naturale, sono stati valutati i parametri morfologici, precedentemente descritti, sia sulle piantine prodotte sotto lampade LED che fluorescenti.

Le piante di leccio e mirto pre-allevate sotto i LED, dopo un periodo di allevamento di 90 e 180 giorni rispettivamente in serra, non mostravano differenze significative nell'altezza del fusto rispetto alle piante allevate con le lampade fluorescenti (Tab. 2).

Il leccio cresciuto con le lampade AP67 mostrava un aumento del peso secco del fusticino (+22%) mentre tutte le lampade LED non avevano effetti statisticamente significativi sul peso secco di foglie, radici e fusto rispetto al controllo. Per quanto riguarda il mirto, la pre-coltivazione con i LED G2 diminuiva la quantità di materia secca delle foglie (-26%) in rapporto alle piante pre-allevate con luce fluorescente. I valori dei pesi secchi del leccio e del mirto sono riportati in Tabella 2. La pre-coltivazione con le quattro lampade LED aumentava, rispetto a quella con luce fluorescente, l'estensione fogliare delle piante di leccio. In particolare, le lampade AP67-Arch aumentavano l'area fogliare del 18%, lo spettro NS2 del 16%, i LED AP67 del 17% e G2 del 19%. Per contro, il pre-allevamento con le lampade LED non aveva effetti significativi nelle foglie delle piante di mirto. È interessante notare come l'andamento dell'area fogliare della quercia sia rimasta invariata nella crescita in ambiente controllato che in serra (Tab. 2).

Infine, è stato valutato il numero di foglie nelle due specie. Per entrambe le specie non si riscontravano differenze fra le piante pre-allevate con le luci LED, indipendentemente dal tipo di spettro utilizzato, e quelle prodotte con luci fluorescenti (Tab. 2). Le piantine di entrambe le specie hanno mostrato un'ottima capacità di adattamento alle condizioni naturali al termine del ciclo condotto in ambiente artificiale. Ulteriori indagini sono, comunque, necessarie per individuare i cicli colturali delle singole specie più efficaci nello stimolare lo sviluppo delle piantine e per comprendere appieno le risposte delle diverse specie agli stimoli luminosi.

4. Conclusione

I risultati della ricerca hanno evidenziato che i LED sono una valida alternativa alle luci fluorescenti nella fase di pre-coltivazione determinando una migliore crescita delle piante. Col successivo passaggio in serra,

le piante di entrambe le specie e allevate con le luci LED e fluorescenti hanno mostrato un comportamento simile in ambiente naturale. Ad ogni modo, le lampade LED hanno mostrato la loro efficacia nel sostenere lo sviluppo delle piante in ambiente artificiale e quindi sono un'ottima alternativa alle lampade fluorescenti. Una loro più diffusa applicazione consentirebbe di ridur-

re notevolmente i costi energetici nella fase di pre-coltivazione grazie alle loro particolari caratteristiche legate soprattutto al basso consumo energetico, ad un alto numero di ore di funzionamento e ad una bassa emissione di calore. Precedenti studi hanno mostrato che questo è un valido metodo colturale per garantire un'alta e continua produzione di piantine forestali.

Tabella 1. Nella tabella sono riportati i valori medi delle variabili morfometriche relative agli esperimenti di crescita sotto le luci LED o luce fluorescente. La deviazione standard è stata riportata tra le parentesi. Le analisi statistiche sono state condotte utilizzando il t-student. *p<0.05; ** p<0.01; ***p<0.001.

Table 1. The table shows the mean values of morphometric variables related to growth experiments under LED lights or fluorescent light. The standard deviation was reported in the parentheses. Statistical analyzes were performed using the t-student.

* p <0.05; ** P <0.01; *** p <0.001.

<i>Specie</i>	<i>Variabile</i>	<i>FLUO</i>	<i>AP67-ARCH</i>	<i>NS2</i>	<i>AP67</i>	<i>G2</i>
<i>Quercus ilex</i> L.	H ger (cm)	5.53 (2.05)	6.42 (2.48)	6.07 (2.51)	5.82 (2.27)	6.51 (2.30)***
	N foglie	5.15 (1.51)	5.08 (1.73)	5.47 (1.75)	4.84 (1.68)	5.63 (1.73)*
	P. sec. rad. (g)	0.12 (0.06)	0.15 (0.07)	0.13 (0.04)	0.13 (0.06)	0.12 (0.04)
	P. sec. fusto (g)	0.05 (0.03)	0.06 (0.02)	0.07 (0.02)	0.05 (0.03)	0.06 (0.03)
	P. sec. foglie (g)	0.21 (0.10)	0.21 (0.07)	0.23 (0.08)	0.18 (0.07)	0.24 (0.07)
	Area fogl. (cm ²)	5.34 (2.29)	6.88 (3.37)***	7.13 (2.37)**	6.42 (2.88)	6.23 (2.91)
<i>Myrtus communis</i> L.	H ger (cm)	3.79 (1.06)	4.14 (1.18)*	4.18 (1.39)*	4.03 (1.38)	4.49 (1.36)***
	N foglie	14.71 (3.91)	15.23 (4.88)	13.79 (4.32)	14.06 (3.63)	16.96 (5.04)***
	P. sec. Rad. (mg)	8.11 (2.04)	10.34 (2.79)***	8.23 (2.28)	10.74 (3.12)***	12.89 (3.44)***
	P. sec. fusto (mg)	7.54 (2.40)	9.17 (3.27)*	8.66 (2.96)	9.47 (3.49)**	11.14 (3.52)***
	P. sec. foglie (mg)	23.97 (8.52)	28.43 (8.03)	23.23 (6.70)	24.80 (9.04)	30.51 (10.23)**
	Area fogl. (cm ²)	0.41 (0.22)	0.36 (0.15)**	0.35 (0.17)**	0.30 (0.13)**	0.26 (0.12)**

Note: H ger = altezza germoglio; N foglie = numero di foglie; P. sec. rad. = peso secco della radice; P. sec. fusto = peso secco del fusto; P. sec. foglie = peso secco delle foglie; Area fogl.=area fogliare.

Tabella 2. Nella tabella sono riportati i valori medi delle variabili morfometriche relative agli esperimenti di crescita in serra. La deviazione standard è stata riportata tra le parentesi. Le analisi statistiche sono state condotte utilizzando il t-student.

*p<0.05; ** p<0.01; ***p<0.001.

Table 2. The table shows the mean values of morphometric variables related to growth experiments in the greenhouse. The standard deviation was reported in the parentheses. Statistical analyzes were performed using the t-student.

* p <0.05; ** P <0.01; *** p <0.001.

<i>Specie</i>	<i>Variabile</i>	<i>FLUO</i>	<i>AP67-ARCH</i>	<i>NS2</i>	<i>AP67</i>	<i>G2</i>
<i>Quercus ilex</i> L.	H ger (cm)	13.39 (4.66)	14.71 (4.71)	13.91 (4.12)	14.49 (4.30)	14.46 (3.94)
	N foglie	12.47 (4.93)	11.94 (4.13)	11.68 (3.88)	12.28 (4.12)	12.39 (3.71)
	P. sec. rad. (g)	0.55 (0.15)	0.52 (0.22)	0.59 (0.19)	0.61 (0.14)	0.64 (0.17)
	P. sec. fusto (g)	0.36 (0.8)	0.35 (0.14)	0.41 (0.15)	0.44 (0.10)*	0.41 (0.11)
	P. sec. foglie (g)	0.71 (0.17)	0.67 (0.21)	0.71 (0.24)	0.80 (0.19)	0.83 (0.30)
	Area fogl. (cm ²)	5.27 (1.92)	6.22(2.24)***	6.16 (2.57)***	6.17 (2.30)***	6.30 (2.46)***
<i>Myrtus communis</i> L.	H ger (cm)	19.16 (4.10)	21.30 (3.61)	19.77 (3.52)	17.42 (3.82)	18.60 (1.24)
	N foglie	253.7 (50.98)	289.1 (79.98)	209.7 (97.99)	241.4 (64.04)	241.8 (84.65)
	P. sec. Rad. (g)	0.80 (0.21)	0.80 (0.19)	0.56 (0.24)	0.72 (0.21)	0.61 (0.12)
	P. sec. fusto (g)	0.56 (0.19)	0.57 (0.21)	0.47 (0.15)*	0.50 (0.14)	0.45 (0.13)*
	P. sec. foglie (g)	0.85 (0.18)	0.85 (0.31)	0.71 (0.19)	0.75 (0.18)	0.63 (0.11)**
	Area fogl. (cm ²)	0.63 (0.21)	0.54 (0.19)	0.60 (0.37)	0.56 (0.23)	0.53 (0.20)

Note: H ger = altezza germoglio; N foglie = numero di foglie; P. sec. rad. = peso secco della radice; P. sec. fusto = peso secco del fusto; P. sec. foglie = peso secco delle foglie; Area fogl.=area fogliare.

SUMMARY

Influence of the LED lights on the growth of *Quercus ilex* L. and *Myrtus communis* L. seedlings

Forest nursery aims to a large production of seedlings with good growth capacity to be used in environment restoration. During the pre-cultivation phase, plants are grown in alveolar containers into growth chambers under artificial lights. Growth chambers are generally equipped with fluorescent lights. Recently, LED light have been introduced as an alternative lamp because it is possible to set up the specific wavelength, according to plants growth requirements, but studies on the development of forest trees under LEDs system are very limited. Therefore, the aim of this research project was to determine if LEDs can be used as a light source in the pre-cultivation of forest trees and to assess the response of plants when transferred in the open field. Holm oak and common myrtle were grown under four different new generation LEDs spectra and compared with those grown under fluorescent light. Their growth was recorded during the vegetative cycle and several morphometric parameters were then evaluated. After the measurements, the plants were transferred in the greenhouse for acclimatization to natural conditions. After one growing season, the plants were analyzed using the same morphometric parameters to assess the effects of LEDs spectra on the two species after the transplanting. The results showed that LEDs are a reliable alternative to fluorescent lights in the pre-cultivation phase improving the plants growth. Good results were found when seedlings, grown both under LEDs and under fluorescent lamps, were transplanting in the greenhouse. This result suggests that the LEDs are a promising alternative to fluorescent lights.

BIBLIOGRAFIA

- Astolfi S., Marianello C., Grego S., Bellarosa R., 2012 – *Preliminary Investigation of LED Lighting as Growth Light for Seedlings from Different Tree Species in Growth Chambers*. Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca, 40 (2): 31-38.
- Cole R.J., Holla K.D., Keene C.L., Zahawi R.A., 2011 – *Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest*. Forest Ecology and Management, 261: 1590-1597.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.038>
- Folta K.M., Koss L.L., McMorrow R., Kim H.H., Kenitz J.D., Raymond W., Sager J.C., 2005 – *Design and fabrication of adjustable red-green-blue LED light arrays for plant research*. BMC Plant Biology, 5:17.
<http://dx.doi.org/10.1186/1471-2229-5-12>
<http://dx.doi.org/10.1186/1471-2229-5-17>
- Kim H.H., Goins G.D., Wheeler R.M., Sager J.C., 2004 – *Green-light supplementation for enhanced lettuce growth under red- and blue light emitting diodes*. Horticultural Science, 39 (7):1617-1622.
- Kostopoulou P., Radoglou K., Dini-Papanastasi O., Spyroglou G., 2010 – *Enhancing planting stock quality of Italian cypress (Cupressus sempervirens L.) by pre-cultivation in mini-plugs*. Ecological Engineering, 36:912-919.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.004>
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R. Delzon S., Corona P., Kolström M., Lexer M.J., Marchetti M. 2010 – *Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystem*. Forest Ecology and Management, 259 (4): 698-709.
- Mattsson A., Radoglou K., Kostopoulou P., Bellarosa R., Simeone M.C., Schirone B., 2010 – *Use of innovative technology for the production of high-quality forest regeneration materials*. Scandinavian Journal of Forest Research, 25 (8): 3-9
<http://dx.doi.org/10.1080/02827581.2010.485825>
- Poudel R.P., Kataoka I., Mochioda R., 2008 – *Effect of red- and blue light-emitting diodes on growth and morphogenesis of grapes*. Plant Cell, Tissue and Organ Culture, 92:147-153.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11240-007-9317-1>
- Tennessen D.J., Singsaas E.L., Sharkey T.D., 1994 – *Light-emitting diodes as a source for photosynthesis research*. Photosynthesis Research 39: 85-92.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00027146>
- Wang F.X., Wang Z.Y., Leeb J. H.W., 2007 – *Acceleration of vegetation succession on eroded land by reforestation in a subtropical zone*. Ecological Engineering, 31: 232-241.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.07.004>
- Willoughby I., Jinks R., Gosling P. and Kerr G., 2004 – *Creating new broadleaved woodland by direct seeding*. Forestry Commission Practice Guide. Forestry Commission, Edinburgh. pp. 1–32.
- Yeh N., Chung J.P. 2009 – *High-brightness LEDs-Energy efficient lighting sources and their potential in indoor plant cultivation*. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 13:2175-2180.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.01.027>

ANALISI STRUTTURALI E DENDROECOLOGICHE SU POPOLAMENTI DI *QUERCUS PETRAEA* SUBSP. *AUSTROTHYRRENICA* BRULLO, GUARINO E SIRACUSA NEL PARCO REGIONALE DELLE MADONIE (SICILIA)

Angelo Merlino¹, Michele Baliva¹, Alfredo Di Filippo¹, Gianluca Piovesan¹, Francesco Solano¹

¹Dipartimento DAFNE, Università della Tuscia, Viterbo (Italy); f.solano@unitus.it

Il bosco di rovere (*Quercus petraea* subsp. *austrothyrrhenica* Brullo, Guarino & Siracusa) di Pomieri (PA), rappresenta per la Sicilia un popolamento di rilevante interesse scientifico, naturalistico e paesaggistico, in quanto unico per estensione nel sud del continente europeo al limite meridionale del suo areale. Scopo di questo studio è stata la valutazione dello stato di conservazione della rovere e la sua risposta alla variabilità climatica attraverso lo studio della crescita radiale. Sono state dunque eseguite analisi dendroecologiche e strutturali attraverso rilievi in sei aree di saggio in alcune zone rappresentative e omogenee dal punto di vista stazionale. Le analisi mostrano una struttura verticale complessa, descrivibile come un mosaico strutturale legato a differenti fasi dello sviluppo. Ne sono indice un aumento di necromassa ed il ripristino delle dinamiche di rinnovazione naturale che nel tempo porteranno il bosco ad assumere caratteri di vetustà. Le analisi dendroecologiche mostrano che la rovere meridionale può essere considerata una specie sensibile alle variazioni climatiche. In particolare mostra che gli accrescimenti sono altamente influenzati dalle piogge, specialmente dagli apporti di acqua nel periodo tardo primaverile.

Parole chiave: anelli di accrescimento, diversità strutturale, *Quercus petraea*, Sicilia, dendroecologia.

Keywords: tree-ring, structural diversity, *Quercus petraea*, Sicily, dendroecology.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-am-ana>

1. Introduzione

Gli studi delle relazioni tra pianta e clima hanno rappresentato un importante settore della ricerca fin dal secolo scorso. Questi mirano a spiegare la distribuzione della vegetazione sulla base di variazioni climatiche (Woodward, 1987). In particolare, l'effetto del clima è il principale meccanismo che influenza la fisiologia e la distribuzione geografica delle specie o di interi biomi (Walter, 1985). Le indagini climatiche a fini forestali hanno spesso come scopo quello di valutare la vocazione alle diverse specie definendo in termini quantitativi sia le risorse climatiche sia le limitazioni imposte dal clima (Mariani *et al.*, 2007; Mariani, 2008). La dendroecologia può contribuire all'analisi degli studi bioclimatici sulla risposta di crescita dell'albero a differenti ambienti. L'approccio dendroecologico si propone di isolare in una serie dendrocronologica l'informazione desiderata per studiare l'effetto dei fattori ambientali sulle dimensioni degli anelli legnosi. I lembi di foreste vetuste, con minimo impatto antropico ed individui di diversi secoli d'età, offrono l'opportunità di affrontare uno studio di lungo termine sulla storia di ecosistemi forestali in contesti ad elevata naturalità, specialmente nella penisola italiana dove la presenza dell'uomo è forte e diffusa da millenni (Mercurio, 2010). In questo contributo si è preso in esame il Bosco Pomieri, localizzato nel Parco Regionale delle Madonie (Sicilia settentrionale), dominato dalla rovere meridionale (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.

subsp. *austrothyrrhenica* Brullo, Guarino & Siracusa) che occupa le stazioni più meridionali dell'areale della specie in Italia e in Sicilia. Il bosco, pertanto riveste un particolare interesse geobotanico e naturalistico (Brullo 1984; Raimondo *et al.*, 1992, 2004; Brullo *et al.*, 1999; Schicchi *et al.*, 2007) e rappresenta presumibilmente una delle aree rifugio e di origine della diversità genetica prima della migrazione post-glaciale (Dumolin-Lapegue *et al.*, 1997), ma ad alto rischio di estinzione per la bassa differenziazione genetica della popolazione (Bruschi *et al.*, 2003; Vettori *et al.*, 2007).

Nonostante la presenza dell'uomo all'interno dell'area oggetto di studio, nel bosco Pomieri sulle Madonie, si possono ancora riscontrare alcuni tratti di naturalità dovuti alle caratteristiche stazionali che ne rendono difficile la fruizione, in più la presenza di numerose piante di aspetto monumentale con età ultracentenarie rende questo popolamento interessante per il notevole valore scientifico, naturalistico e paesaggistico e in quanto rappresenta una delle peculiarità del patrimonio forestale del comprensorio madonita.

2. Materiali e metodi

2.1 Area di studio

L'area oggetto di indagine è il bosco Pomieri (Fig. 1), localizzato nel bacino del torrente Vicaretto, inserito in zona A del Parco Regionale delle Madonie, località Contrada Pomieri (Piano Sempria – Piano Costantino) ricadente nel territorio del Comune di Petralia Sottana,

in Provincia di Palermo. Il Bosco, si insedia in una fascia altitudinale compresa tra 1200-1300 e 1500 metri adiacente Passo Canale, Piano Farina e Stretto Canna. Il substrato pedogenetico è costituito prevalentemente da quarzareniti del Flysch numidico (Lentini *et al.*, 1974). I suoli profondi sono riferibili agli Inceptisuoli (Suoli Bruni) e agli Alfisuoli (Fierotti, 1988; Fierotti, 1997). Sotto l'aspetto fitosociologico rientra nell'associazione *Ilici-Quercetum austrotyrrhenicae* (*Ilici-Quercetum petraeae* Brullo & Marcenò in Brullo 1984), descritto da Brullo (1984) proprio per questo territorio. L'associazione rientra nel *Doronico-Fagion* (Gentile, 1969) Ubaldi *et al.* 1990, alleanza dell'ordine *Fagetalia sylvaticae* Pawlowski in Pawlowski *et al.* (1928) e della classe *Quercio-Fagetea* Br.-Bl. Vlieger (Brullo *et al.*, 1999). Per la caratterizzazione climatica mancano stazioni di riferimento collocate alla stessa quota. L'unica stazione vicina e quella di Petralia Sottana (Fig. 1) localizzata a 930 m s.l.m. su un diverso versante del sistema montuoso delle Madonie. Le precipitazioni nevose interessano il periodo dicembre-febbraio. In accordo con Rivas-Martinez (2008) e Brullo *et al.* (1996) l'area oggetto di studio è caratterizzata da un bioclina mediterraneo pluvio-stagionale oceanico con termotipo supramediterraneo e ombrotipo umido inferiore.

2.2 Rilievi dendrometrici e strutturali

I rilievi sono stati eseguiti in aree di saggio di 50 x 50 m (2500 m²) attraverso il cavallettamento totale delle piante vive con diametro a 1.30 m \geq 2.5 cm, il rilievo delle altezze di tutte le piante, la descrizione della struttura, grado di copertura in %, stato vegetativo (senescenza, stress ambientali, patologie, attacchi di insetti) ed azioni di disturbo. In ogni area di saggio si è proceduto alla realizzazione di un transetto di struttura, diagonale all'area di saggio stessa, largo 6 m. Procedendo alla restituzione grafica con l'utilizzo del software SVS 3.31 (*Pacific Northwest Research Station, Usda Forest Service*) è stato possibile evidenziare sia la distribuzione nello spazio orizzontale e verticale che valutare il grado di copertura (Fig. 2).

2.3 Rilievi della necromassa

La necromassa è stata distinta in necromassa in piedi (SDT, *Standing Dead Trees*), che comprende le piante morte in piedi, intere o troncate e necromassa a terra, (CWD, *Coarse Woody Debris*) costituita da rami, ceppaie, fusti di alberi e arbusti morti che sono caduti e che si trovano sul terreno (FAO, 2004; Li Zhou *et al.*, 2007). La SDT è stata stimata misurando in tutti i soggetti presenti nell'area con diametro \geq 2.5 cm a 1.30 m, il diametro a metà lunghezza e la lunghezza totale. Inoltre, ogni campione di SDT è stato riferito ad una delle classi di decomposizione di Hunter (1990). Le elaborazioni per la stima della SDT hanno riguardato il numero di fusti morti in piedi, la percentuale di piante morte in piedi sul totale, la ripartizione in classi di diametro, la ripartizione percentuale della SDT nelle classi di decomposizione di Hunter. Il volume è stato calcolato con la formula di Huber. La CWD è stata stimata con un campionamento per intersezione lineare

(Wagner, 1968). Il rilevamento è stato condotto lungo 9 segmenti lineari di campionamento di lunghezza di 30 m per ogni area di saggio. Il volume della CWD è stato calcolato con la seguente formula

$$V = \frac{\pi^2}{8L} \sum_{i=1}^n d_i^2 \cdot 10000$$

dove:

V è il volume di necromassa ad ettaro [m³ ha⁻¹];

n è il numero dei pezzi intercettati;

L è la lunghezza del *j-esimo* segmento campione [m];

d è il diametro dei pezzi nel punto di intersezione con il segmento [m];

10000 è un fattore di correzione [m² ha⁻¹].

2.4 Rilievo dendroecologico

Per i rilievi dendroecologici la scelta dei campioni è ricaduta su individui dominanti di maggiori dimensioni e che non presentano patologie evidenti. I campioni utilizzati per le analisi dendrocronologiche sono rappresentati da carote estratte trasversalmente alla linea di massima pendenza con la trivella di Pressler ad un'altezza del fusto di 1.30 m (nella parte centrale del fusto, evitando le parti difettose) fino ad arrivare al centro della pianta. Ogni carota è stata alloggiata in un supporto di legno in modo tale che le fibre fossero perpendicolari al piano di lettura. I campioni prelevati sono stati conservati in ambiente fresco. Le carote sono state scarificate in senso trasversale utilizzando un bisturi e gli anelli evidenziati utilizzando acqua e gesso. Le cronologie sono state sviluppate utilizzando le procedure dendrocronologiche standard (Stokes *et al.*, 1996). Dopo una preliminare cross-datazione visiva, gli accrescimenti anulari sono stati misurati con l'approssimazione di 0,01 millimetri mediante uno stereo microscopio con il sistema CCTRMD (*Computer Controlled Tree-ring Measurement Device*) di Aniol 1987 interfacciato ad un computer, attraverso il software CATRAS (Aniol, 1983).

Le cronologie sono state così visivamente e statisticamente confrontate fra di loro al fine di garantire la precisione di cross-datazione e misurazione (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001). Le relazioni clima-crescita sono state esaminate attraverso il calcolo di funzioni di correlazione con il metodo bootstrap utilizzando il pacchetto "bootRes" (Zang, 2009) in ambiente R (R Development Core Team, 2012).

3. Risultati e discussioni

Il Bosco Pomieri è risultato disomogeneo dal punto di vista strutturale e floristico, descrivibile come un mosaico strutturale legato sia alle dinamiche evolutive in atto sia ai passati disturbi. Sono state riscontrate strutture bi-stratificate e pluri-stratificate (Fig. 2). Lo strato dominante, formato dalle piante più vecchie, si distingue nettamente da uno o più strati dominati a seconda delle situazioni; lo strato dominato, quando presente, comprende piante di rovere di origine gamica ed agamica e sporadici soggetti di agrifoglio (*Ilex*

aquifolium L.); lo strato dominato maggiormente diffuso nell'area studio, comprende i soggetti di agrifoglio misto a giovani sporadici soggetti di rovere aduggiati dall'eccessiva copertura. Condizione confermata anche dai valori dei parametri dendrometrici (area basimetrica, volume, ecc.) (Bagnato *et al.*, 2012).

Dall'analisi dei principali parametri dendrometrici del popolamento analizzato (Tab. 1), risultano valori di area basimetrica, a parità di superficie, che oscillano tra i 13 ed i 33 m² ha⁻¹. I valori più bassi si riscontrano nelle aree di saggio 1, 2 e 3. Procedendo dall'area 1 all'area 2 (localizzate sullo stesso versante a poca distanza tra loro) si osserva sia una progressiva diminuzione della densità del soprassuolo in numero di piante ad ettaro (da 1484 a 727) con la conseguenza di una copertura da parte delle chiome non più continua, sia una diminuzione in grandezza delle piante con la maggior parte degli individui appartenenti a classi di diametro più piccole come rilevato dai valori di volume che passano da 197 m³ ha⁻¹ a 83 m³ ha⁻¹. Nelle aree 4 e 6, dove la fustaia di rovere prevale sul ceduo e nell'area 5 dove la specie più rappresentata è il faggio (*Fagus sylvatica* L.), gli individui raggiungono le dimensioni più grandi sia in altezza, dai 24 ai 29 m, che in diametro con valori che oscillano da una media di 25 ad un massimo di 105 cm.

Nel popolamento esaminato la necromassa in piedi (in numero di individui) è in media dell'8,13% ed oscilla dal 2,6 al 15% (Fig. 3). La mortalità è dovuta essenzialmente a fattori di competizione tra i soggetti, a danni meteorici (vento e neve) e probabilmente in parte è da imputare alla scarsa illuminazione che si rileva in alcune aree che ha come conseguenza dei rapporti ipso-diametrici molto alti con individui con fusto filato, che li rende molto instabili meccanicamente. Infine si segnala la presenza del fungo patogeno *Fomes fomentarius* (L.) che, anche se in tempi molto lunghi, è il responsabile della morte di molte piante soprattutto nell'area 4. Il volume della necromassa in piedi è in media di 7,21 m³ ha⁻¹. I valori oscillano da 0,6 a 20 m³ ha⁻¹ (Fig. 3).

La maggior parte delle piante morte in piedi appartengono alle classi più piccole comprendendo principalmente le classi da 3 a 13 cm. Vi sono soggetti con diametro > di 24 cm fino ad un massimo di 63 cm che presentano cavità alla base e lungo il fusto. Questi ultimi possono essere considerati degli "alberi habitat" che possono essere utilizzati da piccoli mammiferi, dai piccoli roditori, dagli uccelli e dagli insetti come rifugio o alimento. Il volume di necromassa a terra è in media di 1,7 m³ ha⁻¹. I valori oscillano da 0,2 a 8,3 m³ ha⁻¹. All'interno delle aree di studio non sono state riscontrate piante cadute a terra (*log*) di notevoli dimensioni ma solo piante di piccole dimensioni. Il volume della necromassa totale (CWD e SDT) è in media di 9 m³ ha⁻¹. I valori oscillano da 0,9 a 20,2 m³ ha⁻¹ (Fig. 3). Nel complesso, la necromassa in piedi è maggiore di quella a terra. Il valore della necromassa totale è inferiore rispetto a quello rilevato nei popolamenti di querce (*Quercus robur* e *Q. petraea*) nel sud della

Svezia (15.7 m³ ha⁻¹ - Nordén *et al.*, 2004), nelle fustaie pluristratificate di cerro del Molise (12.8 m³ ha⁻¹ Marchetti *et al.*, 2006), nei boschi di farnetto della Calabria (5.3 m³ ha⁻¹ Barreca *et al.*, 2008), nei boschi di cerro sia gestiti (4.5 m³ ha⁻¹) che non gestiti (31.6 m³ ha⁻¹) del Molise (Lombardi *et al.*, 2008), nei cedui di cerro invecchiati dell'Italia centrale (21.8-40.3 m³ ha⁻¹ Bertini *et al.*, 2010). Per quanto riguarda le classi di decomposizione del legno morto prevalgono quelle delle fasi iniziali (2-4) ad eccezione delle aree 1 e 2 dove si hanno quelle tipiche delle fasi più avanzate della decomposizione (Fig. 3).

Dall'analisi delle funzioni di correlazione con metodo *bootstrap* (Fig. 4) emerge un forte legame diretto con le precipitazioni del mese di maggio nell'anno di formazione dell'anello, mese in cui probabilmente l'anello poroso, già ben sviluppato, comincia a condurre notevoli quantità di linfa. La crescita sembrerebbe perciò favorita dalle piogge tardo-primaverili (periodo di formazione dell'anello poroso). I segnali di giugno (precipitazioni e temperature) e di agosto (temperature), indicano per la zona oggetto di studio fenomeni importanti di stress idrico. Il segnale climatico risulta più forte nel mese di giugno. Infine l'effetto negativo delle temperature invernali evidenzia come in tali aree l'accrescimento sia favorito da temperature fredde. La significatività con gennaio e febbraio indica una probabile esposizione a gelate tardive da parte di tali piante il che potrebbe rappresentare una strategia della specie per posticipare l'ingresso in vegetazione e rifuggire quindi eventuali pericoli provocati da questi fenomeni.

4. Conclusioni

I nostri risultati mostrano che *Quercus petraea* subsp. *astrothyrrhenica* Brullo, Guarino e Siracusa sita in Bosco Pomieri possa essere considerata specie sensibile alle variazioni climatiche. In particolare, essa mostra una variazione negli accrescimenti radiali altamente dipendenti dalle precipitazioni, specialmente dalla quantità di acqua disponibile nel periodo tardo primaverile.

Questo comportamento potrebbe sottolineare che, questo tipo di adattamento, è stato sviluppato in risposta alle condizioni climatiche. Le analisi strutturali hanno mostrato una situazione molto complessa, descrivibile come un mosaico strutturale legato sia a differenti fasi dello sviluppo della foresta, sia alla passata azione da parte dell'uomo.

La dinamica naturale in corso sta portando ad un aumento di necromassa ed al riavvio delle dinamiche di rigenerazione naturale che condurranno il bosco ad assumere i caratteri della foresta vetusta. La velocità delle variazioni climatiche, inoltre, diventa un aspetto fondamentale che deve essere preso in considerazione nelle strategie di conservazione della biodiversità in quanto il bosco Pomieri gioca un ruolo importante nell'ambito di un'area naturale protetta.

Tabella 1. Elementi dendrometrici rilevati nelle sei aree di saggio.

Table 1. Dendrometric features of the six plots surveyed.

Numero piante (ha ⁻¹)						Area basimetrica (m ² ha ⁻¹)	Volume (m ³ ha ⁻¹)	Grado di copertura (%)
AdS	Ceduo		Fustaia		Tot			
	Faggio	Rovere	Faggio	Rovere				
1	-	488	-	996	1484	25.7	197	100
2	-	267	-	460	727	13.3	83	85
3	-	228	-	144	372	10.5	104	96
4	-	148	-	764	912	30.4	272.2	81
5	336	-	240	40	616	33.4	827.3	93
6	-	-	-	428	428	21.6	278.6	94

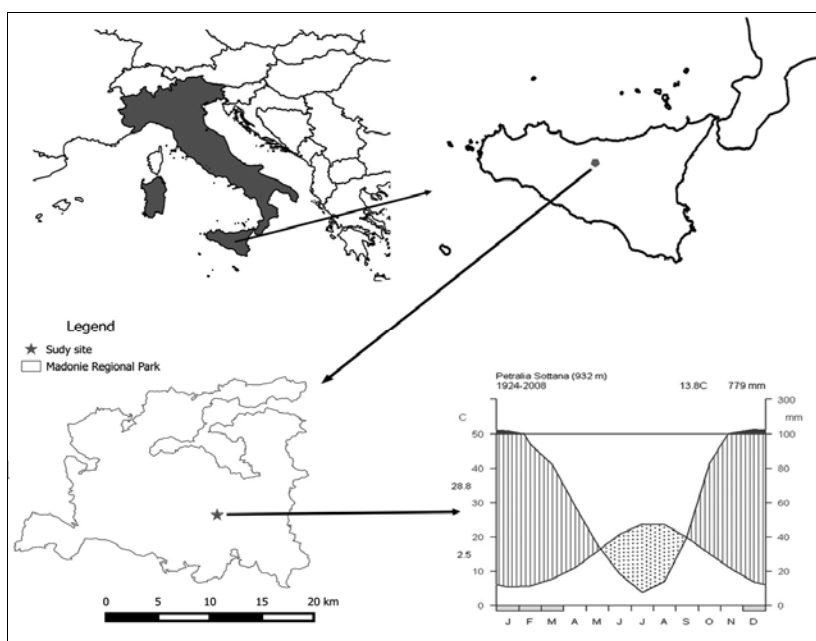


Figura 1. Localizzazione dell'area di studio e climogramma di Walter e Lieth (1960) ottenuto con il package *climatol* (ambiente R).
Figure 1. Location of the study area and climate diagrams according to Walter and Lieth (1960) obtained with *climatol* package (R environment).

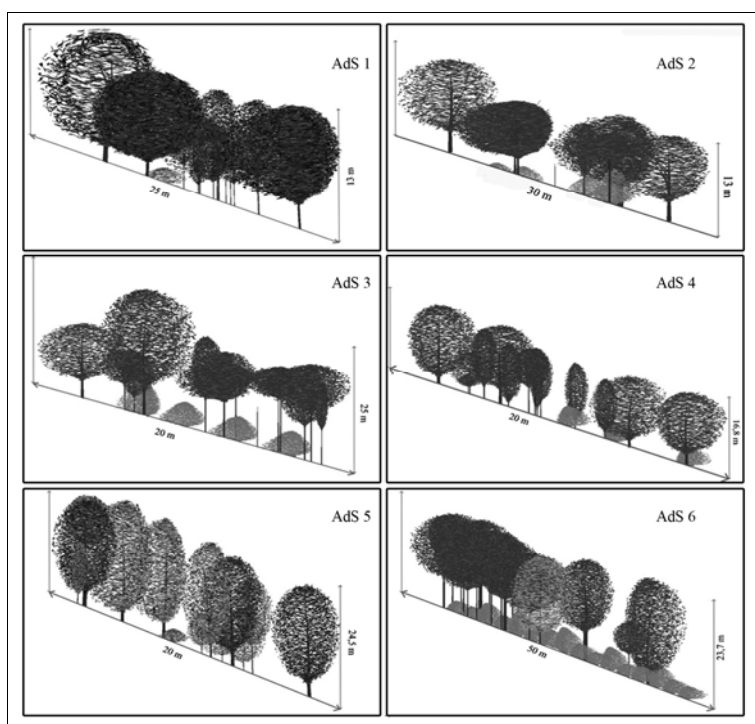


Figura 2. Transesti che mostrano la struttura verticale di ogni area di saggio. Dall'alto al basso: Area di saggio 1, 2, 3, 4, 5, 6.

Figure 2. Transects showing the vertical structure of each study plots. From top to down: Plot 1, 2, 3, 4, 5, 6.

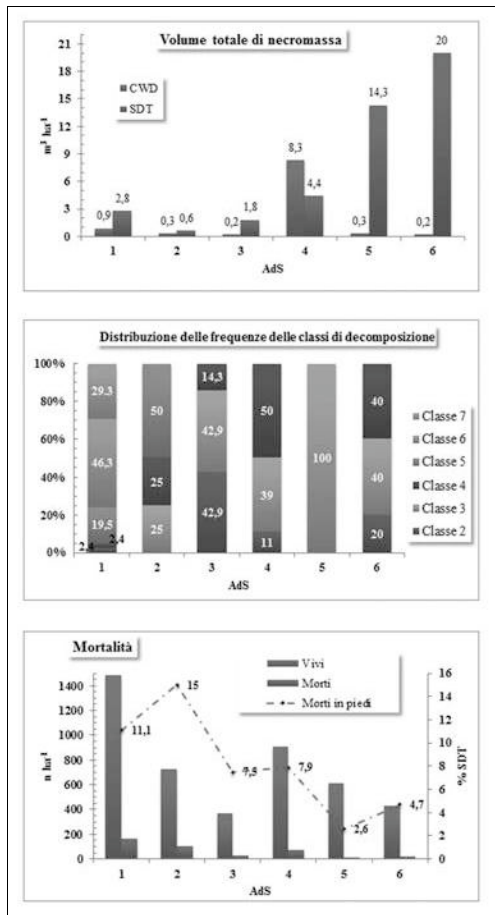
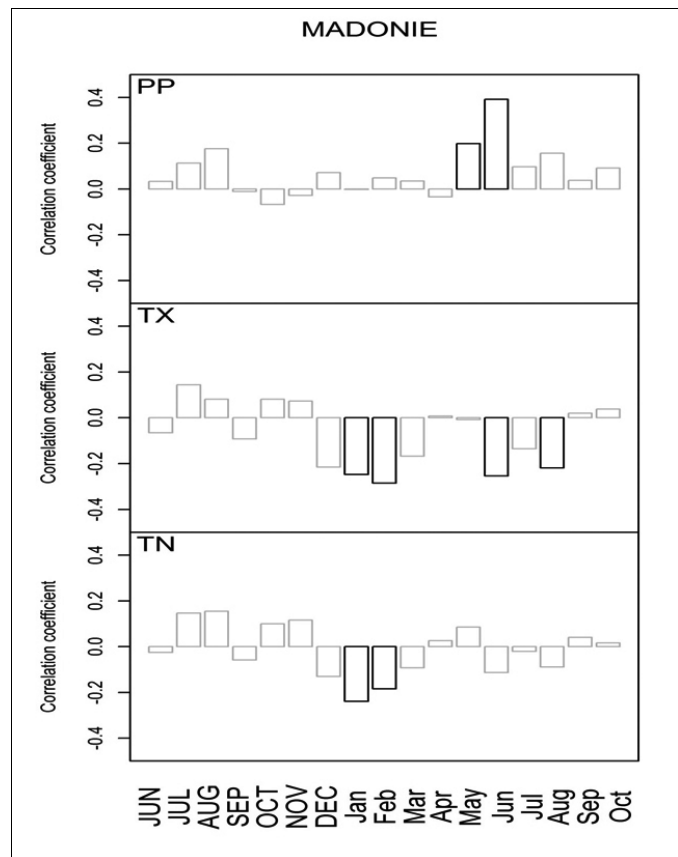


Figura 3. Caratteristiche della necromassa rilevate nelle sei aree di saggio.

Figure 3. Deadwood features of the six plots surveyed.

Figura 4. Funzioni di correlazione bootstrap tra cronologia standardizzata e precipitazioni (PP), temperature massime (TX) e temperature minime (TN) per il periodo 1903-2003. Le barre con margine spesso evidenziano i mesi con coefficienti significativi ($p < 0.05$). Asse x: in maiuscolo sono riportati i mesi precedenti l'anno di formazione dell'anello.



SUMMARY

Structural and dendroecological analysis of *Quercus petraea* subsp. *austrothyrrhenica* Brullo, Guarino & Siracusa in the Madonie Natural Park (Sicily)

The sessile oak forest (*Quercus petraea* subsp. *austrothyrrhenica* Brullo, Guarino & Siracusa) of Pomieri (PA), represents for Sicily a great scientific, naturalistic and landscape-based interest woodland, because it is the only woodland of significant extension located in the southern Europe at the southern limit of its distributional area. Main purpose of this study was the evaluation of the conservation status of sessile oak and of its response to climate variability through an analysis of radial growth. Therefore, dendroecological and structural analysis were done in 6 plots in a few representative and homogeneous areas. Transect analysis showed that stand vertical structure is complex, being generated by a mosaic of patches belonging to different phases of stand structural development, resulting in an increase of deadwood, the restart of the natural regeneration dynamics that will lead to old-growth status. Dendroecological analysis show that southern Italian sessile oak can be considered sensitive to climatic variations. In particular, it shows a variation in radial growths that is highly dependent on rainfall, especially on the amount of water available in late spring period.

BIBLIOGRAFIA

- Aniol R.W., 1983 – *Tree-ring analysis using CATRAS*. Dendrochronologia, 1: 45-53.
- Aniol R.W., 1987 – *A new device for Computer Assisted Measurement of Tree-Ring Widths*. Dendrochronologia, 5: 135-141.
- Bagnato S., Merlino A., Mercurio R., Solano F., Scarfò F., Spampinato G., 2012 – *Le basi conoscitive per il restauro forestale: il caso di Bosco Pomieri (Parco Regionale delle Madonie, Sicilia)*. Forest@, 9: 8-19. <http://dx.doi.org/10.3832/efor0679-008>
- Barreca L., Cutini A., Mercurio R., 2008 – *Caratterizzazione della necromassa in boschi di farnetto (Quercus frainetto Ten.) della Calabria*. Forest@, 5: 187-194. <http://dx.doi.org/10.3832/efor0527-0050187>
- Bertini G., Fabbio G., Piovosi M., Calderisi M., 2010 – *Densità di biomassa e necromassa legnosa in cedui di cerro in evoluzione naturale in Toscana*. Forest@, 7: 88-103. <http://dx.doi.org/10.3832/efor0620-007>
- Brullo S., 1984 – *Contributo alla conoscenza della vegetazione delle Madonie (Sicilia Settentrionale)*. Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat., Catania, 16 (232): 351-420.
- Brullo S., Scelsi F., Siracusa G., Spampinato G., 1996 – *Caratteristiche bioclimatiche della Sicilia*. Giornale Botanico Italiano, 130 (1): 177-185. <http://dx.doi.org/10.1080/11263509609439524>
- Brullo S., Scelsi F., Siracusa G., Spampinato G., 1999 – *Considerazioni sintassonomiche e corologiche sui querceti caducifogli della Sicilia e della Calabria*. Monti e Boschi, 50 (1): 16-29.
- Bruschi P., Vendramin G.G., Bussotti F., Grossoni P., 2003 – *Morphological and molecular diversity among Italian population of Quercus petraea (Fagaceae)*. Annals of Botany, 91: 707-716. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcg075>
- Dumolin-Lapegue S., Demesure B., Fineschi S., Le Corre V., Petit R.J., 1997 – *Phylogeographic structure of white oaks throughout the European continent*. Genetics, 146: 1475-1487.
- FAO, 2004 – *Global forest resources assessment. Update 2005 terms and definitions*. Working paper 83/E, FAO, Rome, p. 33.
- Fierotti G., 1988 – *Carta dei suoli della Sicilia (1:250.000)*. Istituto Agronomia Generale, Università di Palermo, Cattedra di pedologia - Ass. TT.AA., Reg. Siciliana, Palermo.
- Fierotti G., 1997 – *I suoli della Sicilia: con elementi di genesi, classificazione, cartografia e valutazione dei suoli*. Dario Flaccovio Editore, Palermo, p. 359.
- Gentile S., 1969 – *Memoria illustrativa della Carta della vegetazione naturale potenziale della Sicilia (prima approssimazione)*. Quaderno 40, pp. 114.
- Holmes R.L., 1983 – *Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement*. Tree-Ring Bulletin, 43: 69-78.
- Hunter M.L., 1990 – *Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity*. Englewood Cliffs, N.J., Prentice Hall. pp. 370.
- Lentini F., Vezzani L., 1974 – *Carta geologica delle Madonie (Sicilia centro-settentrionale) alla scala 1:50.000*. L.A.C. Edizioni, Firenze.
- Li Zhou, Li-min Dai, Hui-yan Gu, Lei Zhong, 2007 – *Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem*. Journal of Forestry Research, 18 (1): 48-54. <http://dx.doi.org/10.1007/s11676-007-0009-9>
- Lombardi F., Lasserre B., Tognetti R., Marchetti M., 2008 – *Deadwood in relation to stand management and forest type in Central Apennines (Molise, Italy)*. Ecosystems, 11 (6): 882-894. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-008-9167-7>
- Marchetti M., Lombardi F., 2006 – *Analisi qualitativa del legno morto in soprassuoli non gestiti: il caso di "Bosco Pennataro", Alto Molise*. L'Italia Forestale e Montana, 61 (4): 275-301. <http://dx.doi.org/10.4129/IFM.2006.4.03>
- Mariani L., Failla O., 2007 – *Le grandezze meteorologiche come variabili guida per gli ecosistemi agricoli e forestali*. Italian Journal of Agronomy, n. 2.
- Mariani L., 2008 – *Note scientifiche per un discorso sul clima*, IF, Roma, p. 105.
- Mercurio R., 2010 – *Restauro della foresta mediterranea*. Clueb, Bologna, pp. 368.
- Nordén B., Götmark F., Tönnberg M., Ryberg M., 2004 – *Dead wood in semi-natural temperate broad-leaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps*. Forest Ecology and Management, 194: 235-248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.043>

- Pawłowski B., Sokołowski M., Wallisch K., 1928 – *Zespoły roślin w Tatrach. VII. Zespoły roślinne i flora doliny Morskiego Oka*. Biull. Acad. Polonaise Sci. Ser. B., II: 205-272.
- R Development Core Team, 2012 – *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raimondo F.M., Gianguzzi L., Schicchi R., 1992 – *Carta della vegetazione del massiccio carbonatico delle Madonie (Sicilia centro-settentrionale)*. Quad. Bot. Ambientale Appl. 3: 23-40.
- Raimondo F.M., Schicchi R., Surano N., 2004 – *Carta del paesaggio e della biodiversità vegetale del Parco delle Madonie (Sicilia)*. Naturalista Siciliano, 28 (1): 71-137.
- Rivas-Martinez S., 2008 – *Global bioclimatics (Clasificación Bioclimática de la Tierra)*, version 01-12-2008.
http://www.globalbioclimatics.org/book/bioc/global_bioclimatics-2008_00.htm
- Schicchi R., Raimondo F.M., 2007 – *Alberi Monumentali delle Madonie*. Dip. Scienze Botaniche, Università di Palermo, pp. 144.
- Stokes M.A., Smiley T.L., 1996 – *An Introduction to Tree-Ring Dating*. Reprint of 1968, Chicago Press ed. University of Arizona Press, Tucson.
- Ubaldi D., Canotti A.L., Puppi G., Speranza M., Corbetta F., 1990 – *Sintassonomia dei boschi caducifogli mesofili dell'Italia peninsulare*. Not. Fitosoc., 23: 31-62.
- Vettori C., De Carlo A., Proietti A. M., Paffetti D., Emiliani G., Saporito L., Giaimi G., Giannini R., 2007 – *Valutazione e conservazione della variabilità del germoplasma forestale in Sicilia*. Collana: Sicilia foreste, Azienda regionale Foreste demaniali n. 35, p. 230. ISSN: 1972-1641.
- Wagner C.V., 1968 – *The line intersect method in forest fuel sampling*. For Sci, 14: 1-4.
- Walter H., 1985 – *Vegetation of the Earth and ecological systems of the geobiosphere*. Springer-Verlag, Berlin. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-96859-4>
- Walter H., Lieth H., 1960 – *Klimadiagramm Weltatlas I*. Lieferung mit 12 Karten. Fischer Verlag, Jena (Deutschland).
- Woodward F.I., 1987 – *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Zang C., 2009 – *bootRes: bootstrapped response and correlation functions*. R package version 02.
<http://CRAN.R-project.org/package=bootRes>

INNOVAZIONE TECNOLOGICA NELLA PRODUZIONE DI PIANTINE DI *MYRTUS COMMUNIS* (L.) E *QUERCUS ILEX* (L.)

Maria Raffaella Ortolani¹, Manuela Mechilli¹, Chiara Marianello¹, Rosanna Bellarosa¹

¹DAFNE, Università della Tuscia, Viterbo, Italy; raffaellaortolani@libero.it

La necessità di garantire il successo dei programmi di restauro ambientale e di rimboschimento contribuisce a sostenere la crescente esigenza di produrre piantine di alta qualità necessarie per la riuscita degli interventi effettuati. Pertanto, nuove tecnologie potrebbero contribuire al miglioramento della qualità e quantità delle piantine forestali. In quest'ottica il progetto europeo Regen-Forest ha sviluppato un nuovo modello di camera di crescita che possa conciliare la necessità di un'alta produzione di piantine con un basso consumo energetico. Il prototipo è costituito da dieci ripiani in movimento rotatorio e si avvale per l'illuminazione di tre lampade a luci LED con spettro luminoso di nuova generazione. L'allevamento delle piantine nel prototipo (con termoperiodo e fotoperiodo controllati da un sistema computerizzato) si protrae per un tempo limitato (pre-coltivazione) ma sufficiente a garantire un'alta germinabilità dei semi e a condizionare positivamente il successivo sviluppo delle piantine. Al fine di verificare la validità del prototipo, sono state sperimentate diverse specie forestali tra le quali il leccio e il mirto. Al termine del periodo di pre-coltivazione sono stati valutati alcuni parametri morfometrici. In conclusione, l'alto numero di piante ottenute, equivalente a quello di 5 nostre camere di crescita, il risparmio energetico pari a 1/5 di quello della camera di crescita a fluorescenza, la buona qualità delle piantine e l'elevata meccanizzazione del prototipo lo fanno ritenere una innovazione tecnologica promettente per il miglioramento qualitativo e quantitativo della produzione vivaistica forestale.

Parole chiave: LED, prototipo, vivaistica forestale.

Keywords: LED, prototype, forest nursery.

<http://dx.org/10.4129/2cis-mro-inn>

1. Introduzione

Molti sono i processi responsabili della perdita di biodiversità e tra essi possiamo trovare la frammentazione o la trasformazione di habitat (dovuti alle pratiche agricole, ai processi di urbanizzazione e alla deforestazione); l'inquinamento e i cambiamenti climatici.

Altro processo responsabile della perdita di diversità biologica è l'introduzione e la diffusione di specie alloctone (o aliene). Soprattutto in ambito forestale si sono svolte numerose pratiche che hanno visto utilizzare specie non originarie del luogo, poiché ritenute più resistenti e a più rapido accrescimento. Come conseguenza di ciò si è assistito alla graduale scomparsa di alcune specie autoctone a favore delle specie introdotte. Tuttavia, il sempre più crescente interesse del nostro Paese nei confronti della conservazione del patrimonio forestale, ha determinato un cambiamento nella politica dell'utilizzo di specie esotiche. In questo senso l'attività della vivaistica forestale assume un ruolo di fondamentale rilievo. Suo compito principale è quello di produrre piantine che per caratteristiche genetiche, morfologiche e fisiologiche siano in grado di garantire la più alta probabilità di attecchimento e di sviluppo. Inoltre, per favorire la tutela delle specie forestali autoctone, anche

in seguito all'applicazione dei regolamenti comunitari in ambito forestale, è fondamentale che la vivaistica forestale sia in grado di supportare le richieste basate sull'utilizzo di specie arboree e arbustive che provengano da aree limitrofe alle zone di intervento. In questo modo si evita che il patrimonio forestale sia inquinato con specie alloctone, in quanto si fa uso solo di materiale di provenienza locale.

Le tecniche di vivaistica presentano la loro utilità anche in considerazione dei sempre più crescenti problemi legati ai cambiamenti climatici (Belletti, 2007).

Soprattutto in ambiente mediterraneo, infatti, l'aumento delle temperature si presenta come una evidente fonte di stress per le piante principalmente nelle loro fase giovanile.

Questo pone le ricerche nell'ambito della vivaistica forestale in primo piano per un costante e continuo aggiornamento delle metodologie di produzione forestale (Calvo, 2007). Sebbene molti Paesi europei (specialmente del Nord Europa) risultino particolarmente attivi nell'incrementare le ricerche in materia di vivaistica forestale, l'Italia invece presenta ancora un certo ritardo.

Tuttavia, anche a seguito dei recenti fenomeni di dissesto idrogeologico che hanno colpito il nostro Paese, si osserva un interesse sempre crescente per la rinaturalizzazione delle aree degradate e per i progetti

di conservazione della biodiversità forestale con conseguente stimolo di sempre maggiori innovazioni in campo vivaistico. Recentemente, alcuni autori (Mattsson *et al.*, 2010; Astolfi *et al.*, 2012) hanno riportato un nuovo sistema di coltivazione di piantine forestali, denominato pre-coltivazione.

Le piantine vengono allevate per un periodo piuttosto breve (solitamente non oltre i 30-60 giorni) in mini-contenitori (con un volume anche inferiore ai 33 cm³, in base alle specie) che inducono l'air-pruning dell'apice radicale e in ambienti con condizioni di temperatura e umidità controllate poiché si ritiene che le primissime fasi di sviluppo delle piante siano quelle che condizioneranno in modo significativo la loro successiva crescita.

Tradizionalmente per l'allevamento delle piante in camere climatiche sono state utilizzate lampade fluorescenti, ad incandescenza o ai vapori di sodio che presentano diversi svantaggi quali l'alto consumo energetico, l'emissione di calore, una vita breve nonché l'impossibilità di calibrare lo spettro luminoso sulle lunghezze d'onda più efficaci per l'attività fotosintetica.

Attualmente si stanno sperimentando nuove fonti luminose come i diodi ad emissione luminosa, o LED, che oltre a presentare dimensioni ridotte, una più lunga durata di vita, un basso consumo energetico e una ridotta emissione di calore (con conseguente minor dispendio di energia per il condizionamento termico) possono emettere luce monocromatica e di conseguenza (a differenza delle lampade fluorescenti) può essere realizzato uno spettro luminoso che meglio soddisfi le esigenze fotosintetiche delle piante (Astolfi *et al.*, 2012).

Altro notevole vantaggio dei diodi ad emissione luminosa risiede nel loro basso impatto ambientale. Infatti oltre al risparmio energetico che è possibile ottenere con queste lampade, a differenza di altre tecnologie di illuminazione non contengono gas pericolosi come, ad esempio, i vapori di mercurio.

Inoltre anche in fase di smaltimento, i materiali di cui sono composti i LED e le loro minime dimensioni fanno sì che le operazioni di disaggregazione del prodotto risultino più agevolate.

Poiché si ritiene che la rinnovazione artificiale aumenti la possibilità di recupero dell'integrità dell'ecosistema rispetto alla rinnovazione naturale o alla semina diretta, nuove tecnologie per il miglioramento della qualità e quantità delle piantine forestali potrebbero contribuire più efficacemente al successo degli imboschimenti.

In quest'ottica il progetto europeo Regen-Forest ha sviluppato un *prototipo di camera di crescita* per la pre-coltivazione di piantine forestali al fine di coniugare l'avanguardia tecnologica con le più recenti applicazioni dell'illuminazione a LED.

In questo modo si cerca di portare la produzione non solo al massimo dell'efficienza dal punto di vista dei costi e del risparmio energetico, ma anche di migliorare notevolmente gli standard qualitativi e quantitativi delle produzioni vivaistiche forestali che nel nostro Paese sono ancora estremamente deficitarie.

Il prototipo è basato su un'unità di produzione multi-livello con una tecnologia che automatizza il movimento rotatorio di vassoi rimovibili in ambiente controllato garantendo condizioni ambientali uniformi per tutte le piantine, un notevole risparmio di spazio e un ridottissimo consumo energetico e la possibilità di sviluppare protocolli standard di crescita per la produzione certificata del materiale pre-coltivato per la rigenerazione forestale.

Nel sistema è presente un piccolo computer (PLC) in grado di gestire non solo l'accensione delle luci e le condizioni ambientali di crescita, come una normale cella, ma anche l'impianto di irrigazione di cui il prototipo è dotato.

Il prototipo monta lampade a luce LED, della ditta finlandese Valoya, denominate AP67; la PAR (Photosynthetic Active Radiation) è regolabile attraverso un variatore di intensità luminosa.

La tecnologia, rispetto alle precedenti, si è rivelata estremamente interessante sia per il risparmio energetico che per la risposta delle piante. Il prototipo, per le sue contenute dimensioni, è stato realizzato per essere facilmente trasportato nei luoghi di produzione, dove più unità modulari possono essere assemblate insieme e per il cui funzionamento sarebbe necessario un apporto energetico piuttosto contenuto proprio grazie all'impiego delle luci LED.

2. Materiali e metodi

Al fine di verificare la validità del prototipo, sono state sperimentate diverse specie forestali tra le quali *Quercus ilex* (L.) e *Myrtus communis* (L.).

Le piantine di entrambe le specie sono state pre-coltivate sia nel prototipo sia in una tradizionale camera di crescita dotata delle medesime luci LED AP67. Il mirto è stato allevato per 52 giorni con un fotoperiodo di 16 ore, un valore PPFD di 300 $\mu\text{m}^2 \text{s}^{-1}$, una temperatura di 25 °C e un'umidità del 75%; il leccio è stato allevato per 30 giorni con un fotoperiodo di 14 ore, un valore PPFD di 120 $\mu\text{m}^2 \text{s}^{-1}$, una temperatura di 22 °C e un'umidità del 75%.

Per la coltivazione delle specie oggetto di studio sono stati utilizzati i contenitori alveolari QuickPot (Herku-Plast-Kubern, Germania), i quali consentono di promuovere l'air pruning dell'apparato radicale. In questo modo, le piantine sono stimolate a produrre numerose radici laterali lungo l'asse principale aumentando la superficie di assorbimento radicale e favorendo un migliore attecchimento dopo il trapianto. Il substrato utilizzato per la semina è stato il DAFNE con pH di 6.0, costituito da torba, perlite e sabbia. Durante il periodo di crescita, le piantine di entrambe le specie sono state osservate e misurate due volte a settimana fino al termine del trattamento. Al termine dell'allevamento in ambiente controllato, su tutte le piante ottenute e per ciascuna condizione sperimentale, sono state misurate l'altezza e il numero delle foglie. Inoltre, un campione di piante di entrambe le specie è stato selezionato casualmente e sottoposto ad analisi distruttive per valutare i pesi freschi e secchi delle

radici, dei fusti e delle foglie con una bilancia di precisione (Esplor). Prima della loro essiccazione, tutte le foglie prelevate da ognuno dei campioni e per ciascuna condizione sperimentale sono state scansionate per il calcolo dell'area fogliare. Le radici, il fusto e le foglie sono state quindi separatamente posti in stufa (Heraeus CPM Scientifica Roma) a 105°C per 24 ore.

I risultati ottenuti dalle piante cresciute nel prototipo con luce LED AP67 sono stati confrontati con quelli ottenuti dai semenzali cresciuti nella camera di crescita tradizionale ed illuminati con lo stesso spettro luminoso. L'analisi statistica dei dati è stata condotta secondo il test del t di Student. Terminato il periodo di pre-coltivazione le piantine sono state trapiantate in contenitori più grandi e trasferite in serra per una stagione vegetativa.

3. Risultati e discussione

Le piante di leccio allevate all'interno del Prototipo presentavano un'altezza del fusto di 6,40 cm mentre le piante allevate in camera di crescita tradizionale presentavano un'altezza media di 5,75 cm. Analizzando i valori con il test del t di Student è stato possibile evidenziare che le differenze tra i risultati ottenuti nel Prototipo e nella cella tradizionale erano statisticamente significativi (Tab. 1). Per quanto riguarda il mirto le piante cresciute all'interno del Prototipo presentavano un'altezza media di 2,62 cm, valore inferiore a quello mostrato dalle piante controllo che risultava pari a 4,03 cm. Tale differenza si presentava statisticamente significativa (Tab. 1). Le piante di entrambe le specie oggetto di studio allevate nel Prototipo presentavano un numero medio di foglie inferiore a quelle allevate nella cella. In particolare le piante di *Quercus ilex* (L.) presentavano un numero medio di foglie pari a 3,84 mentre le piante di *Myrtus communis* (L.) mostravano un numero medio di foglie pari a 12,61, quando allevate nel Prototipo. In entrambe i casi questo decremento era statisticamente significativo (Tab. 1).

Terminato il ciclo di allevamento delle piante in ambiente controllato, si è proceduto ad analizzare l'area fogliare. Per le piante di leccio allevate all'interno del Prototipo, il valore medio dell'area fogliare era pari a 4,87 cm² e risultava inferiore a quello ottenuto in camera di crescita che era pari a 5,60 cm². Tale decremento risultava statisticamente significativo (Tab. 1). Viceversa, le piante di mirto allevate all'interno del Prototipo mostravano un valore medio dell'area fogliare pari a 0,33 cm² ed era superiore a quello prodotto in camera di crescita che era pari a 0,30 cm². Tale incremento risultava statisticamente significativo (Tab. 1). A seguito del

trattamento di essiccazione in stufa delle specie studiate, è stato valutato il peso secco dei campioni. Per quanto riguarda *Quercus ilex* (L.), particolarmente interessante risultava il peso secco delle foglie delle piante allevate all'interno del Prototipo che si presentava con un valore medio di 0,07 g. Le piante controllo, invece, presentavano un valore medio del peso secco delle foglie pari a 0,16 g. Tale decremento risultava statisticamente significativo (Tab. 1). Per quanto riguarda *Myrtus communis* (L.) le piante allevate all'interno del Prototipo presentavano un generale decremento (rispetto alle piante allevate in camera di crescita), in termini di peso secco sia delle foglie che delle radici e del fusto. Tali decrementi si presentavano statisticamente significativi. Nello specifico il valore del peso secco delle foglie delle piante allevate all'interno del Prototipo risultava pari a 12,85 mg, mentre il valore del peso secco delle foglie delle piante controllo risultava pari a 24,80 mg.

Per quanto riguarda le radici, il valore del peso secco per le piante allevate all'interno del Prototipo era pari a 5,71 mg mentre le piante controllo presentavano un valore di 10,74 mg. Infine, il valore del peso secco del fusto delle piante di mirto allevate nel Prototipo era pari a 5,35 mg, mentre il valore del peso secco del fusto delle piante controllo risultava pari a 9,47 mg (Tab. 1).

4. Conclusione

In conclusione, sebbene le piantine di leccio e di mirto allevate nel prototipo Regen-Forest abbiano mostrato un accrescimento inferiore a quello ottenuto nella camera di crescita tradizionale, l'alto numero di piante ottenute nel prototipo (equivalente a quello di 5 tradizionali camere di crescita), il basso consumo energetico (pari a 1/5 di quello di una camera di crescita illuminata con luce fluorescente), la buona qualità delle piantine e l'elevata meccanizzazione del prototipo, lo fanno ritenere una innovazione tecnologica promettente per il miglioramento qualitativo e quantitativo della produzione vivaistica forestale. Inoltre, da successivi studi è emerso che le piantine allevate nel Prototipo Regen-Forest, una volta trasferite all'aperto, sono in grado di continuare il loro sviluppo mostrando ottime capacità di risposta vegetativa alle condizioni esterne. Ciò comporta che le differenze di accrescimento evidenziate durante il periodo di pre-coltivazione in ambiente controllato si riducono in poco tempo. Tuttavia, nonostante l'efficacia del prototipo e della luci LED sia evidente, sono comunque necessarie ulteriori indagini al fine di meglio comprendere l'adattamento delle specie forestali alle nuove condizioni di allevamento.

Tabella 1. Valori medi delle variabili morfometriche relative alle condizioni di allevamento. La deviazione standard è stata riportata tra le parentesi. Le analisi statistiche sono state condotte utilizzando il t-student ($p < 0,05$ *; $p < 0,01$ **; $p < 0,001$ ***).

Table 1. Mean values of morphometric variables related to growth conditions. The standard deviation was reported into parentheses. Statistical analysis were conducted using the t-student ($p < 0.05$ * $p < 0.01$ ** $p < 0.001$ ***).

<i>Specie</i>	<i>Variabile</i>	<i>Camera di crescita</i>	<i>Prototipo</i>
<i>Quercus ilex</i> (L.)	H ger (cm)	5.75 (1.25)	6.40 (1.67)**
	N foglie	4.50 (1.20)	3.84 (1.11)***
	P. sec. rad. (g)	0.13 (0.06)	0.09 (0.04)*
	P. sec. fusto (g)	0.05 (0.01)	0.03 (0.01)
	P. sec. foglie (g)	0.16 (0.05)	0.07 (0.03)***
	Area fogl. (cm ²)	5.60 (2.34)	4.87 (2.28)*
<i>Myrtus communis</i> (L.)	H ger (cm)	4.03 (1.38)	2.62 (0.62)***
	N foglie	14.06 (3.63)	12.61 (2.52)***
	P. sec. Rad. (mg)	10.74(0.09)	5.71 (1.46)***
	P. sec. fusto (mg)	9.47 (3.49)	5.34 (1.30)***
	P. sec. foglie (mg)	24.80 (9.03)	12.85 (2.97)***
	Area fogl. (cm ²)	0.30 (0.13)	0.33 (0.14)***

Note: H ger = altezza germoglio; N foglie = numero di foglie; P. sec. rad. = peso secco radice; P. sec. fusto = peso secco fusto; P. sec. foglie = peso secco foglie; Area fogl.= area fogliare.

SUMMARY

Innovative technology in *Myrtus communis* (L.) and *Quercus ilex* (L.) seedlings production

The need to ensure the success of the programs of environmental restoration and reforestation helps support the arising need to produce high quality seedlings necessary for the forestry operation success. Therefore, new technologies could help improve the quality and quantity of forest plants. In this view, the European project Regen-Forest has developed a new model of growth chamber that can combine the need for a high production of seedlings with low power consumption. The prototype made by ten rotating shelves and uses for lighting three lamps LED lights with light spectrum of new generation. The plants growth in the prototype (with thermoperiod and photoperiod controlled by a computerized system) lasts for a limited period (pre-cultivation) but enough to ensure a high seed germination and positive impact on the seedlings development. To assure the validity of the prototype, several forest species have been used, such as holm oak and common myrtle. At the end of the pre-cultivation period, some morphometric parameters were measured. In conclusion, the prototype performance, in terms of number of plants obtained (equivalent five

traditional growth chambers), energy saving (75% less than a growth chamber with fluorescence), good quality of seedlings and high mechanization seems to point out such a technology as a promising innovation for the quali-quantitative improvement of plants production in forest nursery.

BIBLIOGRAFIA

- Astolfi S., Marianello C., Grego S., Bellarosa R., 2012 – *Preliminary Investigation of LED Lighting as Growth Light for Seedlings from Different Tree Species in Growth Chambers*. Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca, 40 (2): 31-38.
- Belletti P., 2007 – *Sviluppi e prospettive della ricerca nel settore vivaistico*. Genetica Agraria Divapra. Alberi e Territorio, n. 12.
- Calvo E., 2007 – *La vivaistica per un migliore futuro del nostro ambiente*. Ersaf Lombardia. Alberi e Territorio, n. 12.
- Mattsson A., Radoglou K., Kostopoulou P., Bellarosa R., Simeone M.C., Schirone B., 2010 – *Use of innovative technology for the production of high-quality forest regeneration materials*. Scandinavian Journal of Forest Research, 1: 1-7.
<http://dx.doi.org/10.1080/02827581.2010.485825>

DINAMICHE DI VEGETAZIONE DI PINO MUGO E FAGGIO NELL'ECOTONO DELLA *TREELINE* IN RISPOSTA AI CAMBIAMENTI CLIMATICI E DI USO DEL SUOLO SUL MASSICCIO DELLA MAJELLA

Chiara Calderaro¹, Caterina Palombo², Roberto Fracasso³, Roberto Tognetti², Marco Marchetti²

¹Dipartimento di Biologia Ambientale, Università degli Studi di Roma "La Sapienza" Roma, Italy

²Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Pesche (IS), Italy;
caterina.palombo@unimol.it

³Corpo Forestale dello Stato, Ufficio territoriale per la biodiversità di Pescara, Pescara, Italy

Il presente studio ha avuto l'obiettivo di analizzare le dinamiche di vegetazione di *Pinus mugo* Turra subsp. *mugo* e *Fagus sylvatica* (L.) nella fascia ecotonale, tra il bosco denso di faggio e la vegetazione a *krummholz* con pino mugo nel massiccio della Majella. L'interesse per questa tematica deriva dall'ormai consolidata certezza che la mugheta sulla Majella stia ricolonizzando le radure aperte, sia verso l'alto che verso il basso, andando ad invadere superfici potenzialmente idonee allo sviluppo del faggio così come gli ecosistemi sopra il limite della vegetazione arborea. Il limite superiore del bosco (*timberline*) rappresenta un'area di transizione molto delicata, facilmente influenzabile anche dalle più piccole variazioni dovute a fattori naturali o antropici. Mediante l'utilizzo di tecnologie GIS è stato possibile confrontare in maniera dettagliata l'evoluzione delle due cenosi a contatto nell'ecotono della *timberline* durante gli ultimi 60 anni, attraverso foto-interpretazione di immagini aeree. Sono stati così individuati i quattro siti maggiormente rappresentativi della fascia di transizione faggeta-mugheta. Per entrambe le specie, sono stati raccolti parametri dendrometrici e prelevate carote legnose; le analisi dendrocronologiche hanno definito l'età dei popolamenti così come l'epoca di insediamento. Le correlazioni clima-accrescimento hanno evidenziato le risposte in termini di crescita delle piante all'attuale trend climatico. Le misurazioni degli accrescimenti anulari hanno confermato anelli più grandi nel faggio, rispetto al pino mugo, ad eccezione di un sito di campionamento posto a 2100 m s.l.m., in cui il faggio, pur avendo un'età media paragonabile a quella degli altri siti, ha un diametro medio di soli 8 cm, con accrescimento anulare medio paragonabile a quello del pino mugo.

Parole chiave: treeline, timberline, pino mugo, faggio, dendrocronologia, relazioni clima-accrescimento.

Keywords: treeline, timberline, mountain pine, beech, dendrochronology, climate-growth relationship.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cc-din>

1. Introduzione

Il limite altitudinale degli alberi è uno dei limiti ecologici più evidenti, dipendenti dallo spazio e dal tempo, dove l'impatto antropico e i fattori climatici giocano un ruolo fondamentale sugli spostamenti altitudinali di tale limite. Sulla catena alpina, il limite del bosco è una fascia occupata da arbusti prostrati che fungono da zona di transizione tra la foresta ad alberi isolati con fusti eretti e le praterie d'alta quota. Negli Appennini, dove le vette sono mediamente più basse di quelle alpine, il limite altitudinale degli alberi coincide con il limite dei boschi di latifoglie; infatti, i boschi più elevati in quota sono quelli di faggio che si aprono repentinamente sulle praterie d'alta quota.

In particolare, sul massiccio della Majella, la presenza di una cintura di vegetazione denominata "*krummholz*" dove, a causa della rigidità dei fattori climatici (vento, neve, gelo), gli alberi crescendo non riescono a mantenere la forma eretta (presentando morfologie sensibilmente ridotte e contorte rispetto a quelle tipiche

della specie, a causa di fattori di stress che ne compromettono la crescita naturale), rappresenta una caratteristica peculiare. Il massiccio della Majella rappresenta l'unico esempio in Appennino in cui la *treeline* è dominata da *krummholz* con pino mugo, e quindi un ideale caso studio. Il pino mugo cresce sopra il limite altitudinale degli alberi (*treeline*) e sulla Majella presenta il limite meridionale del suo areale di distribuzione. Trovandosi in una zona di transizione, che per definizione è sensibile anche alle più piccole variazioni ambientali, le specie di *treeline* rappresentano ottimi indicatori degli effetti dei recenti cambiamenti climatici e di uso del suolo in atto nel Bacino del Mediterraneo. I primi si riflettono in un aumento delle temperature e una diversa stagionalità delle precipitazioni, con aumento nei mesi invernali e diminuzione nei mesi estivi e autunnali; in questo modo il clima agisce direttamente sulla durata e sulle tempistiche della stagione vegetativa delle piante stesse. L'attività antropica, invece, e l'uso intenso delle risorse naturali dei secoli passati avevano ridotto

l'estensione, la complessità strutturale e funzionale delle foreste che, generalmente, si trovavano in una condizione molto lontana dalle vere cenosi naturali.

Tuttavia, oggi in Europa le foreste si stanno espandendo nelle aree coltivate ormai abbandonate a un tasso compreso tra 0.7 e 1.4% l'anno. Dal 1975 a oggi, i boschi di faggio si sono espansi sul piano subalpino a un ritmo dell'1.2% (van Gils *et al.*, 2008) e negli ultimi decenni hanno recuperato superficie e struttura, infatti, le successioni secondarie sono attualmente in fase di espansione in molte zone della penisola italiana, in particolare in quelle montane (Motta *et al.*, 2006; Boden *et al.*, 2010). Studi pregressi di dendroclimatologia, condotti sul pino mugo della Majella, hanno dimostrato significative correlazioni con le temperature massime primaverili e le precipitazioni estive (Palombo *et al.*, 2014). La mugheta avanza verso quote maggiori, ma scende anche verso quote inferiori (Palombo *et al.*, 2013), andando a invadere superfici potenzialmente idonee allo sviluppo del faggio. Il faggio, dopo aver recuperato le superfici tagliate in passato, si sta spingendo verso quote superiori. Un peso rilevante ha avuto in questo ecosistema il progressivo abbandono del pascolo d'altura.

Il seguente studio ha come obiettivo quello di analizzare le dinamiche di vegetazione di *Pinus mugo* Turra subsp. *mugo* e *Fagus sylvatica* (L.) nella fascia ecotonale di transizione tra le due cenosi, e gli effetti dei cambiamenti climatici e di uso del suolo sulla loro evoluzione nel tempo.

2. Materiali e metodi

2.1 Descrizione dell'area di studio

La Majella comprende un'area di 11 km² sopra i 2500 m: più di 30 cime superano i 2.000 metri ed il Monte Amaro con i suoi 2.793 m è la seconda vetta più alta della catena appenninica dopo il Gran Sasso. A differenza degli altri massicci dell'Appennino, che sono caratterizzati da valli glaciali, qui durante le glaciazioni del Quaternario si estendeva un'ampia calotta glaciale (circa 30 km²), che copriva la porzione più alta dell'intero comprensorio Magellense e in alcuni casi presentava uno spessore di 200 m. Quindi, anche se l'intero massiccio condivide ampiamente caratteristiche vegetazionali di alta quota dell'Appennino Centrale, presenta anche caratteristiche floristiche e cenologiche peculiari, che dimostrano la differente evoluzione che quest'area ha avuto durante il Quaternario (Blasi *et al.*, 2005). La tipologia fisionomica maggiormente diffusa è la faggeta, che occupa poco meno del 30% del territorio del Parco. Essa si colloca nella fascia montana, tra i 1000 e i 1800 m di quota. Più in basso sono collocati i querceti e i boschi misti di caducifoglie termofile; più in alto, fino a 2300-2400 m s.l.m., gli arbusteti subalpini, cioè formazioni prostrate a pino mugo (*Pinus mugo* Turra subsp. *mugo*), ginepro nano (*Juniperus communis* var. *saxatilis*) o uva orsina (*Arctostaphylos uva-ursi*).

Il popolamento di pino mugo della Majella, è il più esteso di tutto l'Appennino, riveste una notevole importanza biogeografica e conservazionistica, trattandosi

di una specie rara e che ha in Abruzzo il limite più meridionale del suo areale di distribuzione.

2.2 Aree di saggio e metodi di campionamento

Il lavoro è stato condotto in aree di saggio permanenti (ADS), di forma circolare, con 40 m di diametro e centro posto nella linea di transizione tra pino mugo e faggio. Le ADS sono state realizzate in quattro diversi siti, selezionati in seguito ad analisi di foto aeree (dal 1954 al 2013), che presentano un elevato interesse ecologico e sono altamente rappresentativi della fascia di transizione faggeta-mugheta (Fig. 1).

Il primo sito "PESCOFALCONE": versante nord-orientale del M. Pescofalcone, nella Riserva Naturale Orientata (RNO) Valle dell'Orfento.

Il secondo sito "UGNI": versante settentrionale di M. Ugni, nella RNO Feudo Ugni, dove faggio e mugo si incontrano ad una quota di approssimativamente 1930 m s.l.m. In quest'area il pino mugo ha subito un grave attacco fungino.

Il terzo sito "PIANA GRANDE": situato in località Piana Grande-La Majelletta, RNO Valle dell'Orfento, attorno ai 1900 m di quota, esposizione sud-ovest. L'area è interessata da un'abbondante ricolonizzazione di pino mugo, soprattutto nelle attuali radure dove in passato era praticato il pascolo.

Il quarto sito "BLOCKHAUS" è localizzato lungo il versante sud-orientale dei grandi pascoli della Majelletta. Negli anni '50 il mugo era stato completamente tagliato, mentre un nucleo di faggio era stato lasciato integro.

Per ciascun individuo di entrambe le specie, è stata registrata la posizione nell'ADS; per gli individui di faggio, inoltre, sono stati misurati il diametro di tutte le piante con diametro superiore a 9.5 cm (eccezione è stata fatta nel sito Pescofalcone, dove la presenza del faggio è minima e minacciata da condizioni estreme per la sua crescita) e l'altezza per classi di diametro. Per ogni sito sono state prelevate carote legnose su 20 piante di faggio e 20 di pino mugo, selezionate tra quelle con diametro maggiore. Le carote legnose sono state estratte per mezzo della Trivella di Pressler a un'altezza di 1.30 m dal terreno negli individui di faggio e a livello del suolo in quelli di mugo, perpendicolarmente alla direzione del versante per evitare il più possibile il legno di reazione e per minimizzare i problemi legati all'eccentricità del tronco.

Le carote legnose sono state levigate e quindi datate, gli accrescimenti anulari misurati con una risoluzione di 0,01 mm per mezzo della Tavola LINTAB collegata a uno stereomicroscopio (ingrandimento 60x; Leica, Germany) e al software TSAPWin (Frank Rinn, Heidelberg, Germany). Tutte le cronologie individuali ricavate sono state crossdate tra loro, separatamente per ogni specie, prima visivamente e poi statisticamente mediante il software COFECHA (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001) per evitare potenziali errori di datazione.

In seguito queste sono state standardizzate mediante il software ARSTAN 40c (Cook e Holmes, 1984) suddividendole per sito e quindi per specie. La procedura di standardizzazione ha dato origine contempo-

raneamente a una curva media standardizzata, rappresentativa del popolamento. Per ciascun sito, mediante la procedura di standardizzazione, sono stati ottenuti parametri statistici e descrittivi, quali:

- Media: indicata come ampiezza anulare media, calcolata sulla curva media standardizzata (Mean index STD). Inoltre, l'ampiezza anulare media è stata calcolata anche come media aritmetica delle ampiezze anulari medie grezze di ciascuna serie elementare (Mean ring width), in accordo con Corona (1966).

- Deviazione standard (SD): fornisce una stima dello scarto dalla media, quindi può indicare il grado di omogeneità dei dati nell'ambito della cronologia considerata.

- Sensitività media (MS): esprime la misura della variabilità nelle ampiezze di anelli adiacenti e riflette la capacità potenziale di risposta a variazioni climatiche di breve termine (Gentilesca e Todaro, 2008); maggiore è il valore della MS, maggiore sarà l'influenza, sulla specie, esercitata dai fattori climatici e quindi più alto sarà anche il contenuto di informazioni all'interno delle cronologie (Corona, 1966). Dall'analisi della MS è possibile determinare il grado d'influenza dei fattori ambientali su una determinata specie in una determinata area; infatti, una specie si definisce sensitiva quando il valore di MS supera lo 0.25, in caso contrario la specie è definita compiacente.

- Expressed Population Signal (EPS): fornisce una stima indicativa dell'affidabilità della cronologia quantificando la variabilità comune in tutte le serie anulari di un particolare sito: se tutti gli alberi sono influenzati da simili variabili climatiche, tale informazione può essere utilizzata come un'informazione climatica (Briffa e Jones, 1990). L'EPS è, inoltre, utilizzato per indicare il livello di coerenza della serie in dendrocronologia (Wigley *et al.*, 1984); un valore di EPS superiore a 0.85 è considerato come il valore soglia generalmente accettato per una cronologia affidabile.

Le cronologie medie standardizzate sono state poi utilizzate per svolgere analisi preliminari di correlazione clima-accrescimento tramite l'analisi funzione di correlazione (CF), utilizzando il pacchetto BootRes (Zang e Biondi, 2013) sviluppato per R (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

3. Risultati

3.1 Analisi strutturale dei plot

Un'analisi multitemporale è stata condotta su foto aeree del Volo Base IGM 1954/56 (Palombo, 2009), foto aeree del Volo Comunità Montana PHF 1978 e del Volo Italia Alta Quota 1988/1989, consultabili sul Geoportale della Regione Abruzzo, e ortofoto del 2000 e 2013 disponibili su piattaforme WEB a livello internazionale.

Mediante l'utilizzo di tecnologie GIS, è stato possibile confrontare in maniera dettagliata l'evoluzione delle due cenosi a contatto nell'ecotono della *timberline* durante gli ultimi 50-60 anni.

Mediante il confronto diacronico delle foto aeree, è stato possibile analizzare evidenti modificazioni del paesaggio, in particolar modo dovute all'abbandono di pratiche antropiche, quali il taglio e il pascolo, quindi a

processi naturali di ricolonizzazione delle comunità vegetali verso altitudini maggiori o minori.

I principali parametri strutturali dei popolamenti di faggio sono riportati in Tabella 1, da cui emerge la grande variabilità intraspecifica del faggio nel caso di condizioni di crescita avverse.

In PESCOFALCONE il faggio arriva a quota 2100 m s.l.m. con "lingue" di vegetazione completamente circondate da pino mugo. L'altezza media dei faggi non supera i 4 metri, indice di condizioni di crescita in ambiente estremo. Durante i campionamenti è stato possibile controllare lo stato della rinnovazione: la mugheta è molto densa, gli esemplari di mugo sono già tutti adulti e non vi è spazio per la rinnovazione, il faggio invece presenta una scarsissima rinnovazione sotto copertura.

In UGNI il faggio e mugo si incontrano ad una quota di circa 1930 m s.l.m. In quest'area il pino mugo ha subito un grave attacco di patogeni (visibile secondo schemi circolari) che, in pochi anni, ha portato alla morte di alcuni tra gli individui più grandi, lasciando piccole radure favorevoli allo sviluppo del faggio. Nel 1954, il faggio era stato completamente tagliato lungo tutto il versante nord nord-est di monte Ugni, mentre il mugo ha subito meno il devastante impatto antropico soprattutto nel versante occidentale. Nel corso degli anni, il faggio ha rioccupato completamente le superfici pregresse, raggiungendo il contatto con il mugo. In questa situazione, durante i campionamenti è stato possibile riscontrare un'abbondante ricolonizzazione di faggio verso quote superiori, quindi verso la mugheta, che non presenta una copertura compatta e continua.

PIANA GRANDE è situato attorno ai 1900 m di quota con esposizione sud-ovest. La faggeta non ha subito tagli prima del 1954 e con la dendrocronologia è stato appurato che non è stata tagliata anche in seguito, le ceppaie sono risultate essere molto grandi e con un buon numero di polloni per ceppaia (da 4 a 9). Il pino mugo presentava una distribuzione piuttosto irregolare e ridotta negli anni fra il '50 e '90, interessante ed evidente è invece la capacità ricolonizzatrice del mugo nei pascoli e principalmente nei ghiaioni sovrastanti la vegetazione tra il 2007 e il 2013.

In quest'area, durante i campionamenti, è stato possibile riscontrare un'abbondante rinnovazione: le plantule di 2-4 anni di faggio sono concentrate in particolar modo sotto la copertura di individui adulti di faggio, le giovani piante più adulte invece emergono dalla mugheta; il mugo ugualmente presenta un'abbondante rinnovazione, distribuita in prevalenza nelle radure, nei pascoli e principalmente su ghiaioni e roccia frantumata. In quest'area le due cenosi non sono compenetranti, ma separate da una fascia aperta di pascolo, condizione ideale per esaminare l'avanzamento delle due specie in direzioni opposte.

BLOCKHAUS è localizzato lungo il versante sud-orientale dei grandi pascoli della Majelletta, a 1770 m s.l.m. Nelle immagini del 1954, sono evidenti i segni lasciati dai tagli, sia nel mugo (linee verticali fatte con ramaglie di scarto), sia nel faggio (punti rappresentanti le matricine rilasciate). In pochi anni il mugo ha ricolonizzato facilmente e rapidamente gran parte del

soprasuolo, anche se in alcune aree presenta ancora una scarsa copertura. Durante i campionamenti, è stato possibile riscontrare un'abbondante rinnovazione, soprattutto di faggio, sotto copertura; sono stati, inoltre, registrati diversi individui giovani, nati da seme, con diametro di 10-15 cm e di circa 30 anni distribuiti regolarmente nell'ADS. La mugheta è risultata piuttosto densa, sebbene fossero presenti alcune radure in cui la rinnovazione di pino di mugo era già presente.

3.2 Analisi dendrocronologiche

La datazione e la misurazione dei campioni di pino mugo hanno presentato diverse difficoltà: in alcune carote sono stati riscontrati anelli mancanti o fluttuazioni di densità; in altri casi è stato impossibile misurare gli anelli di accrescimento degli ultimi anni, a causa di ampiezze anulari troppo piccole ovvero per la presenza di legno di compressione.

I siti UGNI e PIANA GRANDE presentano le cronologie più lunghe per il faggio (Tab. 2). Gli individui di pino mugo più vetusti sono stati campionati nel sito PESCOFALCONE, a testimonianza dell'impatto antropico quasi nullo in un'area così poco accessibile, a differenza del sito BLOCKHAUS, dove il mugo negli anni '50 continuava a subire tagli rasi per la produzione di carbone.

Nei grafici in Figura 2 sono state messe a confronto le cronologie medie grezze (raw) dei quattro siti sia per il faggio che per il pino mugo, per analizzare la variabilità delle curve nel lungo periodo legata al trend biologico dovuto all'età, alle dimensioni della pianta, e ad eventuali altre cause non climatiche che sono state rimosse dalla standardizzazione.

Come evidenziato dalle cronologie medie grezze del faggio, PIANA GRANDE e UGNI sono i siti che presentano le cronologie più lunghe (dal 1897 e 1911 rispettivamente), mentre PESCOFALCONE è quello che presenta le cronologie più brevi (dal 1921).

Per quanto riguarda il mugo invece le cronologie più lunghe sono presenti in UGNI e PESCOFALCONE, mentre BLOCKHAUS e PIANA GRANDE hanno cronologie più recenti. Da questa analisi risulta che il pino mugo presenta un numero di campioni maggiore negli anni più recenti, mentre pochi sono gli individui vetusti. Ciò è probabilmente dovuto alla natura del popolamento, ma a volte è ricollegabile anche all'incertezza del campionamento e alla difficoltà di datazione e misurazione.

Sempre in Fig. 2 emerge che il faggio ha generalmente accrescimenti anulari che oscillano su un valore medio superiore a 1 mm, il mugo invece a 0.5 mm, il pino mugo infatti, a parità di età con il faggio, raggiunge a malapena i 10 cm di diametro. Eccezione però sono i faggi campionati nel sito PESCOFALCONE, in quest'ADS infatti i faggi, pur avendo un'età media paragonabile a quelli presenti nel sito BLOCKHAUS, hanno un diametro medio di soli 8 cm, oscillando su un valore medio di 0.5 mm.

La standardizzazione delle curve elementari ottenute per il pino mugo e il faggio è stata realizzata con l'interpolazione mediante una cubic smoothing spline di 25 anni. In Tabella 3 sono elencati i principali para-

metri statistici e descrittivi delle cronologie medie per ciascun sito e specie.

Una prima analisi di correlazione clima-accrescimento (Fig. 3) dimostra il potenziale effetto delle variabili climatiche sull'accrescimento anulare delle due specie. Le funzioni di correlazione sono state calcolate separatamente per ogni mese, da marzo dell'anno precedente (lettere minuscole) a Ottobre dell'anno in corso (lettere maiuscole).

Nel faggio, le correlazioni significative si verificano in periodi diversi in base al sito di campionamento. Le precipitazioni correlano significativamente e positivamente con il mese di giugno, ma anche con alcuni mesi autunnali (settembre, ottobre) e invernali (gennaio, febbraio). Le temperature invece non seguono un pattern preciso e per alcuni siti non mostrano risultati significativi.

Nel mugo, le precipitazioni correlano significativamente principalmente con i mesi tardo-primaverili ed estivi (maggio-agosto), le temperature massime e minime correlano significativamente positivamente con i mesi primaverili (marzo-maggio) e negativamente con quelli estivi di luglio e settembre.

4. Discussione

L'analisi multitemporale attraverso la fotointerpretazione di immagini aeree ha messo in evidenza come l'espansione della mugheta e della faggeta dal 1954 al 2007 abbia coinvolto soprattutto zone prive di vegetazione, comprese nel range altitudinale ottimale per le due specie. In particolare, le quote massime occupate dalla mugheta hanno subito un progressivo aumento nel tempo, così come le quote minime sono sempre più scese verso valle (Palombo *et al.*, 2014), allo stesso modo il faggio si sta espandendo verso i pascoli abbandonati, ma anche nella vegetazione adiacente di pino mugo, grazie ad un'abbondante presenza di rinnovazione.

- Nel sito PESCOFALCONE, il faggio sta crescendo in condizioni ambientali e climatiche estreme, presenta il classico portamento di piante che crescono al limite del bosco (altezza ridotta e tronchi contorti). In questo sito, la rinnovazione di faggio si sta affermando, ma molto lentamente, sono, infatti, presenti solo pochissime plantule di faggio sotto copertura. Il mugo in questa situazione non ha le condizioni idonee per la rinnovazione, essendo la formazione compatta e densa, ma si sta espandendo verso superfici a quota maggiore, chiudendo le radure presenti e colonizzando i ghiaioni sovrastanti. In questo sito, l'attività antropica in passato non ha alterato fortemente lo sviluppo naturale della vegetazione presente.

- Nel sito UGNI, le pessime condizioni di salute del pino mugo stanno lasciando spazio al faggio. In questo sito, sebbene il faggio si trovi già al limite altitudinale potenziale di vegetazione, le radure create nel mugo e la protezione del mugo stesso sulle plantule di faggio permettono a quest'ultimo di attecchire e di sviluppare nuovi individui. Ciò avviene nella zona di contatto faggio-mugo, mentre, a quote maggiori, il mugo stesso sta richiudendo le radure e le aree aperte causate dalla

morte di individui per l'attacco fungino. In questo sito, l'attività antropica ha alterato in passato lo sviluppo della vegetazione, in particolare del faggio.

- Nel sito PIANA GRANDE, le dinamiche faggio-mugo risultano leggermente alterate dalla presenza di un'ampia superficie aperta tra le due cenosi. Vi sono, comunque, individui di faggio adulti ben sviluppati a ridosso della mugheta; questi esemplari fungono da dispersori di seme e quindi da tutori alle nuove piante di faggio, che stanno subentrando alla mugheta. Nonostante il consistente carico nevoso al quale sono sottoposte annualmente le piante, l'elasticità del mugo consente una buona protezione delle piantine sottostanti. Ne sono esempio gli individui di faggio isolati che emergono dalla mugheta. In questo sito l'attività antropica, legata principalmente al pascolo, ha apportato importanti modifiche al pattern di distribuzione della mugheta, mentre il faggio ha subito meno gli effetti dell'uomo.

- Nel sito BLOCKHAUS l'attività antropica ha invece determinato lo stato attuale della vegetazione, il mugo completamente tagliato negli anni '50 sta recuperando le superfici perse in passato. Infatti, l'espansione della mugheta sta riguardando principalmente radure e ghiaioni al di sopra della vegetazione densa e compatta. Nella zona di contatto faggio-mugo, il faggio ha buone possibilità di colonizzare nuove superfici a ridosso della mugheta, per gli stessi meccanismi già illustrati negli altri siti. Un peso rilevante ha, quindi, il cambiamento d'uso del suolo dell'area indagata e il progressivo abbandono del pascolo d'altura che per secoli è stato praticato sulla Majella.

L'attività antropica del passato ha condizionato fortemente le dinamiche di vegetazione delle due cenosi nella fascia subalpina, avendone alterato la distribuzione naturale tramite tagli, pascolo e incendi. Le cronologie medie grezze presentano una buona sincronicità degli andamenti, risultato questo che conferma la coerenza delle cronologie e, quindi, la possibilità di condurre analisi dendrocronologiche in condizioni limite come quelle della treeline. Eccezione è fatta dalla cronologia del PESCOFALCONE, che nonostante presenti diversi punti in comune con le altre cronologie, mostra un trend di crescita differente.

I valori di sensitività media sono tutti al di sopra del valore soglia di 0.25, è quindi possibile definire il pino mugo e il faggio nella treeline sul massiccio della Majella quali specie sensibili ai fattori climatici e ambientali.

Il valore più alto di 0.4 è stato ottenuto per il faggio del sito PESCOFALCONE dove l'intervento antropico è

nullo e la crescita delle piante è fortemente influenzata dai fattori climatici, ostili per la crescita del faggio.

Il valore minimo di sensitività media per il faggio è stato ottenuto nel sito UGNI, dove il faggio ha subito gli effetti del taglio fino agli anni '50.

I valori di EPS superano in molti casi limite minimo di 0.85, oppure sono lievemente inferiori, a dimostrazione della coerenza e affidabilità delle cronologie ottenute. L'evoluzione della *treeline* sulla Majella è strettamente correlata al clima maggiormente nei mesi primaverili e autunnali; in particolare, le alte temperature di Maggio e Luglio e le precipitazioni del mese di Giugno determinano una correlazione positiva di crescita radiale del pino mugo indicando l'influenza del clima mediterraneo di questo ecosistema forestale. Tuttavia, l'alta radiazione solare e un suolo carsico, che presenta alta permeabilità, potrebbero indurre una forte evaporazione con conseguente perdita di acqua o incapacità a trattenerla per la fessurazione del suolo di natura calcarea, spiegando quindi l'influenza negativa delle temperature estive sulla crescita delle piante.

La presenza di sufficiente umidità atmosferica rappresenta il fattore determinante per la crescita e lo sviluppo del faggio, soprattutto negli ambienti di vetta dove la permanenza di un livello sufficiente di umidità primaverile (con bassa evapotraspirazione) rappresenta un fattore decisivo per la vita della specie. Giugno è il mese che correla meglio con questi dati.

5. Conclusioni

L'abbandono delle attività antropiche e un progressivo aumento delle temperature probabilmente trasformeranno il paesaggio nuovamente. Questi fattori, insieme alla gestione forestale dell'area protetta, possono innescare processi dinamici nella vegetazione finalizzati al recupero della naturalità delle formazioni vegetali.

I dati e i campioni raccolti nel presente studio, oltre ad illustrare un quadro generale delle dinamiche vegetazionali in atto alle alte quote del massiccio della Majella, sono propedeutici a studi successivi:

- Mediante un approccio dendro-anatomico sarà possibile approfondire i meccanismi fisiologici che caratterizzano le piante al limite altitudinale del loro areale.

- Correlazioni clima-accrescimento con funzioni di correlazione a finestra mobile, al fine di interpretare le risposte, in termini di crescita, di faggio e pino mugo agli attuali trend climatici e come questi variano nel tempo.

Tabella 1. Principali parametri strutturali registrati per i popolamenti di faggio nei quattro diversi siti di campionamento.
Table 1. Principal structural features referred to beech stands in four sampling sites.

SITO	N. ceppaie	N. medio polloni per ceppaia	N. piante/ha	Diametro max (cm)	Diametro medio \pm dev. st (cm)	Altezza media (m)
PESCOFALCONE	17	1.23	135	13	8.5 \pm 1.7	4
UGNI	31	4	247	34	15.4 \pm 5.2	14.25
PIANA GRANDE	8	5	64	32	15.3 \pm 6.1	11.5
BLOCKHAUS	16	6	127	31	17.3 \pm 6.1	12.5

Tabella 2. Risultati delle analisi dendrocronologiche: età media e massima dei popolamenti suddivisi per sito e per specie, con relativa ampiezza anulare media.

Table 2. Dendrocronological analysis results: mean and maximum age of beech and mountain pine stands in four sampling sites.

	<i>Faggio</i>			<i>Pino mugo</i>		
Sito	Età media ± dev. st.	Età massima	Ampiezza anulare media	Età media ± dev. st.	Età massima	Ampiezza anulare media
Pescofalcone	73±15 anni	91anni	0.481 mm	69± 19 anni	99 anni	0.621 mm
Ugni	85 ± 11 anni	102 anni	1.228 mm	69 ± 12 anni	93 anni	0.595 mm
Piana Grande	70 ± 23 anni	116 anni	1.072 mm	53 ± 13 anni	83 anni	0.835 mm
Blockhaus	70 ± 20 anni	92 anni	1.177 mm	53 ± 13 anni	74 anni	0.727 mm

Tabella 3. Parametri statistici descrittivi degli accrescimenti anulari, ottenuti mediante standardizzazione con ARSTAN, di faggio e pino mugo nei 4 siti di campionamento. * = calcolato su 24 anni con 12 anni di overlap; (mean) = media dei valori ≥ 0.85.

Table 3. Descriptive statistical parameters of ring width, elaborated by ARSTAN standardization, of beech and mountain pine in four sampling sites. * = obtained for 24 years with 12 years overlapping; (mean) = average of all values ≥ 0.85.

<i>Parametri Statistici Faggio</i>	<i>Pescofalcone</i>	<i>Ugni</i>	<i>Piana Grande</i>	<i>Blockhaus</i>
Total years	93	103	117	95
Mean raw ring width (mm)	0.481	1.228	1.072	1.177
Mean index STD	0.984	0.994	0.981	0.982
Standard deviation (SD)	0.246	0.211	0.222	0.180
Expressed Population Signal (EPS)*	0.857 (2002)	0.926 (mean)	0.899 (mean)	0.828 (2002)
<i>Parametri Statistici Mugo</i>	<i>Pescofalcone</i>	<i>Ugni</i>	<i>Piana Grande</i>	<i>Blockhaus</i>
Total years	100	96	83	75
Mean raw ring width (mm)	0.621	0.595	0.835	0.727
Mean index STD	0.998	0.996	0.991	0.989
Standard deviation (SD)	0.180	0.176	0.249	0.212
Expressed Population Signal (EPS)*	0.880 (mean)	0.713 (1956)	0.810 (1988)	0.881 (1998)



Figura 1. Localizzazione dei quattro siti di campionamento individuati come maggiormente rappresentativi della fascia di transizione faggeta-mugheta. In arancione i limiti amministrativi dei comuni con relativa denominazione. In bianco i nomi e la localizzazione delle 4 aree.

Figure 1. Location of the four study sites (PESCOFALCONE, UGNI, PIANA GRANDE, BLOCKHAUS – white circular) in the MNP on the basis of the aerial orthophoto; in grey, municipality boundaries and relative names.

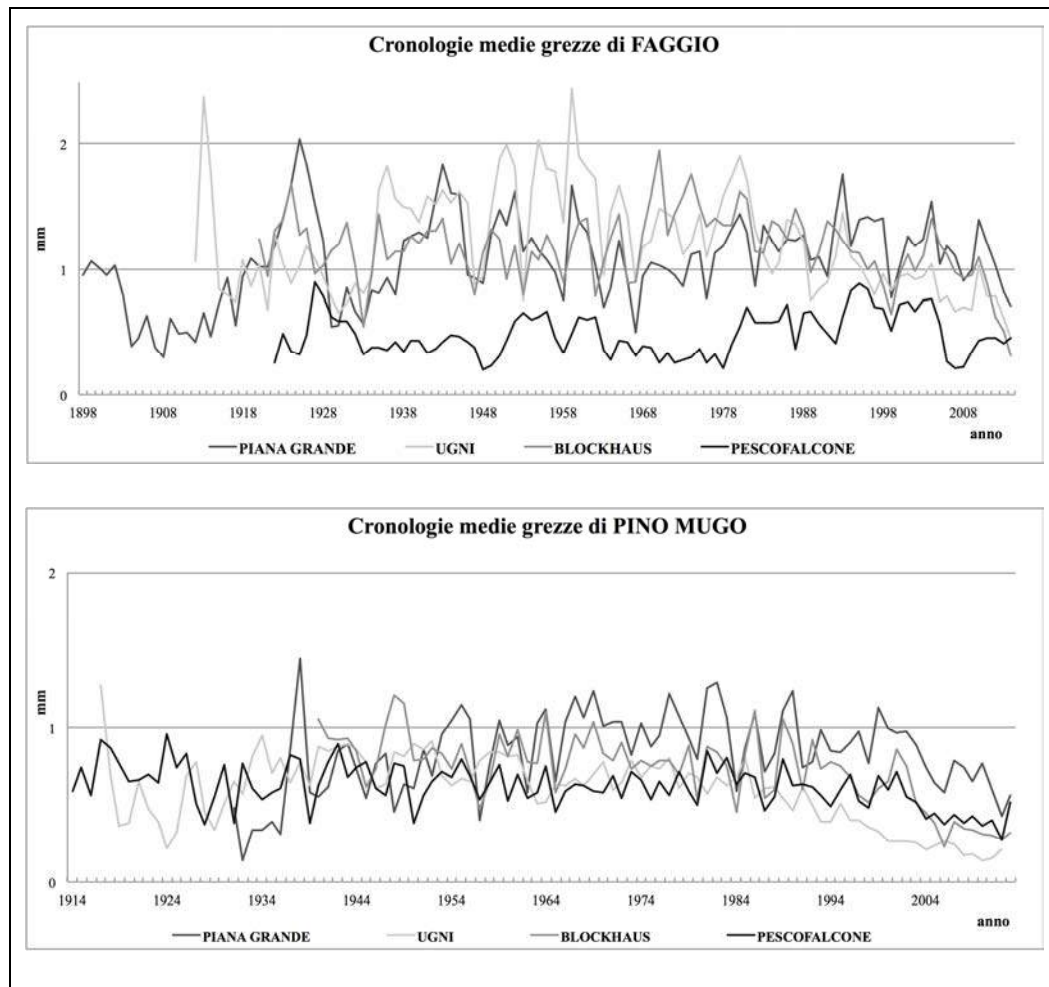
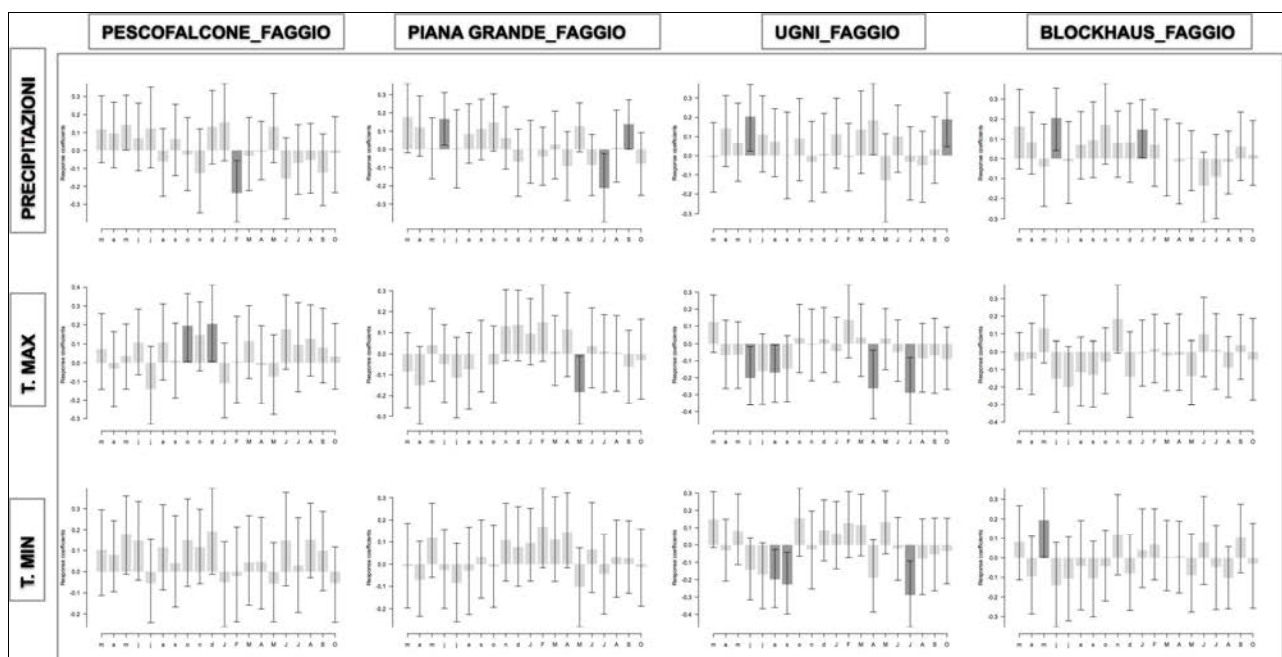
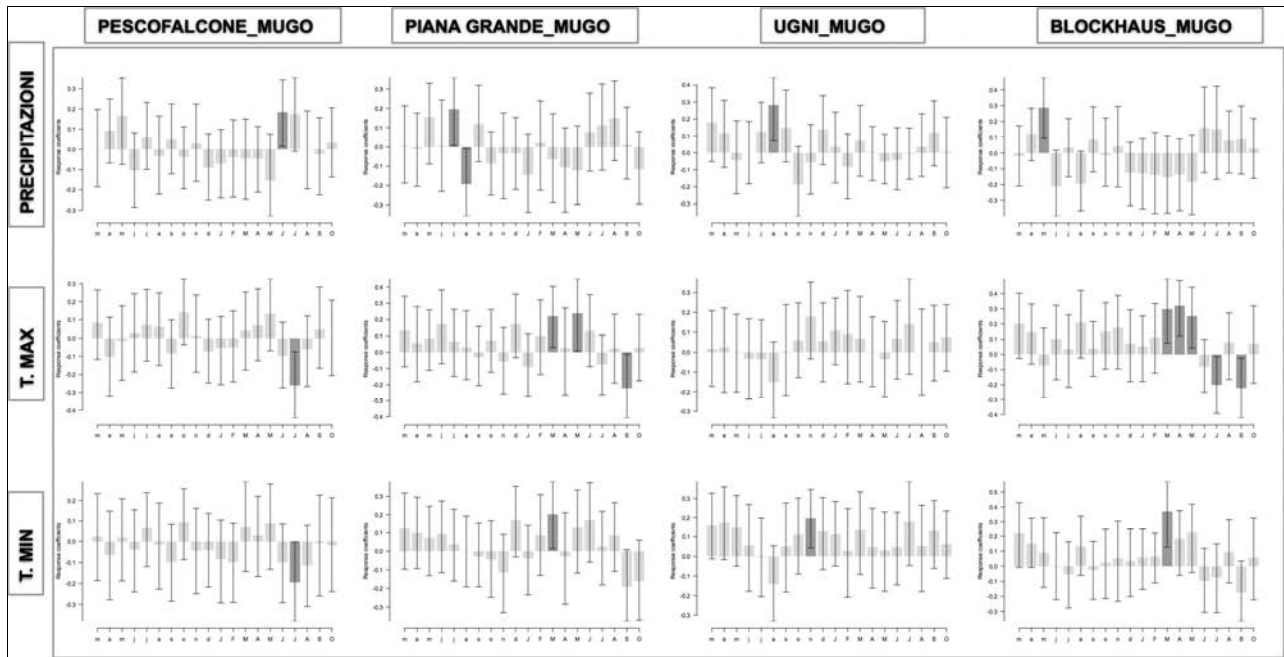


Figura 2. Cronologie medie grezze rappresentanti l'andamento dell'accrescimento radiale (in mm) di faggio (sopra) e pino mugo (sotto) per i 4 siti analizzati.
Figure 2. Mean raw chronologies of radial growth (mm) of beech (above) and mountain pine (below) in four sampling site.



(a)



(b)

Figura 3. Correlazioni clima accrescimento tra le cronologie medie standardizzate di faggio (a) e pino mugo (b) di ciascun sito e le precipitazioni medie mensili, temperature massime e minime, ottenute dalla griglia CRU TS3.22. Per il periodo da marzo del precedente anno (lettere minuscole) a Ottobre per l'anno in corso (lettere maiuscole). Le barre scure indicano un coefficiente significativo con $P < 0.05$, le linee rappresentano il 95% di intervallo di confidenza.

Figure 3. Bootstrap correlation values between mean tree ring indexed chronologies of beech (a) and mountain pine (b) and total monthly precipitation, mean maximum and minimum monthly temperature obtained by CRU TS3.22 grid dataset. Correlations were calculated separately for each month for the period from March of the previous year (lowercase letters) to October of the current year (uppercase letters). The dark bars indicate a significant coefficient at $P < 0.05$, lines represent 95% confidence interval.

SUMMARY

Mountain pine and beech at the treeline: vegetation dynamics with climate and land-use changes on the Majella massif

The present study focused on vegetation dynamics of *Pinus mugo* Turra subsp. *mugo* and *Fagus sylvatica* (L.) at the ecotone between dense forest and *krummholz* on the Majella massif. On the Majella massif, abundant mountain pine regeneration was observed simultaneously with abandonment of summer pastoralism, above the beech forest. Timberline was confirmed a sensitive transitional belt, even if minor changes due to natural and anthropic factors occurred. The interpretation of historic photographs indicated that areas that are now covered by closed mountain pine and beech forest, were covered by scattered vegetation in the mid of the twentieth century. The considerable expansion of mountain pine and beech, especially in large areas, which have been grazed or cut until recently, was probably due to the abandonment of human activities in these marginal lands. Dendrochronological analysis defined the age and the pattern of growth of both species. Beech annual rings were wider than mountain pine rings, except where the environmental conditions hampered beech growth (at 2100 m a.s.l.). Climate-growth relationships were analyzed by correlation functions and highlighted the influence of climatic variable on beech and mountain pine growth at the ecotone and the differences between the two species.

REFERENCES

- Blasi C., Di Pietro R., Pelino G., 2005 – *The vegetation of alpine belt karst-tectonic basins in the Central Apennines*. Plant Biosystems, 139: 357-385.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263500500350150>
- Boden S., Pyttel P., Eastaugh C.S., 2010 – *Impacts of climate change on the establishment, distribution, growth and mortality of Swiss stone pine (Pinus cembra L.)*. iForest-Biogeosciences and Forestry, 3: 82-85.
- Briffa K.R., Jones P.D., 1990 – *Basic chronology statistics and assessment*. In: Cook ER, Kairiukstis LA eds. Methods of Dendrochronology: Applications in the Environmental Sciences (International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL, pp.137-152.
- Cook E.R., Holmes R.L., 1984 – *Program ARSTAN users manual*. Laboratory of Tree Ring Research, University of Arizona, Tucson, AZ, US.
- Corona E., 1966 – *Oscillazioni e discordanze nelle serie anulari*. Monti e Boschi, 2: 27-34.
- Gentilella T., Todaro L., 2008 – *Crescita radiale e risposte climatiche dell'abete bianco (Abies alba Mill.) in Basilicata*. Forest@, 5: 47-56.
- Grissino-Mayer H.D., 2001 – *Evaluating crossdating accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA*. Tree-ring Research, 57: 205-221.
- Holmes R.L., 1983 – *Computer assisted quality control in tree-ring dating and measurement*. Tree-Ring Bulletin, 43: 69-78.

- Motta R., Morales M., Nola P., 2006 – *Human land-use, forest dynamics and tree growth at the treeline in the Western Italian Alps*. Ann For Sci, 63: 739-747. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006055>
- Palombo C., 2009 – *Influenze delle variazioni d'uso del suolo e dei cambiamenti climatici sulle dinamiche dei popolamenti di pino mugo della Majella*. Tesi di Laurea Specialistica, Università degli Studi del Molise, Campobasso, Italia.
- Palombo C., Chirici G., Marchetti M., Tognetti R., 2013 – *Is land abandonment affecting forest dynamics at high elevation in Mediterranean mountains more than climate change?* Plant Biosystems, 147: 1-11.
- Palombo C., Battipaglia G., Cherubini P., Chirici G., Garfi V., Lasserre L., Lombardi F., Marchetti M., Tognetti R., 2014 – *Warming-related growth responses at the southern limit distribution of mountain pine (Pinus mugo Turra ssp. mugo)*. Journal of Vegetation Science, 25: 571-583. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.772081>
- van Gils H., Batsukh O., Rossiter D., Munthali W., Liberatoscioli E., 2008 – *Forecasting the pattern and pace of Fagus forest expansion in Majella National Park, Italy*. Applied Vegetation Science, 11: 539-546. <http://dx.doi.org/10.3170/2008-7-18568>
- Wigley T.M.L., Briffa K.R., Jones P.D., 1984 – *On the average value of correlated time series with application in dendroclimatology and hydrometeorology*. Journal of Climate and Applied Meteorology, 23: 201-221. [http://dx.doi.org/10.1175/15200450\(1984\)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/15200450(1984)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2)
- Zang C., Biondi F., 2013 – *Dendroclimatic calibration in R: the bootRes package for response and correlation function analysis*. Dendrochronologia, 31: 68-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2012.08.001>

SESSIONE / *SESSION 1*

ABSTRACTS

COMPOUND-SPECIFIC EFFECT OF VOCS EMISSION IN *BETULA PENDULA*, ROTH UNDER O₃ EXPOSURE AND N FERTILIZATION

Giulia Carrero¹, Gina Mills², Felicity Hayes², Cecilia Brunetti¹, Massimiliano Tattini¹,
Silvano Fares³, Carlo Calfapietra⁴, Elena Paoletti¹

¹IPSP-CNR, Institute for Sustainable Plant Protection, Firenze, Italy; carrero@ipp.cnr.it

²CEH, Centre for Ecology and Hydrology, Environment Centre Wales, Bangor Gwynedd U.K.

³CRA Research Centre for the Soil-Plant System, Rome, Italy

⁴National Research Council of Italy, Institute of Agro-environmental and Forest Biology, Rome

Keywords: *Betula pendula*, BVOC emissions, tropospheric ozone, nitrogen deposition, climate change.

Silver birch (*Betula pendula*) grows in cold climates and its latitudinal distribution is shifting up north due to climate change. This species emits volatile organic compounds (VOCs) into the atmosphere and contributes to the formation of aerosol and ozone. The emission of volatiles from plant leaves changes in response to pollution and environmental stressors although the magnitude of these changes is still unclear. For this reason our main objective was to explore whether Silver birch changes quality and quantity of volatile organic compounds (VOCs) emission when exposed to elevated ozone (O₃) and nitrogen (N) availability. Trees were exposed to three levels of ozone (low, medium, high) in the air and three levels of nitrogen in the soil (10-30-70 kg ha⁻¹ yr⁻¹) in solar domes. The emission of monoterpenes decreased as N fertilization increased from 10 to 70 kg ha⁻¹ yr⁻¹ under low levels of O₃ in the air. In contrast, N reduced the emission of monoterpenes in plants exposed to high O₃ levels. The effects of N emission were found to be compound-specific. These results are discussed in the light of future scenarios involving global climate models and atmospheric VOC budgets.

IL RUOLO DEI SUOLI FORESTALI NEL SEQUESTRO DEL CARBONIO

Giacomo Certini¹

¹Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente, Università degli Studi di Firenze, Firenze, Italy; certini@unifi.it

Parole chiave: suoli forestali, sequestro del carbonio, cambiamento climatico, sostanza organica del suolo.

Keywords: forest soils, carbon sequestration, climate change, soil organic matter.

Varie e tutte importanti per il benessere umano sono le funzioni dei suoli. I suoli forestali più di altri giocano un ruolo essenziale nella regimazione e depurazione delle acque o nella conservazione della biodiversità. Ciononostante, è grazie alla loro capacità di stoccare enormi quantità di CO₂ atmosferica sotto forma di sostanza organica che i suoli forestali hanno recentemente beneficiato di un interesse finora sconosciuto. A livello globale, i suoli contengono dal doppio al triplo del carbonio presente nell'atmosfera o nelle biomasse. I suoli forestali sono tra quelli più ricchi in carbonio, sebbene in molti casi il loro contenuto effettivo sia molto al di sotto rispetto al loro massimo teorico. Ciò li rende un formidabile fattore di controllo del cambiamento climatico in atto, le cui conseguenze negative potrebbero essere limitate sfruttando maggiormente il potenziale dei suoli forestali quali *sink* di carbonio. Non solo i suoli forestali contengono tanto carbonio, ma lo trattengono per tempi lunghi, assai più lunghi di quanto facciano le biomasse che su di essi insistono. I suoli forestali hanno capacità estremamente diverse di immagazzinare il carbonio e di trattenerlo nel tempo, in dipendenza delle loro caratteristiche fisiche, chimiche e mineralogiche, ma anche di fattori esterni – climatici, topografici e biologici – non ultimi il tipo di specie arboree e il tipo di gestione del bosco. Anche eventi catastrofici per il bosco, quali gli incendi o morie da attacchi parassitario fenomeni climatici estremi e gli interventi di ripristino susseguenti ad essi possono incidere in maniera sensibile sullo stock di carbonio del suolo. Molto si sa a riguardo, molto ancora resta da studiare. Mai come adesso, la selvicoltura è chiamata a considerare con attenzione il suolo e le sue caratteristiche, allo scopo di attuare una gestione del bosco che abbia tra gli obiettivi anche quello di massimizzare il sequestro del carbonio da parte del suolo. Il presente lavoro tratta di esperienze dell'autore e, più in generale, della conoscenza finora acquisita e disponibile in letteratura riguardo alla capacità di sequestro del carbonio da parte dei suoli forestali, dei meccanismi con cui il carbonio è trattenuto, dell'impatto di varie pratiche di gestione forestale sullo stock di carbonio nel suolo, delle possibilità che il selvicoltore ha di aumentare tale stock ed il suo tempo di residenza.

The role of forest soils in carbon sequestration

Various and all important for human well-being are the functions of soils. Forest soils over others play an essential role in water regulation and purification or biodiversity conservation. Nevertheless, it is due to their ability to store huge amounts of atmospheric CO₂ in the form of organic matter that forest soils have benefited from an interest so far unknown. Globally, soils contain from two to three times the carbon in the atmosphere or in biomasses. Forest soils are among the richest in organic matter, although in many cases their organic matter stock is much lower than the theoretical maximum. This makes forest soils a formidable factor in the control of the on-going climate change, and exploiting more them as carbon sink could help to limit the negative consequences of climate change. Not only the forest soils contain a lot of carbon, but hold it for much longer time than do biomasses. Forest soils have very different capacity to store carbon, in terms of both quantity and time, depending on their physical, chemical and mineralogical properties, but also on external factors – climatic, topographical, and biological – not least the type of vegetation and forest management. Even catastrophic events, such as wildfires or disease attacks or extreme weather conditions and the remedial measures subsequent to them, may have a significant impact on the soil carbon stock. Much is known about it, much other remains to be studied. Never as now, forestry is required to take into account the soil and its properties, eventually implementing a forest management having among its objectives also the soil organic carbon maximization.

The present work deals with some author's experiences and, more generally, the public knowledge gained so far and available in the literature about the ability of forest soils to sequester carbon, the mechanisms by which carbon is held in soil, the impact of various forest management practices on the soil carbon stock, the ways in which forestry can increase that stock and its residence time.

LA SELVICOLTURA SISTEMICA RIFERITA ALLE MOLTEPLICI ESPRESSIONI DELLA FORESTA MEDITERRANEA DELL'ITALIA MERIDIONALE PENINSULARE

Vittorio Gualdi¹

¹President of For.Rest.Med. S.r.l., Bari University "Aldo Moro" spin off, Bari, Italy; v.gualdi@forrestmed.com

Parole chiave: selvicoltura sistemica, foresta mediterranea.

Keywords: systemic forest management, Mediterranean forests.

Il contributo che lo scrivente intende presentare al prossimo *Congresso Internazionale di Selvicoltura* è costituito da tre distinte parti.

La prima di esse consiste nell'analisi degli studi propedeutici alle proposizioni della *Selvicoltura sistemica*, condotti da Ciancio et Nocentini, senza i quali le stesse proposizioni non sarebbero state affatto avanzate o, se avvenute, sarebbero risultate del tutto prive dei necessari supporti logici e scientifici, così come delle indispensabili argomentazioni etiche, riferite alle gestioni boschive passate e future. La seconda parte è formata dalla definizione delle molteplici espressioni della *foresta mediterranea* delle regioni meridionali peninsulari, dominate da *Pinus halepensis* Miller, *Quercus ilex* L., *Q. cerris* L., *P. calabrica* Delam e *Fagus sylvatica* L..

Ciascuna di esse è considerata prima negli aspetti fitosociologici e tipologici e poi in quelli selvicolturali, con particolari riferimenti alle strutture dei popolamenti arborei conseguenti agli interventi selvicolturali realizzati.

La terza parte, infine, è riferita agli effetti della *Selvicoltura sistemica* nelle espressioni considerate della *foresta* di studio, prefigurando scenari di rilevante interesse scientifico e tecnico.

Systemic forest management for Southern Italy's numerous Mediterranean forest types

The contribution that this writer intends to present at the next *International Congress of Forestry* is made up of three distinct parts. The first is an analysis of the studies leading up to the proposals of *Systemic Forest Management* conducted by Ciancio e Nocentini, without which such proposals would not have been advanced at all or, if they had been, would have entirely lacked the logical and scientific support such management requires, as well as the ethical arguments needed for past and future forest management. The second part defines the numerous Mediterranean forest types in southern Italian regions, dominated by *Pinus halepensis* Miller, *Quercus ilex* L., *Q. cerris* L., *P. calabrica* Delam and *Fagus sylvatica* L..

Each of these is considered first from a phytosociological and typological point of view and then from a forestry management angle, with particular reference to the structures of the tree populations resulting from the management operations carried out.

The third and final part addresses the effects of *Systemic Forest Management* on the expressions considered in the study forest, offering scenarios of considerable scientific and technical interest.

CARBON ACCUMULATION OF NATURAL FOREST IN THE CENTRAL HIGHLAND OF VIETNAM

Nguyen Thi Hoai¹, Vien Ngoc Nam²

¹Nong Lam Univeristy - Ho Chi Minh City; nt.hoi@hcmuaf.edu.vn

²Linh Trung Ward, Thu Duc District, Ho Chi Minh City, Vietnam

Keywords: carbon storage, mixed forest, carbon pools, carbon dioxide sequestration.

The calculation of carbon for natural forest is the basic of payment for forest environmental service in Vietnam which is mentioned in programs of Reduce Emissions from Deforestation and forest Degradation (REDD).

The objectives of this study were to estimate the amount of carbon stocks retained within the forests of Bidoup Nui Ba national park.

Using the method based on the relationship between tree biomass and volume, diameter and wood density, the amount of the forest carbon accumulation was determined without falling trees.

Also, the above-ground biomass of each tree was calculated based on 61 species which have the highest important value index (IVI); from which to establish equation on the above ground biomass of the forest $AGB = 0.4691 \cdot \rho \cdot D_{1.3}^{2.295}$. Moreover, the study estimated the amount of carbon accumulation for natural forest types mixed coniferous and broadleaves for four carbon pools. Specifically, the above-ground carbon was 375.5 tons/ha; carbon below-ground plant was 86.07 tons/ha; carbon of litter fall to the forest floor was 5.52 tons/ha and soil carbon was 99.9 tons/ha.

The results indicated that this method can be applied to calculate biomass for the natural forest.

OZONE-INDUCED STOMATAL SLUGGISHNESS IS RELATED TO OZONE UPTAKE PER NET PHOTOSYNTHETIC RATE IN THREE TREE SPECIES IN CHINA

Yasutomo Hoshika¹, Giulia Carriero¹, Yulong Zhang², Zhaozhong Feng², Elena Paoletti¹

¹IPSP-CNR of Italy, Via Madonna del Piano 10, I-50019 Sesto Fiorentino, Italy

²State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences; hoshika0803@gmail.com

Keywords: tropospheric ozone, stomatal response, stomatal conductance, stomatal sluggishness.

We examined chronic ozone impacts on steady-state leaf gas exchange and dynamic stomatal response under severe water stress imposed by severing a leaf in three common tree species in China (*Ailanthus altissima*, *Fraxinus chinensis* and *Platanus orientalis*). Experiments were made in Changping near Beijing in China.

Seedlings of these species were grown in open-top chambers and were exposed to three levels of ozone (NF: non-filtered ambient air, NF+40: NF supplied with 40 nmol mol⁻¹ of ozone, NF+80: NF supplied with 80 nmol mol⁻¹ of ozone) during daytime. Leaf gas exchange rate was measured on fully expanded sun leaves (leaf order: 4th to 6th in a shoot) using a portable infra-red gas analyzer (Model LI-6400, Li-Cor instruments, Lincoln, NE, USA) from 8 to 14 August 2013.

When stomatal conductance reached to the equilibrium under constant light at 1500 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, we cut a leaf petiole to see dynamic stomatal response under severe water stress imposed by leaf excision.

Data were logged at 1 min intervals in the 30 min after cutting the leaf petiole.

The present study found that ozone exposure slowed stomatal response after leaf severing especially in *A. altissima* and *F. chinensis*.

The result highlighted that an efficient restriction of stomatal ozone flux by stomatal closure may reduce ozone-induced damage to stomatal control in *P. orientalis*.

The ozone-induced impairment of stomatal control was better explained by stomatal ozone flux per net photosynthesis rather than by stomatal ozone flux only. This suggests that the ozone-induced damage to stomatal control may result from not only a diffusion of ozone into a leaf, but also a capacity for biochemical detoxification capacity or repair.

STOMATAL OZONE FLUX-RESPONSE RELATIONSHIP FOR NET PHOTOSYNTHESIS IN POPLAR TREES TREATED WITH OR WITHOUT EDU

Yasutomo Hoshika¹, Sara Pignattelli¹, Giulia Carriero¹, Moreno Lazzara¹, ¹Paola Bartolini
Francesco Pecori¹, Elena Paoletti¹

¹IPSP-CNR of Italy, Via Madonna del Piano 10, I-50019 Sesto Fiorentino, Italy; hoshika0803@gmail.com

Keywords: tropospheric ozone, ethylenediurea (EDU), stomatal ozone flux, photosynthesis.

We investigated leaf gas exchange in an ozone-sensitive poplar clone (Oxford clone, *Populus maximoviczii* Henry × *berolinensis* Dippel) after 6-year treatment with ozone-protectant ethylenediurea (EDU) or with only water (WAT) under field conditions. We measured seasonal course of leaf gas exchange rate in sun leaves with same leaf age from June to October 2013. And the intercellular CO₂ concentration-response curve of the net photosynthetic rate (A-Ci curve) in the sun leaves were determined in October 2013. Parameterization of the multiplicative stomatal conductance model was carried out to estimate stomatal ozone flux for both EDU and WAT treatments. We then analyzed the stomatal ozone flux-response relationship for net photosynthetic rate. It appears that the relationship between stomatal ozone flux and photosynthesis was modified by EDU. A decrease in light-saturated net photosynthetic rate of WAT treated plants (-12% compared to EDU plants in October 2013) was found with increasing stomatal ozone flux. The difference in photosynthetic traits between WAT and EDU plants was mainly due to the increase of dark respiration rate in WAT plants. Based on the analysis of A-Ci curve, also maximum carboxylation capacity (V_{cmax}) tends to be lower in WAT plants compared to EDU plants. The higher rate of dark respiration rate in WAT plants may be due to detoxification involving reactive oxygen species (ozone or other oxidative stress), and/or repair of damaged tissues. WAT plants may need higher investment of photosynthates to repair and detoxification.

CLINAL VARIATION AND THE GENETIC BASIS OF ADAPTIVE TRAITS IN TREES

Martin Lascoux¹

¹Uppsala University, Sweden

Identifying the loci underlying the variation in quantitative traits and detecting the selection acting on them remains, to this day, one of the main challenges in biology. Genome wide association studies (GWAS) have become the main approach to identify the genetic factors controlling complex traits. Limitations of GWAS have, however, started to become evident and different strategies have been offered to alleviate those. In particular, GWAS have limited power unless very large datasets are used. They therefore remain prohibitively expensive, and often not so informative, for non-model organisms with limited or nascent genome resources such as forest trees. So, at least in the short term, a more targeted strategy, combining common gardens, population genetics, physiological and expression studies of candidate genes remains a very fruitful alternative. We will illustrate this with recent studies of clinal variation in phenological traits in forest trees, with special focus on boreal conifers, oaks and poplars.

RELAZIONI TRA STRUTTURA FORESTALE, INDICATORI DI NATURALITÀ E FAUNA SAPROXILICA: UN CASO STUDIO NELL'ABETINA DI "ABETI SOPRANI" (MOLISE)

Fabio Lombardi¹, Francesco Parisi², Andrea Sciarretta², Alessandro Campanaro³
Roberto Tognetti^{1,4}, Gherardo Chirici¹, Pasquale Trematerra², Marco Marchetti¹

¹Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Pesche, Italy; fabio.lombardi@unimol.it

²Dipartimento Agricoltura, Ambiente e Alimenti, Università degli Studi del Molise, Campobasso, Italy

³Centro Nazionale Biodiversità Forestale "Bosco Fontana" di Verona, Corpo Forestale dello Stato, Verona, Italy

⁴The EFI Project Centre on Mountain Forests (MOUNTFOR), Edmund Mach Foundation, San Michele all'Adige, Italy

Parole chiave: *Abies alba* Mill., caratteristiche strutturali, necromassa, microhabitat, organismi saproxilici.

Keywords: *Abies alba* Mill., forest structural features, deadwood, microhabitat, saproxyls.

La struttura forestale, la presenza del legno morto e l'occorrenza di microhabitat sono fattori chiave nell'ottica della conservazione della biodiversità in foresta. In questo studio vengono descritte le principali caratteristiche strutturali di un

popolamento forestale dominato dall'Abete bianco, l'abbondanza del legno morto ed il ruolo di questi parametri nell'influencare la presenza ed abbondanza di insetti saproxilici, ma anche la presenza dei microhabitats ed una loro eventuale differenziazione. Le attività sono state realizzate presso l'abetina di "Abeti Soprani", localizzata nel territorio dell'Alto Molise, in provincia di Isernia. L'area forestale, di elevata valenza ecologica, è caratterizzata da un popolamento relitto di abete bianco sopravvissuto all'ultima era glaciale, aree forestali che un tempo caratterizzavano l'arco Appenninico, ma che oggi sono ridotte a pochi lembi localizzati in aree ancora microclimaticamente favorevoli. È stato quindi pianificato un campionamento sistematico allineato su un'area di circa 240ha, materializzando 50 punti di campionamento di 530 m², in cui è stata quantificata e descritta la struttura forestale e l'occorrenza del legno morto nelle sue diverse componenti (alberi morti a terra, in piedi, snags, ceppaie, e frammenti grossolani al suolo). Negli stessi plots, sono state posizionate trappole a caduta ed eclettori sul legno morto a terra, questi ultimi utili a quantificare e caratterizzare la successione degli insetti saproxilici nei diversi stadi di decadimento del legno morto. La fauna saproxilica è stata controllata nell'ambito della stagione estiva-autunnale del 2012, con cadenza bisettimanale. Inoltre, sono state censite ventitre tipologie di microhabitats, occorrenti sia su alberi vivi che sul legno morto, come ad esempio cavità lungo il fusto, ceppaie sradicate o con accumuli di acqua, chiome lesionate, fratture nel fusto. I risultati hanno evidenziato relazioni significative tra l'abbondanza del legno morto e la diversificazione saproxilica, mostrando anche i differenti ruoli che il legno morto può svolgere in relazione allo stato di decadimento. La struttura forestale e la presenza di gaps favoriscono inoltre la diversificazione saproxilica, mentre la presenza di microhabitats si correla ad una disomogeneità strutturale del popolamento. I risultati ottenuti evidenziano come sia indispensabile integrare gli attuali sistemi di inventariazione forestale con l'ausilio di nuovi indicatori che possano descrivere più compiutamente i molteplici aspetti di un popolamento forestale, nell'ottica di una gestione attenta al ruolo multifunzionale delle foreste ed ai servizi ecosistemici ad esse connesse.

Forest structure, indicators of naturalness and saproxylic fauna: a case study in the "Abeti Soprani" silver fir forest (Molise)

The conservation of biological diversity has become one of the important goals of managing forests in an ecologically sustainable way. The relationships between potential forest structural indicators and biodiversity are not well established. Carefully designed studies are required to test relationships between the presence and abundance of potential indicators and the maintenance of critical ecosystem processes in forests. In this study, forest structure, deadwood amounts and microhabitats occurrence were considered indicators for conservation issues at stand level. We described the stand structural attributes, deadwood characteristics and microhabitats occurrence, evaluating their role on the abundance, distribution and diversity of saproxylic beetle fauna. The study was realized in Central Apennines (Italy), in a silver fir stand that has been unmanaged since several decades. A systematic aligned sampling method was realized on 240 ha, examining 50 plots of 530 square meters each. Data were collected to assess forest structural parameters and deadwood volumes, and the relative abundance of different deadwood components in decay classes. Saproxylic beetles were sampled using window flight traps and emergence traps, with the aim of obtaining data on abundance and species richness at plot level and dead wood level. The heterogeneity in types and frequency of microhabitats, and the link between structure-based indicators and saproxylic species were also analyzed. Geostatistical analyses were conducted in order to highlight the spatial variability of the parameters investigated and the beetle pattern distributions. Results showed how the saproxylic community is influenced by the deadwood amounts, size and decay, but also by the forest complexity and microhabitats presence. Gaps dynamics and natural disturbances had effects on deadwood amounts and microhabitat abundances in this unmanaged forest stand, that were significantly higher than in managed and structurally simplified forest stands. With the aim of describing the complex saproxylic ecological network, the species of beetles were classified according to the type of interactions with wood and other insects and to trophic guilds. The results implied the importance of deadwood traits and microhabitat amounts as monitoring tools for assessing and forest attributes for preserving biodiversity in these forests. New indicators, such as microhabitats, should be implemented in the traditional forest inventory approaches as a measure of nature conservation. Finally, in order to preserve biodiversity, forest management should reproduce certain environmental characteristics of unmanaged forest in managed forests through the conservation of diverse stand structure and species composition, and increasing deadwood amounts.

FOREST WATER-USE EFFICIENCY. ACCLIMATION TO CLIMATE AND GLOBAL CHANGE, INTERACTIONS WITH FOREST MANAGEMENT

Federico Magnani¹

¹University of Bologna, Italy

Forests cover over 30% of Italy and are estimated to sequester about 10 Mt C yr⁻¹ in their biomass alone, countering the effects of anthropogenic C emissions; forest growth also provides a sustainable source of timber and bioenergy.

At the same time, forests use a sizeable fraction of available water resources; the resulting tradeoff can be partly analyzed in terms of forest intrinsic water-use efficiency, as directly measured or estimated from C isotope discrimination. Several studies have documented a substantial increase in the water-use efficiency of temperate and boreal/alpine forests over recent decades, which has been attributed to the combined effects of increasing atmospheric CO₂ concentration, temperature and precipitation changes, and atmospheric N deposition. However, water-use efficiency is also known to be affected by tree age, as modulated by forest management. Such changes overlap in time with the co-occurring effects of Climate and Global Change, making it difficult to partition them and forecast their future development.

In the present study, available evidence of the effects of Climate- and Global Change components on forest water-use efficiency will be reviewed. Results from a recent diachronic study on a *Pseudotsugamenziensis* chronosequence in the Central Apennines will be used to discriminate between age- and Global Change effects, resulting in a more reliable prediction of future changes in forest water use in the coming century. The implications for forest growth water availability for alternative uses will be finally discussed

FUNCTIONAL RESPONSES AND MANAGEMENT STRATEGIES OF WOODLANDS AND FORESTS IN RELATION TO VULNERABILITIES CAUSED BY INCREASED DROUGHT RISKS

Maurizio Mencuccini¹

¹University of Edinburgh, U.K.

In the last ten years, there has been a sharp increase in the research effort dedicated to understanding the impacts of changes in rainfall regimes on the ecology and management of forests. In parts of the Mediterranean and of several other drought-prone regions of the world, episodes of defoliation and increased mortality have been noted and often attributed to periods of intense heat coupled with long and severe droughts. A few important physiological and ecological processes have been identified that may contribute to identify the proximal causes of these phenomena. In addition to changes in rainfall regimes and other factors contributing to global change, more distal processes have also been identified, such as the progressive densification of forests, the effects of past fire suppression practices and the logging of old-growth forests that also help to explain the current evolution of forests in drought-prone regions. Management strategies based on intense thinning, controlled ground fires and planting of drought-resistant genotypes have also been proposed. I will focus on these themes with examples taken from various forests and ecosystems where the scientific community has worked in recent years.

EFFETTO DELLE DEPOSIZIONI AZOTATE SULLE CARATTERISTICHE STRUTTURALI E FUNZIONALI DI UN ECOSISTEMA FORESTALE IN TRENTINO - ALTO ADIGE: UN APPROCCIO MULTIDISCIPLINARE

Pietro Panzacchi^{1,2,3}, Maurizio Ventura¹, Camilla Wellstein¹, Sergio Angeli¹, Lorenzo Brusetti¹, Luigimaria Burruso¹, Sara Casagrande¹, Francesca Scandellari¹, Stefan Zerbe¹, Giustino Tonon¹

¹Facoltà di Scienze e Tecnologie, Libera Università di Bolzano, Bolzano (Italia); pietro.panzacchi@unibz.it

²Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Italy

³MOUNTFOR Project Centre, European Forest Institute, San Michele all'Adige (Trento), Italy

Parole chiave: deposizione azotata, crescita delle foreste, rovere, multidisciplinarietà.

Keywords: nitrogen deposition, forest growth, sessile oak, multidisciplinary approach.

L'aumento della produttività primaria netta (PPN) dei boschi temperati e boreali osservato negli ultimi decenni sia in Europa che in Nord America è stato messo in relazione al cosiddetto Cambiamento Globale causato dall'effetto delle attività antropiche sulla concentrazione atmosferica dei gas serra e sui cicli biogeochimici dei principali elementi. Il ruolo svolto dalle deposizioni azotate nel determinare tale incremento non è stato del tutto chiarito. A livello europeo i siti sperimentali di concimazione azotata a lungo termine sono pochi e concentrati principalmente in boschi di conifere nell'emisfero boreale. L'eterogeneità degli approcci metodologici nelle stime della crescita e la prevalente applicazione

di azoto (N) direttamente al suolo ha spesso portato a risultati contrastanti. È risaputo che a livello del suolo le piante subiscono la competizione della comunità microbica nei confronti del N disponibile, e che in natura buona parte delle deposizioni azotate vengono trattenute e assorbite dalla pianta a livello di chioma. Per studiare l'effetto a breve e lungo termine delle deposizioni azotate sulle foreste decidue dell'arco alpino, è stato istituito un sito sperimentale in un querceto mesofilo di rovere (*Quercus petraea*) situato presso Monticolo, in provincia di Bolzano. Nove aree circolari di 12 m di raggio sono state individuate, tutti gli alberi all'interno sono stati cartellinati e specie, diametro ed altezza sono stati registrati. A partire dalla primavera 2015, tre aree saranno trattate con una soluzione di NH_4NO_3 applicata al suolo, tre con la medesima soluzione applicata sopra chioma, tre solo con acqua e serviranno da controllo. Le applicazioni saranno ripetute 5 volte nell'arco della stagione vegetativa. A livello di soprassuolo arboreo, verrà stimata la PPN attraverso la quantificazione delle variazioni annuali di carbonio (C) nelle componenti ipogee ed epigee. La stima delle variazioni negli stock di C nel suolo (lettiera e sostanza organica) permetterà di calcolare la produttività netta dell'ecosistema (PNE). L'uso dell'isotopo stabile ^{15}N come marcatore renderà possibile ottenere un bilancio del N nel sistema, fornendo indicazioni sul comportamento dispersivo o conservativo del ciclo di questo elemento nell'ecosistema. Campioni di chioma verranno presi nell'arco dell'anno per stabilire gli effetti delle deposizioni sulla struttura delle comunità batteriche nella fillosfera tramite estrazione e quantificazione del DNA genomico e l'utilizzo di tecniche di fingerprinting e analisi biomolecolari. A livello di sottobosco, la composizione specifica e le caratteristiche funzionali di alcune specie vegetali selezionate, verranno monitorate nell'arco dell'esperimento in modo da evidenziare eventuali adattamenti alle nuove condizioni edafiche prodotte dalla concimazione azotata. Verranno inoltre inventariate le principali specie di insetti terrestri presenti ponendo speciale attenzione alle specie sensibili ai cambiamenti ambientali e ai microartropodi del suolo. A livello di microsfera verrà studiato il grado di micorrizzazione degli apparati radicali in funzione della concimazione azotata. L'approccio multidisciplinare permetterà di chiarire le interconnessioni fra le varie componenti dell'ecosistema e i meccanismi di adattamento alle nuove condizioni ambientali. L'attività illustrata in questo poster verrà svolta nell'ambito di tre progetti finanziati dalla Provincia Autonoma di Bolzano e dalla Libera Università di Bolzano /Bozen (NITROFOR, MICRONITRAIR, MULTFOR).

Effect of nitrogen deposition on structural and functional characteristics of a forest ecosystem in Trentino-Alto Adige: a multidisciplinary approach

An increase of Net Primary Productivity (NPP) has been reported in last decades in temperate and boreal forests both in Europe and Northern America. This has been related to the so called Global Change caused by the human-induced modifications to the atmospheric concentration of greenhouse gasses and to biogeochemical cycles. The role played by nitrogen (N) depositions on the observed NPP increases is still debated. In Europe, long-term N addition experiments are scarce and mainly located in boreal conifer forests. Moreover, different methodological approaches in NPP estimates and the prevalent application of N fertilizers directly to the soil led to contrasting results. It is well established that in the soil there is high competition between plants and microbes for available N, and that a large amount of N from atmospheric depositions is directly absorbed by tree canopies. An experimental site has been established in a sessile oak (*Quercus petraea*) stand near Monticolo in the province of Bolzano (Italy) to study the short- and long-term effect of N depositions on deciduous forests in the Alpine region. Nine circular experimental plots (12 m radius) have been marked and every tree inside each plot has been measured (height, diameter at breast height) and tagged. Starting from spring 2015, a N manipulation experiment will be started by fertilizing 3 plots with a NH_4NO_3 solution applied to the soil and 3 plots with the same solution applied to the canopies. The remaining 3 plots will be used as unfertilized controls where only water will be added. The N application will be repeated 5 times during the growing season. The NPP of the forest stand will be estimated by measuring annual carbon (C) changes in above- and below-ground trees biomass, while the quantification of changes in soil C stocks will allow to estimate the Net Ecosystem productivity (NEP). By using the ^{15}N stable isotope as a tracer, a complete N balance will be obtained and the conservative or dispersive behaviour of N cycle will be assessed. Tree canopies will be sampled during the growing season to characterize the bacterial community in the phyllosphere by extraction and quantification of total genomic DNA and by studying the community structure with fingerprinting techniques and biomolecular analyses. Specific composition and functional characteristics of selected species of the understory will be monitored in the short and long term in order to stress plant functional plasticity and the impact of the N manipulation on biodiversity. An inventory of the main insect species present at the site will be carried out and the dynamic of the environmental sensitive species of insects and soil microarthropods will be studied. Regarding fungi, the proportion of tree roots symbiotic with mycorrhizal fungi and the density of mycorrhizal tips will be estimated and related to N fertilization. This multidisciplinary approach will allow to clarify the connections between ecosystem's compartments and the mechanisms underlying the adaptation to the modified environmental conditions. The present poster describes the activity that will be carried out in three different projects funded by the Autonomous Province of Bolzano and from the Free University of Bolzano/Bozen (NITROFOR, MICRONITRAIR, MULTFOR).

STATO ENERGETICO E CAPACITÀ ANTIOSSIDANTE IN SEMI RECALCITRANTI DI LECCIO (*QUERCUS ILEX* L.) CONSERVATI IN SACCHETTI DI POLIETILENE

Sergio Pasquini¹, Michela Mizzau², Elisa Petrusa², Enrico Braidot², Sonia Patui²
Fabio Gorian¹, Maurizio Lambardi³, Angelo Vianello²

¹Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale, Peri (VR); utbverona.protocollo@gmail.com

²Dipartimento di Scienze Agrarie ed Ambientali, sezione di Fisiologia vegetale, Udine

³Istituto per la valorizzazione del legno e delle specie arboree (IVALSA), CNR, Sesto fiorentino (FI)

Parole chiave: antiossidanti, etilene, leccio, conservazione.

Keywords: antioxidant, ethylene, holm oak, storage.

Il leccio (*Quercus ilex* L.) costituisce una tipica specie recalcitrante dell'area mediterranea che si caratterizza per una debole dormienza e per una spiccata sensibilità alla disidratazione nei semi. Per descrivere e comprendere meglio i meccanismi fisiologici e biochimici che sottostanno a queste peculiarità, sono stati misurati nel corso della conservazione alcuni parametri tecnologici e biologici. I semi, mantenuti in condizioni di elevata umidità e bassa temperatura, sono stati conservati secondo le usuali metodiche in bidoni riempiti con torba umida per un intero anno. Tale modalità è stata confrontata con una soluzione che prevedeva l'uso di sacchetti in polietilene. L'accorgimento adottato ha consentito di mantenere un livello accettabile di germinazione per un periodo superiore di circa 3 mesi rispetto al controllo e di rallentare il deterioramento del seme grazie a un miglior controllo dei danni provocati dal metabolismo ossidativo. La barriera costituita dal film plastico ha infatti limitato gli scambi gassosi, prevenendo le alterazioni dovute a una respirazione troppo elevata e alla liberazione di H₂O₂. L'ambiente ipossico ha mantenuto un miglior equilibrio ossidoriduttivo, preservando il contenuto di glutathione ridotto e di ATP. La conservazione nei sacchetti ha inoltre favorito l'accumulo di etilene nell'atmosfera di stoccaggio e ha abbassato le attività metaboliche dei semi, nonostante il loro intrinseco stato di debole dormienza. Un'appropriata modulazione di questi fattori biologici potrebbe consentire il prolungamento del periodo di conservazione in semi recalcitranti.

Energetic status and antioxidant capacity in recalcitrant seeds of holm oak stored in polyethylene bags

Holm oak (*Quercus ilex* L.) is a typical recalcitrant species in the Mediterranean area, which is characterized by a weak dormancy and a marked sensitivity to dehydration in seeds. In order to describe and better understand the physiological and biochemical mechanisms underlying this behaviour, some technological and biological parameters were measured during storage. The seeds were kept in conditions of high humidity and low temperature, and stored for an entire year according to the usual protocol in bins filled with moist peat.

This method was compared with an alternative solution, providing the use of polyethylene bags. The adopted device allowed to maintain an acceptable level of germination for a 3 month-longer period with respect to the control. In addition, bag conservation slowed down the deterioration of the seed, limiting the damages caused by oxidative metabolism. The barrier formed by the plastic film actually restricted the gas exchange, thus preventing deterioration due to high respiration rate and to the release of H₂O₂. The hypoxic environment maintained a better redox balance (poise) and preserved reduced glutathione and ATP content. Seed conservation into bags facilitated also the accumulation of ethylene in the storage atmosphere and lowered the metabolic activities of the seeds, despite their intrinsic weak state of dormancy.

Appropriate modulation of these biological factors may allow a longer storage period in the case of recalcitrant seeds.

RICOLONIZZAZIONE IN ALTITUDINE DI *PINUS NIGRA* NELL'APPENNINO CENTRALE: DINAMISMI PREPARATORI ALL'INNALZAMENTO DELLA *TREELINE*?

Alma Piermattei¹, Matteo Garbarino¹, Francesco Renzaglia¹, Carlo Urbinati¹

¹Università Politecnica delle Marche, D3A, Ancona; alma.piermattei@univpm.it

Parole chiave: pino nero, anelli legnosi, IADF, cambiamenti climatici.

Keywords: European black pine, tree rings, IADF, climate change.

In Italia gran parte degli studi sulle dinamiche della *treeline* sono stati condotti in ambiente alpino. Pochi sono invece quelli inerenti cenosi appenniniche, dove l'influenza sinergica dei disturbi naturali e antropici è stata decisamente più accentuata. Negli Appennini l'attuale *treeline* è caratterizzata prevalentemente da cenosi di faggio, situate tra 1500 m e

1900 m slm. Alcuni studi hanno evidenziato una notevole stazionarietà spatio-temporale delle faggete nel settore centrale ed un maggiore dinamismo di formazioni arbustive. Nell'Appennino centro-meridionale le cenosi naturaliformi con *Pinus mugo*, *P.laricio*, *P.leucodermis* appaiono più dinamiche. Tale fenomeno trova analogie nelle zone calcaree dell'Appennino centrale con la diffusione spontanea di individui di *Pinus nigra* sopra l'attuale limite superiore del bosco, spesso ma non solo, a partire da rimboschimenti di protezione.

La ricolonizzazione di pino nero in ecotoni di *treeline* è stata analizzata in 5 siti dell'Appennino centrale lungo un gradiente Nord-Sud di circa 170 km compreso fra Marche e Abruzzo. Obiettivi dello studio sono: i) individuare possibili pattern comuni nell'assetto fisionomico-strutturale e nei dinamismi di diffusione del pino nero; ii) datare accuratamente l'insediamento degli individui arborei; iii) determinare l'influenza dei principali fattori climatici nel processo ricolonizzativo. Globalmente sono stati censiti oltre 900 individui arborei di pino nero, tutti localizzati al di sopra della *treeline* attuale fino alla massima altitudine possibile. E' stata rilevata la loro posizione mediante GPS e sono stati misurati il diametro del fusto, l'altezza totale, gli accrescimenti longitudinali ed altri caratteri fisionomici e del contorno microstazionale. Da ogni fusto è stata anche prelevata una carota basale per la determinazione dell'età cambiale, accrescimento radiale e individuazione di fluttuazioni intra-annuali di densità (IADF). Carote legnose sono state estratte anche da 20 individui arborei adulti per ogni sito al limite esterno dei rimboschimenti presenti di pino nero per stabilire la sensibilità climatica della specie. Con l'analisi multivariata (PCA), univariata e dendroecologica sono state esplorate rispettivamente le correlazioni fra i diversi attributi strutturali degli alberi, le relazioni fra incrementi radiali e longitudinali e l'influenza di temperature e precipitazioni mensili sull'accrescimento e la formazione delle IADF.

Gran parte dei pini è ubicata ad altitudini elevate e i loro caratteri fisionomico-strutturali sono molto simili nei cinque siti, nei quali il processo ricolonizzativo sembra essere iniziato fra 30 e 40 anni fa con picchi di frequenza e dinamismi di accrescimento sincroni.

Il pino nero è particolarmente sensibile alle temperature massime estive periodo in cui si formano preferenzialmente anche le IADF, il cui acme di frequenza è avvenuto nel 2003 e 2004. Il processo ricolonizzativo del pino nero, sebbene le differenze nei caratteri ambientali e nell'uso del suolo pregresso dei cinque siti, appare sincronico e spazialmente disperso. Simili dinamismi di accrescimento e adattamento della specie al riscaldamento climatico sono segnali che potrebbero preludere ad un futuro innalzamento del limite superiore del bosco.

High altitude encroachment of *Pinus nigra* in central Apennines: a natural process preparing a treeline upshift?

Most of the studies on treeline dynamics in Italy have been conducted in the Alps. Only a few ones concern the Apennines where stronger is the synergic influence of natural and anthropic disturbance. In the Apennines the current treeline is usually formed by beech forests located between 1500 and 1900 m asl. In central Apennines some studies have proved that these forests feature a spatiotemporal stationarity, whereas shrubs community are more dynamic, as well as treeline ecotones with *Pinus mugo*, *Pinus laricio*, *Pinus leucodermis* in southern Apennines. This process finds its analog in several limestone slopes of central Apennines where we observed a natural encroachment of *Pinus nigra* trees above the current treeline, especially where pine plantations have been created for soil erosion control.

This process occurred at increasing elevation and was analyzed at five treeline ecotones in central Apennines (Italy). The study sites are located along a 170 km North-South gradient across Marche and Abruzzo regions in Central Italy. The aims of this study were: i) to detect possible common patterns of structural attributes of black pine regeneration at the treeline ecotones; ii) to date the germination of encroached trees; iii) to assess the climate influence on the pine upward encroachment process also using intra-annual density fluctuations (IADFs) in tree-rings. We sampled over 900 encroached black pine trees above the current treeline to the mountain tops. All individuals were mapped and their basal stem diameter, total height, annual height increments and other structural attributes measured. One increment core was extracted from stem base of most samples for cambial age determination and detection of intra-annual density fluctuations (IADF). At two sites we also extracted cores at DBH from forest trees to assess climate-growth relationships of black pine. We used multivariate analysis (PCA) to explore the correlation structure of the main tree attributes, regression analysis to relate radial and height increment and dendroclimatic analysis to assess the influence of climate on tree growth and IADF formation. Most black pine trees were located at high altitude and their structural attributes were similar at the five sites, where the pine encroachment process started between 30 and 40 years ago featuring similar germination peaks and growth patterns. Black pine is particularly sensitive to maximum temperatures and IADF occurred in mid-late summer with highest frequency peaks between 2003 and 2004. The pine encroachment process, besides the differences of environmental features and land use histories of the four study sites, appears synchronic and spatially diffused. The consistent tree-growth dynamics and the species adaptation to a warming climate are signals envisaging a possible treeline upward shift.

COMPORTAMENTO ECOFISIOLOGICO DELLA QUERCIA DA SUGHERO IN CONDIZIONI NATURALI

Costantino Sirca^{1,2}, Michele Salis^{1,2}, Gonaria Bosu¹, Donatella Spano^{1,2}

¹DIPNET, Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio, University of Sassari, Sassari, Italy

²Centro Euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici (CMCC), IAFENT Division, Sassari, Italy

Parole chiave: sughera, Mediterraneo, fotosintesi netta, potenziale idrico.

Keywords: ecophysiology, Mediterranean, net photosynthesis, water use efficiency.

La quercia da sughero (*Quercus suber* L.) trova un areale di naturale diffusione in Sardegna (IT), dove rappresenta circa il 90% della superficie totale nazionale. Spesso le foreste di sughera occupano suoli relativamente poveri e poco profondi che, in concorso con le condizioni climatiche dell'isola, creano le condizioni per periodi di carenza idrica spesso prolungati, in particolare nella stagione estiva. In questo lavoro vengono mostrati i risultati del monitoraggio degli andamenti giornalieri e stagionali del potenziale idrico xilematico e degli scambi gassosi della quercia da sughero in condizioni naturali in due areali di tradizionale presenza in Sardegna. Le misure sono state effettuate nel periodo 1999-2004, su piante adulte. La dinamica giornaliera del potenziale idrico ha mostrato, in tutte le stagioni, un abbassamento dei valori durante le ore centrali della giornata rispetto alle misure effettuate prima dell'alba, con una capacità di recupero da parte delle piante nel pomeriggio. A scala stagionale i valori di potenziale idrico sono decresciuti progressivamente dall'inverno all'estate e talvolta anche all'autunno. La specie ha mostrato una buona capacità di modulazione del potenziale idrico, specialmente nei periodi di carenza idrica, durante i quali si sono ridotte sensibilmente le differenze tra i valori misurati prima dell'alba e quelli misurati nelle ore più calde della giornata. Gli scambi gassosi assumono una caratteristica dinamica giornaliera in tutte le stagioni, col tasso fotosintetico netto che mostra i valori più elevati al mattino, dopo il raggiungimento di un'adeguata intensità luminosa, mentre la conduttanza stomatica e il tasso traspirativo sono generalmente più alti nelle ore centrali della giornata.

L'analisi dei dati ha evidenziato come la depressione del tasso di fotosintesi netta nelle ore centrali della giornata non sia una conseguenza diretta della chiusura stomatica ma sembra piuttosto dovuta alla riduzione dell'efficienza fotosintetica in questa parte della giornata rispetto al mattino.

La sughera ha confermato di possedere un'alta efficienza del proprio sistema vascolare e meccanismi di adattamento alle condizioni ambientali che consentono di fissare grandi quantità di carbonio con quantità limitate di acqua.

Gas exchange and water potential monitoring in cork oak trees under natural conditions

Cork oak forests (*Quercus suber* L.) have a natural diffusion range in Sardinia (IT), where they cover about 90% of the total national area. Frequently, the cork oak forests occupy relatively poor and shallow soils which, together with the climatic conditions of the island, can often create conditions for prolonged periods of water scarcity, especially during summer. Several Authors linked the water stress of cork oak trees to the cork oak decline, a disease due to endophytic fungal pathogens.

In this paper we present the results of monitoring daily and seasonal patterns of xylem water potential and gas exchange of naturally grown cork oaks in two main study sites in Sardinia. The measurements were carried out during the period 1999-2004, on adult plants.

The daily water potential dynamics showed, along the year, a decrease during the hottest hours of the day as compared to pre-dawn measurements, and a recovering capacity in the afternoon. At a seasonal scale, water potential values decreased gradually from winter to summer and sometime to fall. Cork oaks have shown a good modulation capacity of water potential, especially in periods of water scarcity, during which the differences between the values measured before dawn and those measured during the hottest hours of the day decreased significantly. Leaf gas exchanges follow a typical daily pattern, with the net photosynthetic rate showing the highest values in the morning, after adequate sunlight intensity has been reached, whereas stomatal conductance and transpiration rates are generally higher in the middle of the day.

The data analysis suggests that the depression in net photosynthesis rate in the hottest hours of the day is not a direct consequence of stomatal closure, but it is rather due to the reduction in photosynthetic efficiency in this part of the day. Cork oaks proved to have highly efficient vascular system and adaptation mechanisms to the environmental conditions that allow for fixing high amount of carbon using limited water resources.

MOLECULAR SIGNATURES OF CLIMATE ADAPTATION IN MEDITERRANEAN CONIFERS

Giovanni Giuseppe Vendramin¹

¹IBBR, CNR, Italy

Understanding range-wide patterns and interactions among environments, demography and evolution is essential in the face of impending climate change. Species from the Mediterranean Basin, inhabiting highly heterogeneous environments, are particularly at risk because of the predicted increase in aridity and recent land-use change in this area, which fosters fragmentation.

Conifers are ecologically and economically important tree species and it is hence of great interest to assess their adaptive potential to foreseen climate changes. In this talk, we review our studies on population genomics and association genetics in maritime and Aleppo pines, two relevant elements of Mediterranean landscapes. In maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton), 17 SNPs (Single Nucleotide Polymorphisms) were found to be strongly correlated with climate, once population genetic structure was removed from environmental association models. The utility of these SNPs to predict climate maladaptation of forest stands was further tested in a common garden showing that genetic distance to optimal allele frequencies resulted in reduced survival.

At the same time, some of these loci were correlated with both fire-related and drought traits using association genetic approaches. In Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller), we are studying the genetic signatures of range expansions, from refugia populations in Turkey and Greece towards its large western Mediterranean distribution. This species showed signatures of selection while expanding its range in a previous study based on drought-response candidate genes. However, new SNP data showed signals of recurrent bottlenecks in the colonized range and 'gene surfing' in the expanding wave of colonization appears now as a feasible alternative explanation.

These studies at large spatial scales are accompanied by research at local scales aiming at detecting the role of micro-environmental variation in creating and maintaining genetic diversity within populations. The combination of approaches and spatial scales gives an integrated view to understand the quantitative genetic and molecular mechanisms responsible for adaptation as well as the drivers of selection (both climatic and ecological) in Mediterranean conifers. Furthermore, it will also provide a basis to identify population differences that may help the species to survive future environmental changes, as well as insights on optimal management strategies for the future European forests.

MONITORING OF GENETIC DIVERSITY - AN EARLY WARNING SYSTEM TO AID THE ASSESSMENT OF A SPECIES RESPONSE TO ENVIRONMENTAL CHANGE AT A LONG-TERM TEMPORAL SCALE

Marjana Westergren¹, Gregor Božič¹, Monika Konnerth², Barbara Fussi²
Filippos Aravanopoulos³, Hojka Kraigher¹

¹Slovenian Forestry Institute, Ljubljana; marjana.westergren@gozdis.si

²Bavarian Office for Forest seeding and planting, Teisendorf (Germany)

³Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki

Keywords: monitoring, genetic diversity, indicator, LIFE GENMON.

Forest conservation and sustainable use of the multitude of forest functions in natural and managed forests are the main goals of monitoring programmes in forest ecosystems at the national and international level. Yet, the genetic aspect as a basis of biological diversity has been neglected in all forest monitoring programmes to date. As sustainable forest management is based on the long-term adaptability of forest ecosystems and starts at the lowest, namely the gene level, forest genetic monitoring (FGM) is a crucial component of any sustainable forest management because it gives a possibility to detect potentially harmful changes of forest adaptability before they are seen on higher levels. A new LIFE+ project LIFE for European Forest Genetic Monitoring System (LIFE GENMON) that aims to design such a monitoring system on a transect spanning from Bavaria to Greece started in July 2014 and will last until 2020. Forest genetic resources face a large number of increasing threats.

By introducing genetic monitoring into conservation programmes and sustainable forest management one has the tool in hand to assess information on relevant changes of a species and/or populations' adaptive and neutral genetic variation

through time. In fact, genetic monitoring can be based on indicators and their verifiers in order to serve as an early warning system to aid the assessment of a species response to environmental change at a long-term temporal scale.

The aims of the project are:

- To define optimal indicators and verifiers for monitoring of genetic diversity changes in time across a transect from Bavaria to Greece for two selected target species, a stand forming broadleaf and a stand forming coniferous species
- To prepare guidelines for forest genetic monitoring for these two and additional five forest trees species, which differ in their biology and distribution, for implementation of FGM at a national, regional and EU scale
- To prepare a Manual for Forest Genetic Monitoring for implementation at the EU level
- To prepare a Decision support system for an optimal choice of the level of FGM based on needs and means
- To organize series of workshops / trainings for the forestry sector to be capable of implementing FGM according to standardized procedures in their territories
- To prepare background professional documents / guidelines for policy makers at the national, regional and the EU level for supporting development of possible new regulations at the national level, the FOREST Europe process and future European Forestry and Biodiversity Conservation policies and strategies
- To disseminate the information about FGM and sustainable forest management among different target audiences and stakeholders
- To establish a well-functioning internationally linked team of forestry professionals working in and for FGM.

IMPACTS OF SOIL MOISTURE ON DE-NOVO MONOTERPENE EMISSIONS FROM EUROPEAN BEECH, HOLM OAK, SCOTS PINE, AND NORWAY SPRUCE

C. Wu¹, I. Pullinen¹, S. Andres¹, G. Carriero², S. Fares³, H. Goldbach⁴, L. Hacker¹, T. Kasal⁵, A. Kiendler-Scharr⁴, E. Kleist¹, E. Paoletti², A. Wahner¹, J. Wildt⁵, T.F. Mentel¹

¹Institut für Energie und Klimaforschung, Jülich, Germany; c.wu@fz-juelich.de

²IPSP-CNR, Institute for Sustainable Plant Protection, Sesto Fiorentino, Italy; carriero@ipp.cnr.it

³Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura (CRA), Research Centre for the Soil-Plant System, Rome, Italy

⁴Department of plant nutrition, INRES, Universität Bonn, Bonn, Germany

⁵Institut für Bio- und Geowissenschaften, Jülich, Germany

Keywords: soil water content, monoterpene emission, drought stress, boreal and temperate forests.

Biogenic volatile organic compounds (BVOC) are important atmospheric trace gases. They are released from plants into the surrounding atmosphere and are involved in photochemical ozone and particle formation. For this reason BVOC impact the oxidation capacity of the troposphere. The release of BVOC is frequently associated with a range of biotic and abiotic stress factors. On a quantitative basis, the most important BVOC are isoprenoids such as isoprene and monoterpenes. Isoprene and monoterpene emissions from trees originate from the synthesis of complex molecules from simple molecules (*de-novo* biosynthesis) in a light- and temperature-dependent manner and environmental conditions can have a strong influence on their biosynthesis. For this reason, impacts of soil moisture on *de-novo* monoterpene (MT) emissions from Holm oak, European beech, Scots pine, and Norway spruce were studied in the laboratory. The results showed that mild drought caused only slight increases of MT emissions. The increases were explainable by increasing leaf temperature due to lowered transpirational cooling and by recovery from a preceding hard drought. Severe drought decreased MT emissions to almost zero. Re-watering the plants caused increasing emissions until the same levels were reached as before the drought stress, implying that impacts of drought were reversible on a time scale of days. To incorporate impacts of soil moisture on *de-novo* MT emissions into the Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature (MEGAN), the volumetric water content of the soil, Θ , was used as a reference quantity. As long as Θ was $> 0.2 \text{ m}^3/\text{m}^3$, emissions were not directly affected. With Θ below a certain threshold, MT emissions decreased simultaneously with Θ . The relationship between Θ and MT emissions was to a good approximation linear, allowing the determination of $\Delta \Theta 1$ (the range of Θ where the emissions drop from their maxima to zero). As average from 7 independent replicates was found $\Delta \Theta 1 = 0.08 \text{ m}^3 / \text{m}^3$ with a standard error of $0.02 \text{ m}^3 / \text{m}^3$. There were no systematic differences of $\Delta \Theta 1$ between Mediterranean Holm oak and trees from boreal and temperate forests. The value $\Delta \Theta 1 = 0.08 \text{ m}^3 / \text{m}^3$ was therefore used in MEGAN. It was also tested whether a factorial approach, such as the one used in MEGAN, was suitable to describe the soil moisture dependence of *de-novo* MT emissions. Using Holm oak the temperature and light intensity dependence of the emissions was measured for well watered plants and during severe drought stress. No substantial interdependencies were found, indicating that the approach used in MEGAN for isoprene is also suitable for *de-novo* MT emissions. Describing the soil moisture dependence using Θ as a reference was unsuccessful in case of sudden soil moisture changes. Re-watering the plants after severe drought stress caused emissions to increase on a time scale of days. During recovery no relationship between Θ and the emissions was observed. Hence, impacts of heavy rainfall after a long lasting drought cannot be described by this approach.

SESSIONE / *SESSION* 2

SELVICOLTURA E SALVAGUARDIA
DEL TERRITORIO

*SILVICULTURE AND PROTECTIVE FUNCTIONS
OF THE FOREST*

Chairperson

Francesco Iovino

SESSIONE / *SESSION* 2

RELAZIONI ORALI

ORAL PRESENTATIONS

CHANGES OF FORESTS AND FOREST MANAGEMENT IN A CHANGING WORLD

Andrej Bončina¹, Tina Simončič¹

¹Department of Forestry, Biotechnical Faculty, University of Ljubljana, Ljubljana, SI; andrej.boncina@bf.uni-lj.si

Unprecedented demands towards forests, which reflect also in changes of forest stands, challenge many fields of forest management. It is often highlighted that forest policy needs to change, that new financial instruments are needed, new planning tools, maps of forest services etc. However, silviculture seems to be rarely exposed as one of the fields important for multi-objective forest management. Silviculture may have different role for providing forest services regarding the general approach to multi-objective forest management. In the segregation approach, where forest lands are divided according to the single management objectives, silviculture commonly has a side role, whereas in the integration approach it is one of the main tools to provide forest services. Integration forestry has been common in Central Europe, where the concept of forest functions has been typically applied to practice multi-objective forest management. Integration forestry has based itself on the 'close-to-nature' silviculture, which has been considered as the most appropriate for providing forest functions (services). However, many questions arise regarding the usefulness and effectiveness of the current silviculture systems for providing different benefits in very divergent natural and social conditions. This paper will try to expose some of them and highlight the role that silviculture plays in the framework of multi-objective forest management.

Keywords: multiple objective forest management, silviculture, segregation vs. integration, societal values.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ab-cha>

1. Introduction

Forest stands change considerably in time, and it seems that frame conditions of forest management, earmarked by social-economic background, change even faster.

The aim of the paper is to highlight some reflections on changes of forest stands and possible driving forces for them. New demands towards forests and higher societal value of forest ecosystems require changes in forest management; therefore the main part of the paper is aimed to conceptual framework of multi-objective forest management, and the role that silviculture plays in it.

2. Changes of forest stands

Great changes in stand structure and tree species composition of forest stands in the period of past decades/centuries occurred in many countries. Different approaches exist how to study long-term changes of forest stands. Using archival data is one of them. Experiences from Slovenia show that old forest management plans, old forest inventories and other forestry archival data serve as a source of data to reconstruct the development of forest stands for the period of a few decades or even a few centuries for the certain forest area (Klopčič *et al.*, 2010). We found dramatic changes of forest stands occurred in the periods of a few decades or a century (e.g. Poljanec *et al.*, 2010); forest area noticeably enlarged, average growing stock increased, and stand and age structure of forest stands

changed considerably. The mentioned changes that express dynamics in forest resources at the landscape/country level were somehow expected – since we experienced great changes in social conditions.

However, for some areas changes were dramatic and unexpected – for example alterations in the tree species compositions of forest stands, or huge shifts in demographic structure of certain tree species populations. Among them, silver fir (*Abies alba* Mill.) faced the most dramatic changes; we revealed intensive ageing of population or even the decline of silver fir (Klopčič *et al.*, 2010; Klopčič and Boncina, 2011). What were the driving forces behind these changes? And what role silviculture played in these processes? It seems that many other factors besides silviculture influence forest stand dynamic (Fig. 1). Across longer time spans, social and economic conditions (e.g. wars, economic crisis, changes in the objectives of forest owners) reflected also in silviculture; modifications of silviculture systems, intensity of forest management or amount of cut were some typical consequences. In some areas oscillations in deer population influenced regeneration patterns of forest stands (Klopčič *et al.*, 2010); because of heavy and selective browsing, silver fir and valuable broadleaved tree species have been unsuccessful in the regeneration and recruitment and thus excluded from future tree species composition. Similarly other factors - like medium size disturbances (Klopčič *et al.*, 2009), climate changes and air pollution (Ficko *et al.*, 2011), and other forces caused significant changes in stand dynamics at a land-

scape or country level. Some of them (e.g. changes in environment) had direct impact on forest stand dynamic, while many of them indirectly through modifications of silviculture activities. Among the latter social-economic conditions seem to be crucial. Changes in economy and social values often reflect in new demands of society for forest good and services, therefore development or modifications of multi-objective forest management were needed.

3. Shift to multi-objective forest management

From the beginning of 'regular forest management', forest management objectives have changed considerably. Demands for new services or an increased importance of existing ones are apparent.

The crucial question of the forest management concept is how to effectively provide various services. Experiences from the globe (e.g. Angelstam *et al.*, 2005; Nitschke and Innes, 2005) show that spatially-based approach to forest management is needed, which means classification of forest areas according to priority management objectives. Management objectives define the type of services to be provided by forestry activities in a given area. There are three main arguments for such spatially based approach (Simončič *et al.*, 2013):

- public or owners' demands for goods and services are not equally distributed throughout the forest land;
- natural potential (e.g. site conditions) for delivery of desired goods and services is not uniform throughout the forest area;
- spatially based approach increases management possibilities for providing the desired goods and services.

There are many possible ways to spatially allocate forest lands to provide forest services, but two main approaches to multi-objective forest management can be exposed (Borchers, 2010; Bončina, 2011) – integration and segregation approach. In the integration approach, multiple management objectives are considered in the same forest area, and thus more services are delivered from the same forest land. Still, the importance of particular management objectives can be different regarding the demands of forest owners, public, or natural conditions. In the segregation approach, forest area is separated according to a single management objective, whereas multiple services are provided from separated lands on a larger scale. In reality mixes of both approaches are used. At the globe, there are more forest management approaches with prevailing segregation elements, although there are significant differences in how forest services are provided on regional or local scales (e.g. Koch and Skovsgaard, 1999; Angelstam *et al.*, 2005). Segregation approach is especially common in countries with vast forest areas and large share of publicly owned forests. In Central Europe, characterized by limited forest lands, large share of scattered private lands and high density of population, forest management is based mainly on the integration elements. There is a specific historical background in regulating forest use in Central European countries, characterized by long-term tradition in administrative and planning regulations, and

early awareness of high public value in all forests. Such regulations were partly a reflection of catastrophic events in the end of 19th century that strengthened the public importance of private lands (Kräuchi *et al.*, 2000). These processes imply that previous development of forest management considerably traces its future development. In both approaches to multi-objective forest management, 'priority areas' are an important tool for providing desired services. Priority areas are an umbrella term for different kinds of forest areas with special importance for multi-objective forest management which have explicit legal commitments either by national acts, forest plans or by some other legal means (Simončič *et al.*, 2013). The types of priority areas and processes for their designation differ significantly among countries in regard to the type of services considered, spatial scale of designation, designation and management authorities, and the types of management activities allowed/practiced. Divergent characteristics on how management objectives (forest services) are considered under both - integration and segregation approach to multi-objective forest management lead to a very different role of silviculture in each of the approaches. In the segregation model, forest services are often provided by restrictions of forest management (e.g. Zhang, 2005); therefore silviculture may be less important. Whereas in the integration model, activities to provide forest services commonly include different activities of forest management, from silviculture, infrastructure etc.

4. The integration forestry, forest functions and ecosystem services

In Slovenia, and in Central Europe in general, two types of priority areas have been typically used: 1) protected forest areas and 2) forest function areas.

The most common example of the first are protection forests in the Alps, which are declared by federal or municipal regulations due to their outstanding public importance for protecting settlements and infrastructure against natural hazards. Other important examples of protected forests include national forest reserves, forests in national parks and other. The majority of priority areas are so called 'forest function areas'. The concept of forest functions is based on the designation of areas with important forest functions that are of relatively higher importance for the selected forest services (functions) than the surrounding forest area (Blum *et al.*, 1996).

The concept of forest functions has been common in Central Europe, especially in Switzerland, Germany, Austria and Slovenia, where the forest function maps have been one of the main tools to practice multi-objective forest management. Forest function areas are important for many reasons: they provide an overview of the public importance of forests, they are a tool for forest policy, a tool to collaborate with public and other institutions in forest areas, a tool for collaboration in spatial planning, a basis for forest valuation, frame for financial instruments, and for planning multiple forest land-use and strategic management objectives (identification of conflicts etc.). The term forest function has been typical in Central Europe. In other countries, the term 'ecosystem

services' has recently been brought up (e.g. MEA, 2005). It seems that the concept of ecosystem services is gaining quite high support also in Europe (EUSTAFOR and Patterson, 2011; Pistorius *et al.*, 2011). In the integration model, silviculture is one of the main tools to provide the desired ecosystem services. Silviculture activities influence the structure and composition of forest communities and thus also the on-going processes, all of which are the basis for provision of forest services (Fig. 3). The integration approach to multi-objective forest management has largely relied on the principles of 'close-to-nature silviculture', which has been considered as appropriate for providing ecological, economic and social forest functions. It is described in different ways; it efforts to maintain 'natural' biodiversity of forest ecosystems, management activities should be adapted to site conditions, it follows natural stand dynamics, and it should avoid clichés in forest management.

The latter seems to be crucial for multi-objective forest management. However, given the changing societal values, climatic changes and frame conditions, it is questionable whether the current 'close-to-nature' silviculture systems are able to provide the desired services to society. Close-to-nature silviculture is often simplified as to use only one of traditional silviculture systems (e.g. the selection system or irregular shelter-wood systems) across the landscape. Close-to-nature silviculture should be understood more broadly, encompassing combination of different systems and practices applied across the regions that vary due to site conditions, but also due to societal values etc. This approach is known as 'a free silviculture' (Mlinšek, 1968). Providing desired services should be one of the main reasons for diversification of silvicultural activities across the forest land (besides the site conditions). Therefore spatial designation of forest services, such as a map of forest functions, might be a helpful tool for searching the most efficient silvicultural activities. However, the forest function map has often been criticized due to weak relation with the management activities aimed at providing the desired services (e.g. Weiss *et al.*, 2002; Simončič *et al.*, 2013).

Therefore, the relevant questions arise: are forest function areas really needed to practice multi-objective silviculture or can management activities be adapted to forest services without any spatial designations? Probably for some services, e.g. for recreation, a designation of forest functions is useful to show where additional activities are needed. But for some services, like nature conservation, societal values can be considered in silviculture without being spatially exactly designated.

Increasing societal forest values are a new big challenge for silviculture; the important question is how silviculture can be useful and more efficient for providing different benefits in very divergent natural and social conditions.

New demands somehow change the current tasks and focus of silviculture; it used to be oriented to wood production, from the 1990' nature conservation became an important issue, and with society development societal values became more important. One of the priority topics of the silviculture should be to bridge the gap between these three directions. These dilemmas will be crucial for further development of integration forestry.

5. Prospects

There are unprecedented changes in the frame conditions of forest management – social and economic conditions, and consequently management objectives, which, together with environmental impacts, especially climate change, strongly influence current and future development of forest stands. Progress in wood processing industry is evident, and new ways of timber use can be expected. What consequences do the changes of frame conditions mentioned above bring for silviculture and forest management in general?

Probably a shift from a rather rigid to much more flexible silviculture strategies is needed to provide desired outcomes in progressively changeable and uncertain social, economic, and environmental conditions.

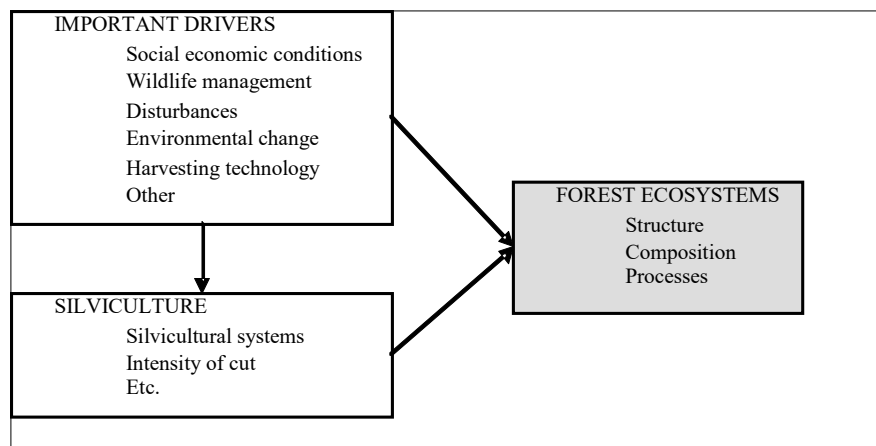


Figure 1. Driving forces of changes of forest stands.

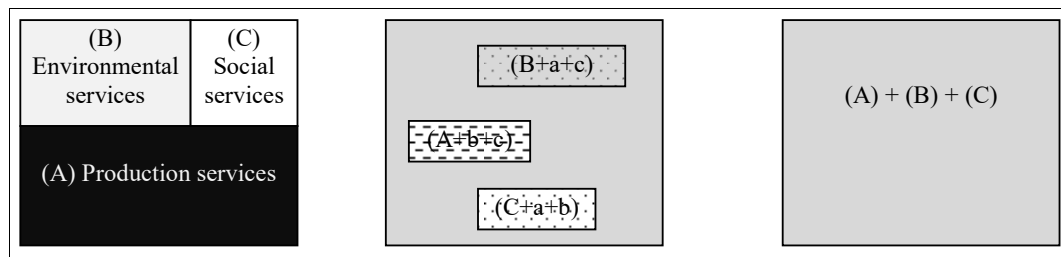


Figure 2. Illustration of the main approaches to multi-objective forest management (left: segregation; right: integration, in the middle: a combination of both approaches).

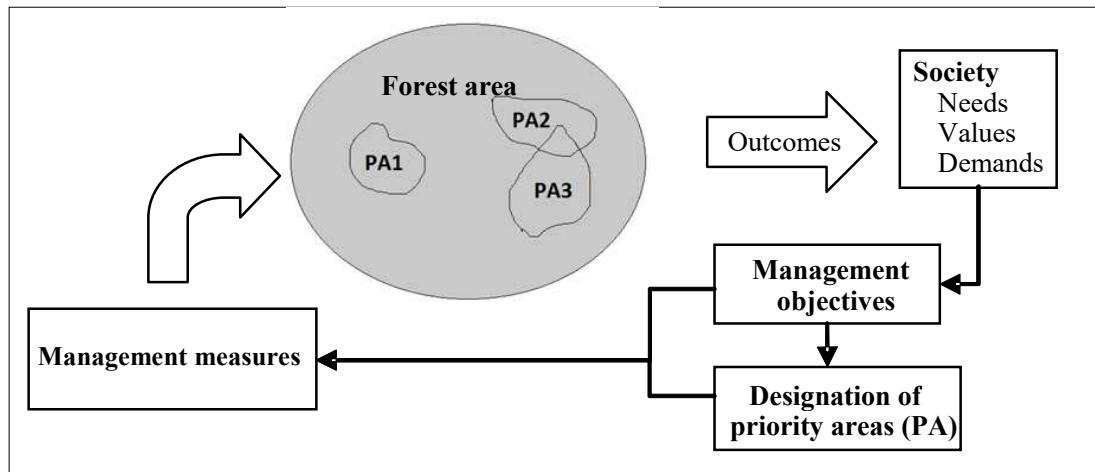


Figure 3. Forest management for multi-objective forest management (modified after Bončina, 2011). (PA–priority area).

BIBLIOGRAPHY

- Angelstam P., Kapylova E., Korn H., Lazdinis M., Sayer J.A., Teplyakov V., Törnblom J., 2005 – *Changing forest values in Europe*. In: Forests in landscapes Ecosystem approaches to sustainability. Sayer J.A. and Maginnis S. (eds.) London, Earthscan, pp. 59-74.
- Blum A., Brandl H., Oesten G., Rätz T., Schanz H., Schmidt S., Vogel G., 1996 – *Wirkungen des Waldes und Leistungen der Forstwirtschaft*. Allgemeine Forstzeitschrift, 51 (1): 22-26.
- Bončina A., 2011 – *Conceptual approaches to integrate nature conservation into forest management: a Central European perspective*. International Forestry Review, 13 (1): 13-22. <http://dx.doi.org/10.1505/ifor.13.1.13>
- Borchers J., 2010 – *Segregation versus Multifunktionalität in der Forstwirtschaft*. Forst Holz, 65 (7/8): 44-49.
- EUSTAFOR, Patterson T., 2011 – *Ecosystem services in European state forests*. European State Forest Association, Brussels. pp. 40.
- Ficko A., Poljanec A., Bončina A., 2011 – *Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (Abies alba Mill.) indicate its decline?*. Forest Ecology and Management, 261 (4): 844-854. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.014>
- Klopčič M., Poljanec A., Gartner A., Bončina A., 2009 – *Factors related to nature disturbances in mountain Norway spruce (Picea abies) forests in the Julian Alps*. Ecoscience, 16 (1): 48-57. <http://dx.doi.org/10.2980/16-1-3181>
- Klopčič M., Jerina K., Bončina A., 2010 – *Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests : are red deer an important factor?* European Journal of Forest Research, 129 (3): 277-288. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-009-0325-z>
- Klopčič M., Bončina A., 2011 – *Stand dynamics of silver fir (Abies alba Mill.)-European beech (Fagus sylvatica L.) forests during the past century: a decline of silver fir?*. Forestry, 84 (3): 259-271. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpr011>
- Koch N.E., Skovsgaard J.P., 1999 – *Sustainable management of planted forests: some comparison between Central Europe and the United States*. New Forests, 17 (1-3): 11-22. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1006520809425>
- Kräuchi N., Brang P., Schönenberger W., 2000 – *Forests of mountainous regions: gaps in knowledge and research needs*. Forest Ecology and Management, 132 (1): 73-82. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00382-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00382-0)
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005 – *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Washington DC, Island Press.
- Mlinšek D., 1968 – *Sproščena tehnika gojenja gozdov na osnovi nege*. Poslovno združenje gozdnogospodarskih organizacij, Ljubljana, pp. 117.
- Nitschke C.R., Innes J.L., 2005 – *The application of forest zoning as an alternative to multiple-use forestry*. In:

- Forestry and Environmental change: socioeconomic and political dimensions. Innes J.L., Hickey G.M., Hoen H.F. (eds.) Cabi Publishing, pp. 97-124. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851990026.0097>
- Pistorius T., Schaich H., Winkel G., Plieninger T., Bieling C., Konold W., Volz K.R., 2012 – *Lessons for REDDplus: A comparative analysis of the German discourse on forest functions and the global ecosystem services debate*. Forest Policy and Economics, 18: 4-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2011.09.001>
- Poljanec A., Ficko A., Bončina A., 2010 – *Spatio-temporal dynamic of European beech (Fagus sylvatica L.) in Slovenia, 1970-2005*. Forest Ecology and Management, 259 (11): 2183-2190. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.022>
- Simončič T., Boncina A., Rosset C., Binder F., De Meo I., Cavlovic J., Gal J., Matijasic D., Schneider J., Singer F., Sitko R., 2013 – *Importance of priority areas for multi-objective forest planning: a Central European perspective*. International Forestry Review, 15 (4): 509-523. <http://dx.doi.org/10.1505/146554813809025685>
- Weiss G., Schönenberger W., Weber M., 2002 – *New silvicultural and planning paradigms for integrated mountain forest management*. In: Presentation at OEFM Research Course on the formulation of integrated management plans for mountain forests, Bardonecchia, Italy.
- Zhang Y., 2005 – *Multiple-use forestry vs forestland-use specialization revisited*. Forest Policy and Economics, 7 (2): 143-156. [http://dx.doi.org/10.1016/S1389-9341\(03\)00028-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1389-9341(03)00028-5)

SELVICOLTURA E TUTELA DEL TERRITORIO

Francesco Iovino¹, Susanna Nocentini²

¹Dipartimento di Ingegneria Informatica, Modellistica, Elettronica e Sistemistica (D.I.M.E.S.) Università della Calabria, Rende (CS), Italia

²Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali, Università di Firenze, Italia; susanna.nocentini@unifi.it

In un periodo climatico instabile come quello attuale, il verificarsi di precipitazioni abbondanti su un territorio reso vulnerabile dall'eccessiva antropizzazione e dall'abbandono di molti dei territori montani e collinari determina effetti che con sempre maggior frequenza assumono caratteri di catastroficità. Nonostante il ruolo delle foreste nella conservazione del suolo e nel contrasto ai fenomeni di dissesto idrogeologico sia studiato da tempo e ampiamente riconosciuto a livello nazionale e internazionale, il contributo della selvicoltura per una reale messa in sicurezza del territorio molto spesso non è parte attiva e adeguatamente considerata nelle politiche e nelle strategie di mitigazione di questi fenomeni. Sulla base di una analisi dei rapporti fra selvicoltura e funzionalità dei sistemi forestali, vengono messe in evidenza criticità e prospettive in relazione ai diversi fattori che alle diverse scale condizionano i fenomeni di degrado e il rischio idrogeologico. Si conclude che se la selvicoltura mette al primo piano l'aumento della complessità dei sistemi forestali ed è opportunamente pianificata e applicata, diviene uno strumento essenziale per contribuire alla sicurezza del territorio.

Parole chiave: conservazione del suolo, rischio idrogeologico, complessità dei sistemi forestali, pianificazione forestale.

Keywords: soil conservation, hydrogeological risk, forest complexity, forest planning.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fi-sel>

1. Introduzione

La vulnerabilità di un territorio dipende da cause predisponenti, legate agli aspetti che caratterizzano nel loro insieme le componenti naturali dell'ambiente, ma è connessa direttamente o indirettamente con l'attività antropica che si estrinseca nelle diverse modalità d'uso del suolo e di gestione delle risorse naturali. In un periodo climatico instabile, come viene definito quello che stiamo vivendo, il verificarsi di precipitazioni abbondanti su un territorio reso vulnerabile dall'eccessiva antropizzazione e dall'abbandono di molti dei territori montani e collinari, determina effetti che con sempre maggior frequenza assumono caratteri di catastroficità. Gli innumerevoli episodi che si sono verificati in questi ultimi anni in Italia, ma anche in diversi Paesi Europei, ne sono una evidente manifestazione e hanno drammaticamente riportato all'attualità la necessità di un buon governo del territorio nel suo complesso. A fronte di tali eventi la manutenzione e la cura del territorio vengono sempre invocate come una delle priorità. Tali azioni possono svolgere un ruolo di rilievo, soprattutto se tradotte in termini di presidio svolto dalle Comunità locali.

Il rischio idrogeologico infatti è una conseguenza di eventi naturali scatenanti che si sovrappongono a cause dovute all'attività umana; il rischio è la conseguenza del degrado del territorio (ISPRA, 2013).

La sua stabilità fisica costituisce una premessa

indispensabile per poter attuare una gestione delle risorse che riesca a coniugare la presenza dell'uomo con il raggiungimento e il mantenimento di un certo grado di equilibrio tra i diversi sistemi che lo costituiscono.

Le foreste costituiscono l'elemento essenziale del territorio e del paesaggio culturale Europeo, coprendo circa 1/3 della superficie. Il 10% di queste foreste ha come funzione principale quella di protezione del suolo e dell'acqua, mentre l'11% è destinato alla protezione di infrastrutture oppure alla conservazione di risorse naturali. Queste funzioni sono ancora più importanti per il nostro paese dove la geografia forestale coincide con quella della montagna (UE, 2008). Le foreste, inoltre, assumono un elevato valore rispetto alla risorsa idrica, in quanto rappresentano fonte preferenziale per la produzione, lo stoccaggio, la biopurificazione e la captazione di acqua potabile necessaria per i fabbisogni delle popolazioni (Dudley e Stolton, 2003). La nuova strategia forestale dell'Unione Europea (COM, 2013) ribadisce che gli Stati membri dovrebbero mantenere e incrementare la superficie forestale per assicurare la protezione del suolo, la regolazione della qualità e della quantità dell'acqua attraverso l'integrazione di pratiche forestali sostenibili nei Programmi di misure per i Piani di gestione dei bacini idrografici, di cui alla Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), e nei Piani di Sviluppo Rurale. Tuttavia nella realtà, nonostante il ruolo delle foreste nella mitigazione dei fenomeni di

dissesto idrogeologico sia studiato da tempo e ben noto agli addetti ai lavori, il contributo della selvicoltura a una reale messa in sicurezza del territorio quasi sempre non è parte attiva e riconosciuta nelle politiche e nelle strategie di pianificazione e gestione del territorio.

L'obiettivo del lavoro è di evidenziare come questa attività possa essere invece uno strumento operativo efficace, mettendo in evidenza criticità e prospettive in relazione ai diversi fattori che alle diverse scale condizionano questi fenomeni.

2. Il ruolo del bosco per la salvaguardia del territorio

In Italia i boschi sono una componente significativa dei territori montani (98% circa della macrocategoria Bosco) e l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (2007) stima che circa il 40% delle foreste svolgano funzione di protezione primaria (diretta e indiretta). La protezione *diretta* riguarda il ruolo che il bosco svolge nei confronti di specifici beni ed interessi, rispetto a pericoli naturali ben definiti (valanghe, caduta massi, scivolamenti superficiali e colate detritiche). Viene attribuita alle foreste in ambiente alpino poste oltre certi valori di pendenza dei versanti e a monte di insediamenti umani o infrastrutture di trasporto e terreni agricoli coltivati, e devono avere determinati requisiti, legati alle proprie caratteristiche intrinseche ed alla loro localizzazione (Chauvin *et al.*, 1994; Motta e Haudemand, 2000; Brang *et al.*, 2001; Sakals *et al.*, 2006; Schönenberger, 1998, 2000; Schönenberger e Brang, 2004).

A conferma dell'importanza di questa azione basta considerare che la maggior parte delle vallate alpine non sarebbero abitabili in modo permanente se lungo i versanti non fossero presenti le foreste.

La protezione *indiretta* riguarda tutti i boschi perché svolgono un'azione generale di regimazione delle acque meteoriche e di difesa dal dissesto (AA.VV., 2006), ma assume maggiore o minore rilievo in funzione di giacitura, pendenza, morfologia e condizioni geopedologiche (Berretti *et al.*, 2009).

La funzione di conservazione del suolo svolta dalle foreste, in particolare nelle aree montane e collinari, è stata riconosciuta come fondamentale e preminente fin dalla promulgazione della legge Serpieri (R.D.L. n. 3267/1923) il cui obiettivo principale era il raggiungimento della stabilità dei suoli e della regimazione delle acque. Con l'imposizione del vincolo di carattere idrogeologico su molti terreni forestali, sono di fatto limitati i cambiamenti di uso del suolo e tutte le pratiche colturali che possano incidere negativamente sulla regimazione idrica e sull'attenuazione dell'erosione dei suoli.

2.1 Bosco e conservazione del suolo

La conservazione del suolo, considerata come insieme degli interventi che sinergicamente mirano a contenere i danni che possono derivare da una errata gestione delle risorse naturali e da incuria nei territori ad elevata vulnerabilità, delinea ambiti di intervento nei quali le attività selvicolturali hanno una loro rilevanza (Iovino,

2009). Il bosco, inteso come sistema biologico complesso, rappresenta uno dei fattori che maggiormente influisce sull'entità, sul ritmo e sugli effetti degli scambi idrici che avvengono tra idrosfera, litosfera e atmosfera. In tal senso può considerarsi come la componente biologica nel complesso dei fattori che regolano il ciclo idrologico (de Philippis, 1970). Tutti i processi di formazione e di trasporto del vapore acqueo sono attivati dall'energia solare, mentre la formazione dei deflussi a partire dalle precipitazioni è di natura essenzialmente gravitazionale (Todini, 1989).

Il ciclo dell'acqua ha origine quindi dagli apporti energetici della radiazione solare gran parte della quale è utilizzata nei processi di traspirazione ed evaporazione. Negli ecosistemi forestali il bilancio idrico è caratterizzato dalla fase di *input*, dovuta alle precipitazioni e all'infiltrazione, e di *output* dovuta alla traspirazione e all'evaporazione.

Nel nostro ambiente climatico tanto più si stabilisce un equilibrio fra le due fasi nel corso dell'anno, tanto maggiore è l'efficacia dei boschi sulla regimazione idrica. I processi idrici prima menzionati regolano, direttamente e indirettamente, i volumi di acqua presenti nel suolo, cui sono legate le modalità di generazione dei deflussi, e coinvolgono l'intero ecosistema: l'intercettazione della pioggia si manifesta a livello della copertura forestale; l'infiltrazione si sviluppa a livello del suolo, l'evapotraspirazione coinvolge entrambi.

I suddetti processi sono condizionati sia dall'ambiente climatico (regime pluviometrico, condizioni termiche, ventosità, radiazione) che dal contesto pedologico e variano in relazione alle condizioni strutturali dei popolamenti (composizione specifica, densità, età, profilo verticale). Queste ultime hanno una loro dinamicità, dovuta a cause naturali o a fattori antropici che sono strettamente connessi alle attività selvicolturali e alla loro pianificazione spaziale e temporale, cioè alla gestione forestale.

Il ruolo idrologico del bosco è argomento molto dibattuto negli ultimi due secoli, anche se dalla abbondante letteratura sull'argomento non scaturisce una univocità di pensiero in merito alla sua efficienza, perché mentre è generalmente riconosciuto un impatto positivo, restano in discussione l'entità e i limiti (Andréassian, 2004; Alila *et al.*, 2009).

L'efficienza idrologica dei boschi viene esercitata attraverso una riduzione del deflusso superficiale, che rappresenta la componente principale delle portate di piena, un aumento dei tempi di corrivazione e, quindi, della capacità di laminazione dei bacini (Colpi e Fattorelli, 1982; Bosch e Hewlett, 1982; Ferrari *et al.*, 2002, 2004; Negishi *et al.*, 2006). A questo bisogna aggiungere il mantenimento ad elevati livelli della qualità dell'acqua e la diminuzione dell'erosione superficiale, che si ripercuote sul trasporto solido dei corsi d'acqua. I meccanismi fondamentali che consentono ai boschi questo tipo di risposte, si possono ricondurre al consumo di una notevole quantità d'acqua che altrimenti si trasformerebbe in deflusso, alla presenza di suoli ben conservati, caratterizzati da elevata infiltrabilità e capacità di immagazzinamento idrico.

Le discussioni in merito all'entità dell'effetto regimante vertono sul comportamento del bosco in occasione di piogge ordinarie o eccezionali, nei piccoli e nei grandi bacini. Alcuni sostengono che nel caso di afflussi eccezionali su bacini di vaste dimensioni il bosco non eserciti un'influenza apprezzabile sui deflussi di piena, altri che il bosco manifesti un sensibile effetto di regimazione delle piene solo nei piccoli bacini, altri ancora affermano che la presenza del bosco comporti comunque dei benefici (Barneschi e Preti, 2004).

Sulla mitigazione degli eventi di piena in bacini di diverse caratteristiche non sempre è risultata evidente l'influenza del bosco per la complessità e per la incompleta conoscenza dei fenomeni. Nei bacini con rilevante presenza di aree forestali, la formazione dell'evento di piena risente della presenza del bosco ma non è facile valutare l'entità di questa influenza a causa dei processi idrologici che regolano le dinamiche di trasformazione degli afflussi meteorici in deflussi di piena. Alcune esperienze hanno mostrato che mentre le piene di minore entità in bacini di piccole dimensioni sono in parte mitigate dalla presenza del bosco, la risposta non è risultata altrettanto evidente nel caso di eventi più intensi e su bacini di maggiori dimensioni (Veltri e Ferrari, 2009). Alila *et al.* (2009) hanno messo in discussione la validità dei risultati ottenuti dagli studi sui bacini sperimentali in merito all'effetto delle utilizzazioni forestali e del disboscamento sugli eventi di piena, ipotizzando che mentre la deforestazione potrebbe non influenzare l'entità del deflusso in caso di eventi eccezionali, tuttavia questi eventi eccezionali potrebbero verificarsi più frequentemente proprio a causa della deforestazione.

Bisogna sottolineare che durante gli eventi di piena il processo fisico che assume il maggiore rilievo nel determinare la forma dell'idrogramma del deflusso è l'infiltrazione dell'acqua nel suolo. I suoli forestali dotati di una elevata capacità di infiltrazione per le caratteristiche che derivano dall'attività biologica delle piante e di tutti gli organismi vegetali e animali che sono parte integrante dell'ecosistema, riducono fino ad annullare lo scorrimento superficiale a vantaggio dell'immagazzinamento e dello scorrimento in profondità (Penna *et al.*, 2009).

Le perdite per intercettazione della copertura forestale hanno un ruolo significativo solo per eventi minori e limitatamente alla prima parte del fenomeno, mentre i volumi idrici interessati dall'evapotraspirazione in genere sono trascurabili durante il verificarsi delle precipitazioni. Strettamente legata a questi processi è la diminuzione dell'erosione superficiale che si ripercuote sul trasporto solido dei corsi d'acqua (Bagarello e Ferro, 2006; Cantore *et al.*, 1994; Garfi *et al.*, 2006; Iovino e Puglisi, 1990).

Tra ciclo dell'acqua e ciclo erosivo ci sono interazioni evidenti poiché l'acqua è il principale agente erosivo e vettore del materiale eroso. L'azione della copertura forestale si manifesta sia con la intercettazione della pioggia sia con il contenimento dei deflussi superficiali che limitano la perdita di suolo sui versanti. Sull'effetto antierosivo del bosco esiste una convergenza di

opinioni degli studiosi: la scarsa erosività dei suoli forestali e la conseguente limitazione della portata solida dei corsi d'acqua proveniente da bacini molto boscati sono fatti generalmente accettati. La copertura forestale proprio perché riduce al minimo l'erosione, ne rappresenta il più efficace freno (Smith e Wischmeier, 1962, in de Phlippis, 1970).

I processi di distacco delle particelle di suolo sono dovuti sia all'energia con cui le gocce d'acqua arrivano al suolo, sia alla erodibilità intrinseca dei suoli stessi, mentre il trasporto delle particelle per ruscellamento è connesso alla quantità di acqua che scorre in superficie, non riuscendo a penetrare nel suolo. Il bosco interviene in questo processo con un'azione di tipo meccanico e biologico, cioè proteggendo il suolo dall'azione battente della pioggia e migliorandolo nel contempo con il continuo apporto di sostanza organica che determina un aumento della stabilità della struttura (Lull e Reinhart, 1972; Swank e Crossley Jr., 1987).

Oltre al controllo dell'erosione superficiale il bosco svolge un ruolo significativo anche nel ridurre il rischio di frane superficiali (Sakals *et al.*, 2006), in quanto influenza sia i fattori idrologici che geo-meccanici che contribuiscono alla stabilità delle pendici (Preti, 2013). Da un punto di vista idrogeologico, la copertura forestale influenza il regime di umidità del suolo sia perché aumenta il tasso di traspirazione nei periodi fra due eventi piovosi e il tasso di evaporazione a seguito dell'intercettazione da parte delle chiome, sia perché favorisce la formazione di orizzonti superficiali del suolo ben drenati (O'Loughlin, 1974; Waldron e Dakessian, 1981; Ziemer, 1981; Watson e O'Loughlin, 1985; Alila *et al.*, 2009; Preti *et al.*, 2011).

Le radici creano dei percorsi idrologici collegati tra loro a formare una rete di deflusso dell'acqua nel suolo (Noguchi *et al.*, 2001). Da un punto di vista geo-meccanico la copertura forestale rinforza il suolo esplorato dal sistema radicale che migliora la stabilità della pendice indipendentemente dal suo contenuto di acqua (e.g. Selby, 1993; Nilaweera e Notalaya, 1999; Abernethy e Rutherford, 2001; Schmidt *et al.*, 2001; Simon e Collison, 2002; Frei *et al.*, 2003; Gray e Barker, 2004; Fournier *et al.*, 2006; Reubens *et al.*, 2007). Studi di tipo inventariale su fenomeni franosi superficiali hanno evidenziato che questi sono meno frequenti in zone boscate rispetto a zone aperte (Rickli e Graf, 2009; Moser, 1980; Moser e Schoger, 1989; Fazarinc e Mikos, 1992; Markart *et al.*, 2007).

In merito all'erosione di massa (frane), che può manifestarsi anche con il distacco di un intero versante, la profondità interessata da questi fenomeni va ben oltre quella esplorata dagli apparati radicali. Purtroppo in questi casi il bosco non può esercitare alcuna azione di contenimento, ma alla sua presenza non può certo esser attribuito il peggioramento della stabilità del versante per effetto del peso del soprassuolo arboreo.

2.2 Elementi di criticità

I principali elementi di criticità che possono incidere sull'efficienza complessiva del bosco e in particolare sulla sua capacità regimante e di contrasto all'erosione dei suoli, sono legati all'interazione fra fattori climatici

e fattori di tipo antropico, che possono amplificarne grandemente le conseguenze.

In particolare i cambiamenti climatici in atto possono avere un effetto sulla suscettibilità dei boschi ad avversità biotiche, come malattie e infestazioni causate da insetti o funghi, e avversità abiotiche in particolare gli incendi.

Nella regione mediterranea l'incidenza degli incendi forestali e l'entità delle superfici interessate dal passaggio del fuoco costituiscono un problema vasto e complesso con conseguenze di ordine ecologico, economico e sociale. Gli incendi modificano i processi attraverso i quali il bosco interviene sul ciclo dell'acqua, in particolare l'intercettazione della pioggia e l'evapotraspirazione, distruggendo o alterando la copertura delle chiome, e l'infiltrazione dell'acqua nel suolo a seguito della formazione di uno strato idrorepellente (Iovino *et al.*, 2005).

Sul suolo il passaggio del fuoco determina alterazioni di tipo fisico con la formazione di strati idrorepellenti e ripercussioni sull'idrologia e sull'erosione dei versanti a seguito della sensibile variazione della capacità di infiltrazione. Questo fenomeno già notato da Pelishek *et al.* (1962), è stato ampiamente spiegato da De Bano (1971) e da De Bano *et al.* (1970, 1979).

Esso deriverebbe dalla formazione di uno strato idrofobico - più o meno spesso e profondo a seconda dell'intensità e della durata dell'incendio - dovuto alla mobilitazione lungo il profilo del suolo, e alla successiva condensazione, di sostanze idrorepellenti di origine organica normalmente presenti nella lettiera (Scott e Van Wyk, 1990). I contributi forniti da molti ricercatori hanno attribuito i fenomeni di erosione accelerata, verificatasi a seguito del passaggio del fuoco, a repentini aumenti di deflusso superficiale (Scott, 1993; Emmerich e Cox, 1994; Cerdà, 1998; Prosser e Williams, 1998).

Numerosi studi sulle perdite di suolo dopo il passaggio del fuoco in ambiente mediterraneo hanno accertato l'entità del fenomeno in relazione ai processi di degrado nel breve e nel lungo termine in confronto ai tassi di erosione rilevati su terreni adiacenti non percorsi dal fuoco (Shakesby, 2011).

Nelle aree mediterranee dopo il fuoco sono stati rilevati deflussi e quantità di trasporto solido di circa 1-4 volte superiori rispetto a zone adiacenti non percorse dal fuoco (e.g. Béguin, 1992; Ballais, 1993; Martin *et al.*, 1993; Badía e Martí, 2000; Lasanta e Cerdà, 2005).

Il deflusso annuale tende però nel tempo a diminuire e analogamente avviene per le portate di piena che aumentano, ma solo temporaneamente, dopo l'incendio (Cosandey *et al.*, 2005).

Tra gli impatti di tipo antropico, le diverse forme di trattamento selvicolturale possono determinare variazioni più o meno significative nelle componenti del bilancio idrologico (intercettazione e traspirazione) le quali, regolando la capacità di immagazzinamento idrico dei suoli, si ripercuotono sulla trasformazione degli afflussi in deflussi (Sidle *et al.*, 2006). I volumi di deflusso aumentano proporzionalmente in relazione al tipo di trattamento selvicolturale e all'intensità del taglio (Lagergren *et al.*, 2008; Simonin *et al.*, 2007; Magnani *et al.*, 2005). L'ampia letteratura sull'argomento

riguarda prevalentemente gli effetti del taglio raso in bacini forestali degli Stati Uniti Occidentali (Colpi e Fattorelli, 1982) nei quali la risposta idrologica a questo tipo di trattamento, pur essendo risultata altamente variabile e per la maggior parte non prevedibile, è consistita sempre in un aumento dei deflussi (per diminuzione significativa dell'intercettazione e della traspirazione e aumento, poco influente, della evapotraspirazione dagli strati più superficiali del suolo) avvenuto proporzionalmente alle percentuali di copertura eliminata.

In boschi misti degli Appalachi (USA), il taglio raso ha determinato un incremento del deflusso del 28% nel primo anno e il ritorno progressivo alla situazione di partenza nell'arco di cinque anni (Swank *et al.*, 2001). Sempre in merito a quest'ultimo aspetto in un bacino australiano boscato con *Eucalyptus regnans* sottoposto a taglio di maturità è stato dimostrato come il ripristino dei deflussi ai livelli precedenti al taglio richieda diversi anni per la progressiva chiusura delle chiome del nuovo soprassuolo (Cornish e Vertessy, 2001).

In Italia il taglio raso nelle fustaie è vietato dalle legislazioni nazionale e regionali; tuttavia i dati riportati in letteratura hanno una loro valenza perché, confermando gli effetti che tale trattamento determina sull'idrologia dei versanti e sull'erosione superficiale dei suoli, evidenziano come vi possano essere delle criticità nelle utilizzazioni dei boschi cedui, se non opportunamente pianificate e realizzate in relazione ai diversi contesti ambientali. La ceduzione determina alterazioni sensibili del bilancio idrico, a seguito delle modificazioni che subiscono i processi traspirativi; la copertura arborea viene drasticamente ridotta e conseguentemente si ha un aumento del contenuto di acqua nel suolo che può determinare un incremento del deflusso superficiale e una maggiore suscettività dei suoli all'erosione. Questi fenomeni possono assumere un'entità diversa in funzione delle condizioni climatiche, delle dimensioni e forma delle singole tagliate, della loro distribuzione nello spazio e nel tempo, della pendenza dei versanti, delle caratteristiche dei suoli e della maggiore o minore erodibilità di questi. Gli effetti del taglio si accentuano ulteriormente in stazioni già degradate e dove il suolo è reso ancora più vulnerabile dai fenomeni di costipamento e di alterazione degli orizzonti superficiali, spesso causati dalle attività di concentramento ed esbosco (Murphy e Jackson, 1989; Iovino, 2005). La meccanizzazione, infatti, può determinare danni al suolo a seguito del rimescolamento degli orizzonti minerali e organici e l'eventuale trasferimento o asportazione di questi ultimi, come conseguenza dello strascico dei tronchi (Marchi e Piegai, 2001). Inoltre, si ha compattamento del suolo per la pressione esercitata dai trattori e dal rimorchio, oltre che per lo strascico del materiale legnoso e la creazione di solchi causati dal passaggio e dall'affondamento dei mezzi meccanici. Tali processi modificano le condizioni di drenaggio e di infiltrazione dell'acqua, con conseguente ruscellamento ed erosione diffusa e incanalata sui versanti, che si manifestano soprattutto nei tratti di suolo più disturbati, dove si perde l'azione protettiva degli orizzonti organici

(Cambi *et al.*, 2015; Corona *et al.*, 1996; Brown *et al.*, 2005).

Le criticità del governo a ceduo sopra evidenziate sono da tenere in particolare considerazione dato che ormai da alcuni decenni si sta assistendo in molte regioni dell'Italia peninsulare a una intensa attività di utilizzazione di questi boschi, soprattutto di quelli che si trovano in favorevoli condizioni di accessibilità con mezzi meccanici. Spesso ciò avviene anche in aree non ben servite da strade e piste, dove si realizzano tracciati non sempre adeguati che vengono abbandonati subito dopo l'utilizzazione. Tali tracciati, senza la necessaria manutenzione, danno origine a fenomeni erosivi e aumentano notevolmente il rischio di dissesto idrogeologico. La concentrazione della legna lungo gli impluvi per l'esbosco, altra pratica purtroppo spesso praticata, nel caso di eventi piovosi intensi contribuisce ad aumentare notevolmente i fenomeni di erosione localizzata e trasporto solido nei corsi d'acqua.

3. Quale selvicoltura?

Le attività selvicolturali sono riconosciute sia in ambito internazionale che nazionale quale strumenti fondamentali per la tutela attiva degli ecosistemi e dell'assetto idrogeologico e paesaggistico del territorio.

Queste attività oggi vanno inquadrare nel panorama più ampio della sostenibilità della gestione forestale. Lo strumento indispensabile per rendere concreta tale gestione è rappresentato dalla pianificazione forestale da sviluppare a livello comprensoriale e aziendale nella proprietà pubblica e in quella privata. Tanto più le condizioni strutturali dei boschi sono efficienti e la loro incidenza in termini di superficie nel contesto del bacino idrografico è elevata, tanto maggiore risulta l'influenza positiva sulla riduzione delle cause che contribuiscono all'insorgere dei fenomeni di dissesto idrogeologico e, conseguentemente, nella mitigazione del rischio.

In questo quadro di riferimento la messa a punto e l'applicazione di approcci selvicolturali che pongano in primo piano l'aumento della complessità strutturale delle fustaie e il miglioramento dei cedui, diventa uno strumento essenziale sia per aumentare la resilienza dei sistemi forestali nei confronti delle minacce abiotiche e biotiche, sia per rendere compatibile l'uso delle risorse forestali con la salvaguardia del territorio. In merito a quest'ultimo aspetto Dalla Fontana (1996), facendo riferimento a criteri di gestione forestale tendenti ad un recupero della naturalità dei boschi, afferma che interventi di modesta entità diffusi sul territorio anche se alterano, non necessariamente con effetti negativi, il ciclo dell'acqua, dei sedimenti e dei nutrienti sulle superfici interessate dalle utilizzazioni, non sono in grado di lasciare tracce significative sull'idrologia dei bacini idrografici di una certa dimensione.

Nel caso di boschi con una elevata complessità compositiva e strutturale, l'applicazione della selvicoltura sistemica (Ciancio e Nocentini, 1996; Ciancio, 1999) rappresenta la scelta più appropriata per favorire la conservazione di tutti quei processi che sostengono la diversità biologica, e migliorare la loro efficienza idrologica.

Per i boschi con diversi livelli di semplificazione strutturale e funzionale, a seguito delle forme di trattamento applicate nel passato, e per i rimboschimenti monospecifici di conifere realizzati nel secolo scorso su vaste superfici, la gestione deve tendere, invece, alla *rinaturalizzazione*, cioè a favorire l'aumento della diversità compositiva e strutturale, sostenendo i processi naturali di autorganizzazione del sistema (Nocentini, 2001).

L'aumento della complessità determina un migliore utilizzo dello spazio sia a livello ipogeo che epigeo. La maggiore densità radicale, il differente approfondimento delle radici e la distribuzione molto più articolata delle chiome nello spazio verticale, favoriscono un equilibrio temporale tra la fase di *input*, dovuta alle precipitazioni e all'infiltrazione, e di *output*, attribuita alla traspirazione e all'evaporazione.

Tali condizioni migliorano il bilancio idrico a livello di popolamento e garantiscono, inoltre, una maggiore stabilità degli strati superficiali del suolo con effetti positivi anche nei confronti dei fenomeni franosi superficiali. Nel caso dei cedui, per mitigare gli effetti negativi insiti in questa forma di governo e rendere più sostenibile la loro utilizzazione, è necessario mettere in atto una serie di accorgimenti. In particolare assumono importanza, specie in territori ad elevata vulnerabilità, alcune disposizioni di carattere gestionale, relative alle dimensioni e alla distribuzione nel tempo e nello spazio delle tagliate, al numero e alla forma distributiva delle matricine, all'allungamento del periodo intercorrente tra due utilizzazioni, alla regolamentazione del pascolo e alla predisposizione di misure contro gli incendi (Ciancio e Nocentini, 2004).

In tante realtà forestali italiane, le proprietà sono composte prevalentemente da boschi cedui e non è infrequente la presenza di vasti accorpamenti di particelle di una stessa classe cronologica.

In questi casi diventa prioritario: a) distribuire nello spazio le singole tagliate in modo da creare soluzioni di continuità; b) limitare l'ampiezza delle superfici di ogni singola tagliata in relazione alla pendenza dei versanti; c) aumentare l'intervallo tra due utilizzazioni contigue; d) mettere in atto alcuni accorgimenti pratici che possono contribuire in modo sostanziale all'attenuazione dell'impatto del taglio del ceduo.

Il rilascio sulla tagliata degli scarti di lavorazione, ad esempio, favorisce l'infiltrazione di acqua nel suolo e riduce l'erosione superficiale (Cantore *et al.*, 1994).

Per valutare l'influenza delle ceduazioni sull'idrologia e sull'erosione dei suoli non si può prescindere, inoltre, dalla scala a cui si considerano i fenomeni. Gli impatti relativi ad una singola tagliata vanno inquadrati in un contesto territoriale più vasto che è quello del bacino idrografico. Di conseguenza diventa fondamentale esaminare l'entità della superficie complessivamente utilizzata ogni anno e la distribuzione spaziale delle utilizzazioni all'interno dell'unità idrografica (Iovino, 2007). In molte realtà italiane, dove le condizioni socio-economiche rendono ancora conveniente l'utilizzazione dei cedui, tali accorgimenti rappresentano parametri di sostenibilità per la loro gestione. Dove, invece, i cedui, spesso di proprietà pubblica ma anche privata, non sono

più utilizzati e hanno superato il turno consuetudinario, la conversione in fustaia, seguendo opportuni algoritmi colturali, rappresenta la scelta da privilegiare, anche per attenuare i rischi di gravi danni connessi all'abbandono del bosco: in particolare il fuoco e il pascolo incontrollato con le relative conseguenze.

4. Pianificazione forestale e tutela del territorio

I diversi approcci selvicolturali nella gestione dei boschi, le loro positività e le criticità evidenziate, richiedono una adeguata pianificazione delle diverse attività, ma soprattutto impongono di dare una concreta attuazione alla integrazione con altre forme di pianificazione.

Affinché la selvicoltura possa realmente contribuire alla tutela del territorio occorre che essa venga accuratamente pianificata in relazione alle caratteristiche dei singoli territori e agli strumenti di pianificazione di settore che su di essi incidono (es. pianificazione di bacino, pianificazione antincendio, pianificazione in aree protette etc.). Tali integrazione è prevista dalle norme in materia ambientale¹, che tra le attività di pianificazione degli interventi destinati ad assicurare il risanamento idrogeologico del territorio, indicano esplicitamente le misure silvo-pastorali, di forestazione e di bonifica, anche attraverso processi di recupero naturalistico, botanico e faunistico.

La pianificazione forestale è un'arma preziosa per differenziare nel tempo e nello spazio questi interventi in modo da garantire, attraverso un'accurata lettura delle diverse situazioni stazionali, compositive e strutturali, il mantenimento dell'efficienza del bosco alle diverse scale spazio-temporali. Nel contempo consente di passare dalla scala di popolamento, che interessa la selvicoltura, alle diverse scale territoriali (proprietà, comprensorio, bacino idrografico) a cui si svolgono i processi ecologici, sociali ed economici. Inoltre, permette di individuare e sottoporre a tutela, differenziandone la gestione, le formazioni più vulnerabili ai processi degradativi (es. boschi posti in zone a elevato rischio di erosione, boschi ad elevato rischio di incendi, ecc.) e quelle strategiche per il normale deflusso dei corsi d'acqua (es. aree ripariali).

Nell'ambito del piano di bacino la pianificazione forestale rappresenta uno strumento per amplificare gli effetti positivi dei boschi sulla salvaguardia del territorio. Ciò può avvenire mediante: a) il miglioramento delle condizioni strutturali delle fustaie e dei soprassuoli di origine agamica in evoluzione (rinaturalizzazione); b) il miglioramento dei boschi cedui a regime e l'attenuazione dell'impatto delle loro utilizzazioni; c) la riduzione degli effetti delle pratiche associate alle utilizzazioni forestali (sistemi di esbosco, apertura di strade e piste forestali, ecc.); d) il contenimento dei fattori di degrado (incendi, eccessivo pascolamento, tecniche selvicolturali non sostenibili con la conservazione del suolo); e) l'aumento della superficie boscata (rimboschimenti artificiali e spontanei).

5. Conclusioni

Il bosco è un sistema biologico complesso e adattativo che a sua volta interagisce con complessi sistemi economici e sociali. Il bosco in quanto ecosistema ha una elevata efficienza idrologica che gli deriva dal bilancio tra i flussi in entrata e quelli in uscita.

Questo meccanismo è alla base della stabilità fisica di un territorio perché riduce le cause di innesco dei fenomeni di degrado che aumentano il rischio idrogeologico. Migliorare la complessità dei boschi significa quindi aumentare il loro peso nell'ambito dei diversi fattori che intervengono nella riduzione delle cause di dissesto.

Nell'indeterminatezza che caratterizza il futuro, la migliore strategia per aumentare la resistenza e la resilienza dei boschi nei confronti dei cambiamenti delle condizioni ambientali è rappresentata dalla gestione forestale sistemica.

Questa si concretizza nel miglioramento dei boschi e nella rinaturalizzazione dei rimboschimenti, azioni che insieme all'aumento della superficie boscata e alla prevenzione e alla difesa dagli incendi boschivi, rappresentano gli interventi prioritari attraverso cui è possibile migliorare l'efficienza complessiva dei nostri boschi e la loro efficacia nella tutela del territorio.

Nell'immediato futuro il ruolo delle foreste nelle montagne mediterranee sarà ancora maggiore a causa della loro espansione su terreni abbandonati dall'agricoltura (Vicente-Serrano *et al.*, 2004), la cui colonizzazione contribuisce a una progressiva modifica del comportamento idrologico dei bacini (García-Ruiz *et al.*, 2005), analogamente a quanto avviene con i rimboschimenti creati artificialmente dall'uomo.

Le conseguenze sono la riduzione della torrenzialità dei corsi d'acqua e dell'erosione incanalata con una stabilizzazione degli alvei (Beguiria, 2006) e una diminuzione degli eventi di piena alla scala locale e regionale (Beguiria *et al.*, 2003).

La necessità di operare, sempre più pressante, per far fronte ai fenomeni di dissesto derivanti da una assenza di manutenzione e di cura del territorio montano e collinare, peraltro aggravati da fattori di tipo climatico, richiede di agire sulla base di una pianificazione che tenga conto dei molteplici valori e funzioni che oggi vengono riconosciuti al bosco. Tale approccio si traduce in una rivalutazione del ruolo della selvicoltura e della gestione forestale come strumento essenziale per raggiungere l'obiettivo.

SUMMARY

Silviculture and land protection

In a climatically unstable period such as the present one, intense rain phenomena are causing effects which more and more frequently have catastrophic consequences. Such effects are exacerbated, as territories are made particularly vulnerable by the excessive urbanization and by the abandonment of many hill and mountain areas. The role of forests in soil conservation

¹ Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152.

and in contrasting hydrogeological degradation has long been studied and is widely acknowledged both at the national and international level. However, silviculture for watershed and land protection is not always recognized as an effective means in policies and strategies aimed at mitigating these phenomena. In this paper, we first analyze the relationship between silviculture and the functioning of forest ecosystems. Then, we highlight the criticalities and opportunities relating to the different factors affecting land degradation and hydrogeological risk at the different scales. We conclude that if silviculture aims at increasing overall complexity of forest systems and is adequately planned and implemented, it can be an essential tool for watershed protection and land safety.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- AA.VV., 2006 – *Selvicoltura nelle foreste di protezione. Esperienze e indirizzi gestionali in Piemonte e Valle d'Aosta*. Compagnia delle foreste S.r.l., Arezzo, pp. 220.
- Abernethy B., Rutherford A.I., 2001 – *The distribution and strength of riparian tree roots in relation to riverbank reinforcement*. Hydrol. Process. 15, 63-79.
<http://dx.doi.org/10.1002/hyp.152>
- Alila Y., Kuras' P.K., Schnorbus M., Hudson R., 2009 – *Forests and floods: A new paradigm sheds light on age-old controversies*. Water Resources Research, 45, W08416.
<http://dx.doi.org/10.1029/2008WR007207>
- Andréassian V., 2004 – *Waters and forests: from historical controversy to scientific debate*. Journal of Hydrology, 291: 1-27.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.015>
- Badía D., Martí C., 2000 – *Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro valley, NE Spain*. Arid Soil Research and Rehabilitation, 13: 219-232.
- Bagarello V., Ferro V., 2006 – *Erosione e conservazione del suolo*. McGraw-Hill. Collana istruzione scientifica. Serie ambiente e territorio Milano. pp. 539.
- Ballais J.L., 1993 – *L'érosion consecutive a l'incendie d'août 1989 sur la Montagne Sainte-Victoire: trois années d'observation (1989-1992)*. Bulletin de l'Association de Géographes Français, Paris, 5: 423-437.
- Barneschi M., Preti F., 2004 – *Cap.15 Regimazione dei deflussi*. Materiale didattico del corso di Ingegneria Forestale A.A. 2003-2004, I Edizione.
- Beguiría S., 2006 – *Changes in land cover and shallow landslide activity: A case study in the Spanish Pyrenees*. Geomorphology, 74: 196-206.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.07.018>
- Beguiría S., López-Moreno J.I., Lorente A., Seeger M., García-Ruiz J.M., 2003 – *Assessing the Effect of Climate Oscillations and Land-use Changes on Streamflow in the Central Spanish Pyrenees*. Ambio, 32 (4): 283-286.
<http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-32.4.283>
- Béguin E., 1992 – *Erosion mécanique après l'incendie de forêt du Massif des Maures de 1990: exemple du bassin versant de Rimbaud*. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies. Université de Provence.
- Berretti R., De Ferrari F., Dotta A., Haudemand J.C., Meloni F., Motta R., Terzuolo P.G., 2009 – *Le foreste di protezione diretta: definizione, cartografia ed analisi della attitudine dei popolamenti forestali a svolgere la funzione protettiva*. In: Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. A cura di Ciancio O., Taormina, 16-19 Ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze. pp. 460-465.
- Borghetti M., Magnani F., 2009 – *Controllo dell'uso dell'acqua negli ecosistemi forestali*. In: Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. A cura di Ciancio O., Taormina, 16-19 Ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze. pp. 442-446.
- Bosch J.M., Hewlett J.D., 1982 – *A review of catchment experiments to determine the effects of vegetation changes on water yield and evaporation*. Journal of Hydrology, 55: 3- 23.
[http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2)
- Brang P., Schönerberger W., Ott E., 2001 – *Forests as protection from natural hazards*. In: The Forests Handbook. Evans J. (Ed.), Blackwell Science, Oxford, 2: 53-81.
<http://dx.doi.org/10.1002/9780470757079.ch3>
- Brown A.E., Lu Zhang, McMahon T.A., Western Andrew W., Vertessy Robert A., 2005 – *A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation*. Journal of Hydrology, 310: 28-61.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>
- Cambi M., Certini G., Fabiano F., Foderi C., Laschi A., Picchio R., 2015 – *Impact of wheeled and tracked tractors on soil physical properties in a mixed conifer stand*. iForest (early view).
<http://dx.doi.org/10.3832/for1382-008> (online 2015-05-22).
- Cantore V., Iovino F., Puglisi S., 1994 – *Influenza della forma di governo sui deflussi liquidi e solidi in piantagioni di eucalitti*. L'Italia Forestale e Montana, 49 (5): 463-477.
- Cerdà A., 1998 – *Post-fire dynamics of erosional processes under Mediterranean climatic conditions*. Zeitschrift für Geomorphologie, 42, 373-398.
- Chauvin C., Renaud J.P., Rupe C., Leclerc D., 1994 – *Stabilité et gestion des forêts de protection*. Bulletin Technique Office National des Forêts, 27: 37-52.
- Ciancio O., 1999 – *Gestione forestale e sviluppo sostenibile*. In: Atti del Secondo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani. Venezia, 24-27 giugno 1998. Consulta Nazionale per le foreste ed il legno, Direzione generale per le risorse forestali montane ed idriche, Accademia Italiana di Scienze Forestali. vol. III: 131- 187.
- Ciancio O., Nocentini S., 2004 – *Il bosco ceduo. Selvicoltura Assestamento Gestione*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze. pp. 721.
- Ciancio O., Nocentini S., 1996 – *Il bosco e l'uomo: l'evo-*

- luzione del pensiero forestale dall'umanesimo moderno alla cultura della complessità. *La selvicoltura sistemica e la gestione su basi naturali*. In: Il bosco e l'uomo. A cura di Orazio Ciancio. Firenze, Accademia Italiana di Scienze Forestali. pp. 21-115.
- Colpi C., Fattorelli S., 1982 – *Effetti idrologici dell'attività primaria in montagna*. Dendronatura, pp. 57.
- Commissione Europea, 2013 – *Una nuova strategia forestale dell'unione europea: per le foreste e il settore forestale*. Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle Regioni. 659 FINAL/2 pp. 18.
- Cornish P.M., Vertessy R.A. 2001 – *Forest age-induced changes in evapotranspiration and water yield in a eucalypt forest*. Journal of Hydrology, 242: 43-63.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00384-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00384-X)
- Corona P., Iovino F., Lucci S., 1996 – *La gestione dei sistemi forestali nella conservazione del suolo. II Parte: Strategie operative e pianificazione forestale*. Linea Ecologica, 4: 4-13.
- Cosandey C., Andressian V., Martin C., Didon Lescot J.F., Lavare J., Folton N., Mathys N., Richard D., 2005 – *The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of french research*. Journal of Hydrology, 301: 235-249.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.040>
- Dalla Fontana G., 1996 – *Il contributo della foresta alla mitigazione della vulnerabilità del territorio*. Parchi. Rivista del Coordinamento Nazionale dei Parchi e delle Riserve Naturali, 19:56-63.
- De Bano L.F., 1971 – *The effect of hydrophobic substances on water movement during infiltration*. Soil Science Society of America Journal, 35 (2): 340-343.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1971.03615995003500020044x>
- De Bano L.F., Rice R.M., Conrad C.E., 1979 – *Soil Heating in Chaparral Fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff*. Berkeley, California, USDA Res. Paper PSW-145
- De Bano L.F., Mann L.D., Hamilton D.A., 1970 – *Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter*. Soil Science Society of America Journal, 34 (1): 130-133.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1970.0361599500340010035x>
- De Philippis A., 1970 – *La copertura forestale e la difesa del suolo*. Istituto di Tecnica e Propaganda Agraria, Roma.
- Dudley N., Stolton S., 2003 – *Running pure: The importance of Forest Protected Areas to Drinking Water*. WWF and World Bank, Gland, Switzerland and Washington DC. pp. 103.
- Emmerich W.E., Cox Jr., 1994 – *Changes in surface runoff and sediment production after repeated rangeland burns*. Soil Science Society of America Journal, 58: 199-203.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010029x>
- Fazarinc R., Mikos M., 1992 – *Feststoffmobilisierung als Folge der extremen Niederschläge in Slowenien*. Proc. Int. Symp. Interpraevent 1992, Bern. Vol. 1: 377-388.
- Ferrari E., Callegari G., Iovino F., Veltri A., 2002 – *Influenza della copertura forestale e impatto degli interventi selvicolturali sulla risposta idrologica in un bacino sperimentale della Calabria*. 28° Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche. Potenza 16/19 settembre 2002. Editoriale Bios Cosenza. Vol. V: 355-365.
- Ferrari E., Iovino F., Veltri A., 2004 – *Bosco e ciclo dell'acqua: aspetti metodologici ed applicativi*. In: Tecniche per la difesa dall'inquinamento. A cura di Giuseppe Frega. Editoriale Bios, Cosenza. pp. 645-660.
- Fournier M., Stokes A., Coutand C., Fourcaud T., Moulia B., 2006 – *Tree biomechanics and growth strategies in the context of forest functional ecology*. In: Ecology and Biomechanics: A Mechanical Approach to the Ecology of Animals and Plants. Herrel, A., Speck, T. (Eds.). CRC Taylor & Francis, Boca Raton.
<http://dx.doi.org/10.1201/9781420001594.ch1>
- Frei M., Böll A., Graf F., Heinemann H.R., Springmann S., 2003 – *Quantification of the influence of vegetation on soil stability*. In: Proceedings of the International Conference on Slope Engineering, Hong Kong, Department of Civil Engineering. The University of Hong Kong, pp. 872-877.
- García-Ruiz J.M., Arnáez J., Beguería S., Seeger M., Martí-Bono C., Regúes D., Lana-Renault N., White S., 2005 – *Runoff generation in an intensively disturbed, abandoned farmland catchment, Central Spanish Pyrenees*. Catena, 59: 79-92.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2004.05.006>
- Garfi G., Veltri A., Callegari G., Iovino F., 2006 – *Effetti della ceduzione sulle perdite di suolo in popolamenti di castagno della Catena Costiera Cosentina (Calabria)*. L'Italia Forestale e Montana, 61 (6): 507-531.
- Gray D.H., Barker D., 2004 – *Root-soil mechanics and interactions. Riparian vegetation and fluvial geomorphology*. Water Sci. Appl., 8: 113-123.
- INFC, 2007 – *Le stime di superficie 2005*. In: Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. A cura di Tabacchi G., De Natale F., Di Cosmo L., Floris A., Gagliano C., Gasparini P., Salvadori L., Scrinzi G., Tosi V. MiPAF – Ispettorato Generale Corpo Forestale dello Stato, CRA - ISAF, Trento. www.infc.it
- Iovino F., Puglisi S., 1990 – *L'aménagement des reboisements de protection. Un cas d'étude*. Contributo volontario presentato al X World Forest Congress Paris 1990. Proceedings. Vol. 2: 276.
- Iovino F., 2005 – *La gestione dei cedui di castagno nelle aree interessate da colate di piroclastiti in Campania*. In: Atti del convegno "Scritti in Onore di Orazio Ciancio". A cura di Corona P., Iovino F., Maetzke F., Marchetti M., Menguzzato A., Nocentini S., Portoghesi L. Firenze, 22/11, 2005, Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze. pp. 267-284.
- Iovino F., 2007 – *Analisi dell'uso del suolo e linee operative di gestione forestale sostenibile per mitigare la vulnerabilità del territorio di Pizzo d'Alvano (Campania)*. Quaderni del Camilab, Laboratorio di Cartografia Ambientale e Modellistica Idrogeologica

- Università della Calabria, Dipartimento di Difesa del Suolo, Volume 2, pp. 64.
- Iovino F., 2009 – *Ruolo della selvicoltura nella conservazione del suolo*. In: Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze. pp. 425-436.
- Iovino F., Menguzzato G., Nocentini S., 2005 – *Forest fire management in Italy and in the Mediterranean basin*. International Symposium on Forest Fires. Experience from the Italian Cooperation. Prevention and active fight in the Mediterranean. Reggio Calabria, Italy, 24-25 November 2004.
- ISPRA, 2013 – *Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure e interventi in campo agricolo e forestale*. ISPRA, Manuali e Linee Guida 85/2013 Tipografia Tiburtini S.r.l. Roma. pp. 98.
- Lagergren F., Lankrejer H., Kucera J., Ciencala E., Mölder M., Lindroth A., 2008 – *Thinnings effects on pine spruce forest transpiration in central Sweden*. Forest Ecology and Management, 255: 2312-2323. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.047>
- Lasanta T., Cerdà A., 2005 – *Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees 2. Solute release*. Catena, 60: 81-100. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.005>
- Lull H.W., Reinhart K.G., 1972 – *Forests and floods in the Eastern United States*. USDA Forest Serv., Northeast. Forest Exp. Stn. Res. Pap. NE-226, pp. 94.
- Magnani F., Ripullone F., Borghetti M., 2005 – *Foreste e uso dell'acqua: fattori di controllo e possibilità di gestione*. Italian Journal of Agronomy, 1 (3): 603-608.
- Marchi E., Piegai F., 2001 – *Sistemi di utilizzazione forestale a basso impatto ambientale*. L'Italia Forestale e Montana, 56 (6): 477-490.
- Markart G., Perzl B., Kohl B., Luzian R., Kleemayr K., Ess B., Mayerl J., 2007 – *Analysis of flooding events and mass movements in selected communities of Vorarlberg*. 22nd and 23rd august 2005. BFW-Dokumentation 5/2007. pp. 45.
- Martin C., Bernard-allee P., Béguin E., Levant M., Quillard J., 1993 – *Conséquences de l'incendie de forêt de l'été 1990 sur l'érosion mécanique des sols dans le massif des Maures*. Bulletin de l'Association de Géographes Français, 70 (5): 438-447.
- Moser M., 1980 – *Zur Analyse von Hangbewegungen in schwachbindigen bis rolligen Locker - gesteinen im alpinen Raum anlässlich von Starkniederschlägen*. Proc. Int. Symp. Interpraevent 1980, Bad Ischl., 1: 121-148.
- Moser M., Schoger H., 1989 – *Die Analyse der Hangbewegungen im mittleren Inntal anlässlich der Unwetterkatastrophe 1985*. Wildbach Lawinenverbau, 53 (110): 1-22.
- Motta R., Haudemand J.C., 2000 – *Protective forests and silvicultural stability. An example of planning in the Aosta Valley*. Mountain Research and Development, 20: 180-187. [http://dx.doi.org/10.1659/02764741\(2000\)020\[0180:PFASS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1659/02764741(2000)020[0180:PFASS]2.0.CO;2)
- Murphy G., Jackson R.J., 1989 – *Water regime changes resulting from soil disturbance through mechanisation of forest operations*. ECE/ILO/FAO Joint Committee on forest working techniques and training of forest workers. Louvan-la-Neuve.
- Negishi J.N., Sidle R.C., Noguchi S., Nik A.R., Stanforth R., 2006 – *Ecological roles of roadside fern (Dicranopteris curranii) on logging road recovery in peninsula Malaysia: preliminary results*. Forest Ecology and Management, 224: 176-186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.017>
- Nilaweera N.S., Notalaya P., 1999 – *Role of tree roots in slope stabilisation*. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 57: 337-342. <http://dx.doi.org/10.1007/s100640050056>
- Nocentini S., 2001 – *La rinaturalizzazione come strumento di recupero dei sistemi forestali semplificati nell'Italia Meridionale*. L'Italia Forestale e Montana, 56 (5): 344-351.
- Noguchi S., Tsuboyama Y., Sidle R.C., Hosoda I., 2001 – *Subsurface runoff characteristics from a forest hillslope soil profile including macropores, Hitachi Ohta, Japan*. Hydrol. Process., 15: 2131-2149. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.278>
- O'Loughlin C.L., 1974 – *A study of tree root strength deterioration following clear-felling*. Can. J. For. Res., 4: 107-113. <http://dx.doi.org/10.1139/x74-016>
- Pelishak R.E., Osborn Letey J., 1962 – *The effects of wetting agents on infiltration*. Proc. Amer. Soil. Sci. Soc., 26: 595-598. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1962.03615995002600060023x>
- Penna D., Borga M., Dalla Fontana G., 2009 – *Distribuzione del contenuto idrico del suolo: analisi a scala di versante in ambiente alpino*. IX Convegno Nazionale dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria Ischia Porto, 12-16 settembre 2009, Memoria n. 3-6.
- Preti F., 2013 – *Forest protection and protection forest: Tree root degradation over hydrological shallow landslides triggering*. Ecological Engineering, 61: 633-645. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.009>
- Preti F., Forzieri G., Chirico G.B., 2011 – *Forest cover influence on regional flood frequency assessment in Mediterranean catchments*. Hydrol. Earth Syst. Sci., 15: 3077-3090. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-15-3077-2011> www.hydrol-earth-syst-sci.net/15/3077/2011
- Prosser I.P., Williams L., 1998 – *The effect of wildfire on runoff and erosion in native Eucalyptus forest*. Hydrological Processes, 12: 251-265. [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)10991085\(199802\)12:2<251::AID-HYP574>3.0.CO;2-4](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)10991085(199802)12:2<251::AID-HYP574>3.0.CO;2-4)
- Reubens B., Poesen J., Danjon F., Geudens G., Muys B., 2007 – *The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review*. Trees, 21: 385-402. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-007-0132-4>
- Rickli C., Graf F., 2009 – *Effects of forests on shallow landslides – case studies in Switzerland*. Forest Snow Landscape Research., 82 (1): 33-44.
- Sakals M.E., Innes J.L., Wilford D.J., Sidle R.C., Grant G.E., 2006 – *The role of forests in reducing hydrogeomorphic hazards*. Forest Snow Landscape Research., 80 (1): 11-22.

- Schmidt K.M., Roering J.J., Stock J.D., Dietrich W.E., Montgomery D.R., Schaub T., 2001 – *The variability of root cohesion as an influence on shallow landslide susceptibility in the Oregon Coast Range*. Can. Geotech. J., 38: 995-1024.
<http://dx.doi.org/10.1139/t01-031>
- Schönenberger W., 2000 – *Silvicultural problems in subalpine forests in the Alps*. In: Forest in sustainable Mountain development: a state of knowledge report for 2000. Price M.F., Butt N., (Eds.). CABI, Wallingford. pp. 197-203.
- Schönenberger W., Brang P., 2004 – *Silviculture in mountain forests*. In: Burley J., Evans J., Younquist J. (eds) Encyclopedia of Forest Sciences. Amsterdam, Elsevier, pp. 1085-1094.
<http://dx.doi.org/10.1016/B0-12-145160-7/00228-3>
- Schönenberger W., 1998 – *Adapted Silviculture in Mountain Forests in Switzerland*. In: IUFRO Inter-Divisional Seoul Conference, Seul. pp. 142-147.
- Scott D.F., Van Wyk D.B., 1990 – *The effects of wildfire on soil wettability and hydrological behaviour of an afforested catchment*. Journal of Hydrology, 121: 239-256.
[http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(90\)90234-O](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(90)90234-O)
- Scott D.F., 1993 – *The hydrological effects of fire in South African mountain catchments*. Journal of Hydrology, 150: 409-432.
[http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90119-T](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(93)90119-T)
- Selby M.J., 1993 – *Hillslope Materials and Processes*. 2nd ed. Oxford University Press, Oxford, pp. 451 S.
- Shakesby R.A., 2011 – *Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions*. Earth-Science Reviews, 105: 71-100.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Sidle R.C., Zeigler A.D., Negishi J.N., Rahim Nik A., Siew R., Turkelboom F., 2006 – *Erosion processes in steep terrain – truths, myths and uncertainties related to forest management in Southeast Asia*. Forest Ecology and Management, 224: 199-225.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.019>
- Simon A., Collison A.J.C., 2002 – *Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability*. Earth Surf. Process. Landf., 27: 527-546.
<http://dx.doi.org/10.1002/esp.325>
- Simonin K., Kolb T.E., Montes-Helu M., Koch G.W., 2007 – *The influence of thinning on components of stand water balance in a ponderosa pine stand during and after extreme drought*. Agricultural and Forest Meteorology, 143: 266-276.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.01.003>
- Swank, W.T., Crossley D.A.Jr., 1987 – *Forest hydrology and ecology at Coweeta*. Springer, New York.
- Swank W.T., Vose J.M., Elliott K.J., 2001 – *Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment*. Forest Ecology and Management, 143: 163-178.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00515-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00515-6)
- Todini E., 1989 – *Il ruolo del bosco nel ciclo idrologico*. Materiale didattico, Bologna. pp. 131.
- Unione Europea, 2008 – *Programma Quadro per il Settore Forestale*. Versione 12 novembre 2008. pp. 130.
- Veltri A., Ferrari E., 2009 – *Influenza del bosco nella mitigazione delle piene*. In: Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. A cura di Ciancio O. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze. pp. 511-516.
- Vertessy R.A., Watson F.G.R., O'Sullivan S.K., 2001 – *Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests*. Forest Ecology and Management, 143: 13-26.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00501-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00501-6)
- Vicente-Serrano S., Lasanta T., Romo M., 2004 – *Analysis of spatial and temporal evolution of vegetation cover in the Spanish Central Pyrenees: Role of human management*. Environmental Management, 34: 802-818.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-0022-5>
- Waldron L.J., Dakessian S., 1981 – *Soil reinforcement by roots: calculation of increased soil shear resistance from root properties*. Soil Sci., 132: 427-435.
<http://dx.doi.org/10.1097/00010694-198112000-00007>
- Watson A., O'Loughlin C., 1985 – *Morphology, strength, and biomass of manuka roots and their influence on slope stability*. N. Z. J. For. Sci., 15 (3): 337-348.
- Ziemer R.R., 1981 – *Storm flow response to road building and partial cutting in small streams of northern California*. Water Resources Research, 17: 907-917.
<http://dx.doi.org/10.1029/WR017i004p00907>

I BOSCHI DI FRONTE AL CAMBIAMENTO GLOBALE: QUALE IL RUOLO DELLA SELVICOLTURA?

Luigi Portoghesi¹

¹DIBAF, Università della Tuscia, Viterbo; lporto@unitus.it

Questi primi quindici anni del nuovo millennio sono stati caratterizzati in campo forestale da una ripresa del dibattito internazionale attorno alla selvicoltura. Elemento comune alle diverse proposte tese a innovare i concetti che sono alla base di questa attività umana è la necessità di rispondere alle sfide poste agli ecosistemi forestali dal cambiamento globale. La consapevolezza che il futuro sarà differente sia dal passato che dal presente e l'incertezza su come esso si presenterà spinge a gestire i boschi in modo nuovo. La sensazione è che si stia compiendo quel mutamento di paradigma scientifico, iniziato più di trenta anni fa, e che si stia pienamente affermando l'idea che il bosco è un sistema complesso capace di auto organizzarsi. Se l'ambiente cambia anche il bosco cambierà, ma sarà ancora in grado di garantire l'ampia gamma di servizi ecosistemici che la società richiede e che sono essenziali anche al fine di mitigare le conseguenze del cambiamento globale? In questo quadro, e partendo dai dati dell'ultimo Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio sono proposte alcune riflessioni sul ruolo che la selvicoltura può avere in Italia per rendere i boschi più adatti al cambiamento e garantire importanti funzioni ambientali e socioeconomiche sia a scala nazionale che locale. Nella misura in cui la gestione forestale sarà capace di innovarsi ispirandosi al nuovo paradigma potrà contribuire ad evitare le conseguenze di un paralizzante catastrofismo ambientale e a sfuggire alla tentazione, aggravata dalla perdurante crisi economica, di pensare che il rispetto della complessità del bosco sia un lusso che non possiamo permetterci.

Parole chiave: selvicoltura, gestione forestale, cambiamento globale.

Keywords: silviculture, forest management, global change.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-lp-bos>

1. Introduzione

Il progresso della scienza, motore e allo stesso tempo risultato di quello tecnologico, ha consentito negli ultimi decenni rilevanti avanzamenti anche in campo forestale. Maggiori conoscenze riguardo a importanti caratteristiche strutturali e funzionali degli ecosistemi forestali sono state acquisite grazie all'impiego di sempre più sofisticati strumenti di misura e telerilevamento in ecologia, ecofisiologia e dendrometria, così come nel monitoraggio e nelle procedure inventariali. Tuttavia, a ben vedere, una delle novità più rilevanti apparsa negli ultimi quindici anni su alcune delle più prestigiose riviste internazionali del settore è che si è ricominciato a parlare e discutere di selvicoltura.

Il fatto che colpisce di più è che non sono state proposte nuove tecniche di trattamento dei popolamenti forestali. Si è, invece, sentita la necessità da parte di autorevoli studiosi di questa disciplina di prospettare nuovi approcci all'operare dell'uomo in bosco, prendendo le distanze dalle teorie sulla gestione forestale che sono finora andate per la maggiore.

Alla base di molte proposte e riflessioni c'è la questione di come le foreste si pongono di fronte a quell'insieme di fenomeni che viene sinteticamente indicato con il termine di *global change* (cambiamento globale). Con questo termine si indicano un insieme di

trasformazioni e alterazioni che interessano il pianeta nel suo complesso; tra di esse, quelle che stanno interessando il clima sono maggiormente presenti all'attenzione degli scienziati e dell'opinione pubblica ma non sono certo di minore rilievo quelle di natura economica e sociale.

Di cambiamento globale, in realtà, si parla fin dagli anni '90 (Vitousek, 1994) ma il processo ha subito nel tempo una progressiva accelerazione nonostante gli sforzi compiuti a livello scientifico, culturale e politico per cercare di rallentarlo intervenendo sulle cause principali al fine di ridurre le conseguenze negative a carico della biosfera. L'impegno profuso non sembra essere riuscito a invertire in modo decisivo le tendenze in atto ma questo parziale fallimento ha quanto meno obbligato sia gli esperti sia i comuni cittadini a porsi il problema in termini di necessità di adattamento a una situazione nuova.

Come reagiranno nel medio termine le foreste di fronte a cambiamenti così importanti come quello del clima, alle conseguenze della globalizzazione degli scambi commerciali che hanno favorito la diffusione di specie aliene in molti ecosistemi, ai crescenti livelli di inquinamento dell'acqua, dell'aria e del suolo e alle interazioni tra questi e altri eventi da cui possono derivare feedback positivi e negativi? La complessità dei fenomeni in gioco e la velocità del cambiamento fa sì

che le previsioni sulle condizioni future dell'ambiente siano molto incerte. Nonostante gli sforzi compiuti per prevedere le principali modificazioni che il clima sta subendo, gli scenari possibili rimangono molti e anche sensibilmente diversi tra loro. In realtà, l'unica cosa di cui siamo certi è che il futuro sarà molto diverso dal presente e che gli ecosistemi si troveranno a vivere in condizioni mai sperimentate in passato.

Sembra essere proprio la consapevolezza di un futuro incerto ma certamente diverso a spingere a cercare nuove soluzioni per la gestione sostenibile dei sistemi forestali: È necessario, infatti, che essi possano continuare a fornire il crescente numero di beni e servizi che la società del XXI secolo richiede, pur in presenza di future condizioni ambientali e socio-economiche oggi solo vagamente prevedibili.

2. Nuovi approcci alla gestione forestale per far fronte al cambiamento globale

Un punto comune alle diverse proposte è quello di guardare al bosco in tutta la sua complessità, cambiando strada rispetto a un modo di agire che ha favorito la semplificazione somatica e cronologica delle foreste.

È ormai un dato acquisito che le fasi che caratterizzano lo sviluppo strutturale di un popolamento forestale sono molte di più di quelle proposte dai modelli più conosciuti (Leibungut, 1970; Oliver e Larson, 1996; Johnson e Rogers, 2002) e il mosaico di cui si compone una foresta naturale è molto più articolato e complesso di quanto si credeva.

Finora, l'attenzione è stata concentrata sulle fasi più utili alla selvicoltura produttiva, sia coetanea che disetanea, che rappresentano una frazione minoritaria del ciclo vitale di una foresta, in particolare nel caso di specie arboree con longevità naturale plurisecolare se non millenaria. Inoltre, la distinzione delle fasi di sviluppo di un popolamento forestale ha un sicuro valore didattico ed euristico ma è, comunque, la semplificazione di un processo continuo nel tempo che prevede infinite varianti.

Se, quindi, occorre una conoscenza sempre più completa dei dinamismi spazio temporali di un sistema forestale allora è opportuno che tutte le fasi siano in qualche misura presenti nel paesaggio forestale anche dove la funzione produttiva ha ancora un ruolo preminente (Franklin *et al.*, 2002).

Secondo Millar *et al.* (2007) accettare che il futuro sia diverso sia dal passato che dal presente spinge a gestire le foreste in modo nuovo, basato su strategie flessibili, di breve e lungo periodo, che accompagnino gli ecosistemi nel loro adattarsi al cambiamento. Secondo gli autori, si tratta, innanzitutto, di avere il coraggio di percorrere vie nuove uscendo dagli schemi selvicolturali e gestionali tradizionali, predefiniti, recuperando a pieno il carattere sperimentale della selvicoltura e verificando con continuità le reazioni del sistema e le condizioni a esso esterne, al fine di introdurre tempestivamente gli opportuni cambiamenti. È una logica iterativa che procede secondo il metodo per "tentativi e correzione degli errori" incorporando nel processo gestionale le lezioni apprese dal passato (Fig. 1).

Particolarmente innovativa appare l'indicazione di porre maggiore attenzione sul mantenimento/miglioramento della funzionalità biologica cioè dei processi che fanno di un bosco un bosco, piuttosto che sulla conservazione a tutti i costi di specifici attributi come ad esempio la composizione, la struttura, la provvigione. Ciò significa puntare sulla sostanza piuttosto che sulle proprietà accidentali della foresta, accompagnandola nel suo continuo processo di autorganizzazione.

La traduzione in pratica di questi principi guida sarà realizzabile solo se anche la prassi istituzionale che condiziona l'impostazione e l'approvazione dei piani di gestione forestale si baserà su processi efficienti e flessibili piuttosto che rigidi e molto strutturati dal punto di vista burocratico.

Non sarà più possibile guardare solo al passato, cioè alle condizioni originarie delle foreste coltivate perché in futuro l'ambiente sarà molto diverso da quello stato originario.

Questa consapevolezza limita, anche se non esclude, la possibilità di utilizzare come guida per gli interventi selvicolturali solo il regime di disturbi naturali che possiamo ricostruire studiando la storia dei boschi attuali, e che finora hanno consentito loro un graduale adattamento ai cambiamenti ambientali (Panarchy model; Drever *et al.*, 2006). Questo perché i cambiamenti si sono sempre verificati ma non con la velocità e intensità di oggi.

Una delle proposte più rilevanti è senza alcun dubbio quella di considerare la foresta come un sistema biologico complesso, per sua natura adattativo (Levin, 1998). Da questo approccio, che non è certamente nuovo per la realtà forestale italiana (Ciancio, 1996, 2011), possono essere ricavate importanti linee guida di azione per la gestione forestale in tempi di *global change* (Puettmann, 2011).

I sistemi complessi sono costituiti da molti elementi diversi tra loro che interagiscono in modo non-lineare su scale differenti, gerarchicamente ordinate; da ciò deriva che il loro comportamento non è facilmente prevedibile. I sistemi complessi sono in costante tensione tra ordine e caos (Messier *et al.*, 2013) quindi tra equilibrio e cambiamento, tra resistenza e adattamento.

I motori della capacità di resistere o adattarsi alle mutate condizioni esterne sono le regole che governano le interazioni tra le componenti poste ai livelli più bassi della scala gerarchica, che si ripercuotono alle scale superiori anche attraverso l'emergere di nuove proprietà del sistema. Gli interventi selvicolturali vanno quindi valutati in base al loro impatto su queste regole.

Sull'interazione tra resistenza e adattabilità al cambiamento si basa la resilienza dell'ecosistema, un concetto teorico molto applicato in ecologia e nelle scienze sociali.

Per i fini della gestione forestale, è più utile dare di resilienza una interpretazione operativa definendola come la capacità della foresta di conservare nel tempo la propria funzionalità biologica e, quindi, la capacità di fornire i beni e i servizi che da questa derivano.

Obiettivo della gestione forestale nell'ambito del *global change* dovrà essere di massimizzare la resilienza e la

capacità dell'ecosistema di adattarsi al cambiamento piuttosto che la produttività legnosa.

Di fronte alle incertezze dei futuri scenari ambientali e socio-economici, la maggiore resilienza garantirà che il sistema, resistendo o adattandosi al cambiamento, conservi anche la sua produttività legnosa.

Rimane aperta una questione di fondo: adattabilità e resilienza non sono grandezze facilmente misurabili. Finora si è genericamente detto che esse aumentano se aumenta la diversità del sistema, e ciò rimane fondamentalmente vero nonostante non si tratti di una relazione strettamente lineare (Peterson *et al.*, 1998).

Tuttavia, come gestire una foresta per aumentarne adattabilità e resilienza – e come insegnare a farlo – rappresenta una sfida unica per la ricerca, la formazione, l'attività professionale in ambito forestale.

Di conseguenza, considerare la foresta come un sistema complesso non ha come obiettivo immediato quello di rimpiazzare gli attuali approcci alla gestione forestale bensì quello di aiutarli a svilupparsi ulteriormente e renderli più utili ed efficaci specie in un contesto caratterizzato da cambiamenti e da incertezza su tali cambiamenti. D'altra parte l'esperienza di chi opera da tempo pur usando altri approcci può aiutare a tradurre in pratica l'approccio sistemico (Fig. 2).

Il criterio guida non può essere che quello di operare chiedendosi se l'azione selvicolturale che si vuole eseguire aumenterà o meno la resilienza e l'adattabilità del sistema. Tuttavia, non possiamo pensare di avere già ora disponibili precise linee guida, scientificamente fondate, su come misurare e aumentare resilienza e adattabilità della foresta. Le scelte selvicolturali oggi possibili sono numerose e vanno adattate alle situazioni specifiche; nessuna di esse può agire isolata ma va inserita in un contesto di continuo monitoraggio: è questa l'opzione migliore per l'oggi.

In attesa di sviluppare la ricerca in questa direzione, è indubbio che nella maggior parte dei casi le foreste a carattere disetaneo e miste sembrano garantire maggiori livelli di resistenza e resilienza rispetto a quelle coetanee. La sequenza di disturbi di bassa magnitudine porta naturalmente alla formazione di popolamenti multietanei, cioè formati da due o più spesso molte classi di età disperse nello spazio del bosco con modalità che non seguono schemi geometrici. La compresenza di coorti di alberi di età e specie diversa organizzati in un mosaico complesso aumenta la resistenza della foresta. Ogni fase di sviluppo di un popolamento ha punti di forza e di debolezza rispetto ai diversi agenti di disturbo naturale, per cui la contemporanea presenza di molte fasi consente alla foresta nel suo insieme di avere più armi per difendersi e resistere, più traiettorie di reazione.

Questa reazione può consentire di ripristinare nel tempo le caratteristiche che la foresta aveva prima del disturbo (stessa composizione, densità, provvigione, struttura) oppure caratteristiche diverse qualora i disturbi subiti siano conseguenza del cambiamento globale o interagiscano con esso impedendo il ritorno alle condizioni pre-esistenti. Ciò che conta è che venga mantenuta la possibilità della foresta di fornire i beni e i servizi richiesti. Questo aumenta l'importanza di far sì

che nel mosaico multietaneo siano presenti tratti di foresta nelle fasi più evolute, quelle caratterizzate da alberi vetusti, di grandi dimensioni anche morti, in piedi o per terra (O'Hara e Ramage, 2013).

3. Le foreste italiane di fronte al cambiamento globale

Come si pongono le foreste italiane all'interno di questo scenario di cambiamento certo nel suo divenire ma incerto nelle modalità?

Qualche indicazione di carattere generale può essere tratta dai dati dell'INFC 2005 e dal confronto con il precedente inventario forestale del 1985 (Gasparini e Tabacchi, 2001; Mariano *et al.*, 2010).

La superficie forestale in Italia è aumentata del 20% in venti anni ed è stimata pari a 10,5 M di ettari. L'87% di questo aumento è costituito da formazioni che l'INFC attribuisce alla macrocategoria Bosco mentre il resto è costituito da Altre terre boscate. L'espansione della superficie boscata è stata sensibile in tutte le fasce altitudinali risultando sempre superiore al 10%.

Il dato più significativo è rappresentato dall'aumento del volume medio per ettaro che è stato pari al 28% passando da 113 a 145 m³/ha.

Considerando la maggiore incidenza di superficie dei cedui rispetto alle fustaie (3,66 M di ha contro 3,15 M ha) si tratta di un valore che testimonia il buon livello provvigionale raggiunto dai boschi italiani. Anche l'incremento corrente dei nostri soprassuoli è cresciuto passando 30,4 a 35,9 M di m³ con un valore medio per ettaro di 4,1 m³/ha, stabile rispetto a quello del 1985 (4,2 m³/ha).

I motivi di questo sensibile cambiamento nel giro di venti anni sono abbastanza noti e vanno ricondotti all'abbandono della coltivazione dei pascoli e terreni agricoli che il bosco ha ricolonizzato, alla riduzione dei prelievi legnosi unitari dovuto all'adozione di pratiche selvicolturali meno intensive e che in molti casi sono ormai del tutto assenti anche da diversi decenni.

Da questi dati vengono in genere tratte considerazioni positive sulle condizioni dei boschi italiani: la superficie continua ad aumentare così come la biomassa accumulata, con benefici effetti sul carbonio stoccato negli alberi e nel suolo.

Sotto l'aspetto quantitativo le valutazioni positive sono giustificate visto che l'aumento dell'estensione, della provvigione legnosa e, quindi della capacità produttiva dei boschi, è stato l'obiettivo primario dell'assestamento forestale dal secondo dopoguerra in poi. Ma cosa sappiamo delle qualità dei nostri boschi?

Come brevemente illustrato nella prima parte di questa relazione la resilienza di una foresta è collegata a determinate qualità ecologiche.

A scala nazionale, in base ai dati dell'INFC, non è possibile dire molto, ma alcune cifre dovrebbero suscitare un certo allarme. Come già osservato, prevalgono ancora i cedui sulle fustaie e tra queste ultime quelle definite coetanee.

Quindi, la maggior parte dei popolamenti forestali in Italia ha struttura relativamente omogenea e poco evoluta (Fig. 3).

Ma il dato più preoccupante riguarda le pratiche colturali applicate. L'inventario forestale nazionale evidenzia che quattro milioni di ettari sono sottoposti a pratiche colturali minimali, cioè ai soli tagli di utilizzazione in grado di produrre un reddito, e su tre milioni di ettari le pratiche colturali sono del tutto assenti. È chiaro che si tratta di un dato indicativo e che la questione andrebbe approfondita per trarre delle conclusioni definitive. Tuttavia, anche in base all'osservazione della realtà forestale italiana non è azzardato affermare che il rischio di una situazione fortemente polarizzata è concreto. Su di un'ampia superficie (34%), forse già oggi molto superiore a quella del 2005, non si fa più selvicoltura, mentre il prelievo legnoso è in gran parte concentrato su

di un'altra ampia area (46%) perché è conveniente farlo, dove si utilizza il bosco ma non lo si cura.

Questo stato di cose può consentire, almeno nel breve periodo, di trovare un equilibrio, sia pur precario, tra due "culture" del bosco oggi ben rappresentate nel nostro paese in questa difficile fase storica: il catastrofismo ambientale da una parte e lo sfruttamento delle risorse con poche regole dall'altra.

Entrambi questi modi di intendere il rapporto tra uomo e natura possono avere conseguenze negative sulla resilienza e resistenza dei nostri boschi. Per questo è importante che si diffonda nel mondo forestale la cultura della complessità come chiave per fronteggiare, e non solo in campo forestale, i cambiamenti in atto.

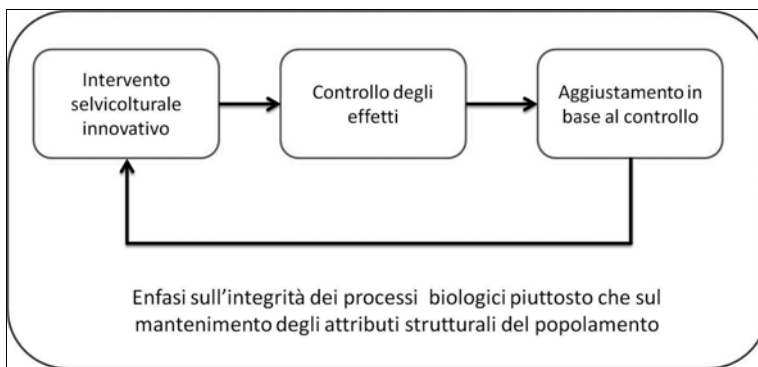


Figura 1. Schema di gestione basato sul controllo reiterato degli effetti prodotti dagli interventi selvicolturali. Questi ultimi non seguono un modello predefinito ma vengono stabiliti proprio in base alla risposta del popolamento.

Figura 2. Il rapporto tra teoria della complessità e selvicoltura non è univoco. Il concetto di bosco "sistema complesso adattativo" fornisce un quadro concettuale di riferimento che può stimolare l'ulteriore sviluppo di tipi di gestione selvicolturale già consolidati. D'altra parte, proprio l'esperienza pratica accumulata dai sistemi con più tradizione può aiutare le teorie collegate alla visione sistemica del bosco a diventare più operative (da Puettmann, 2011 mod.).

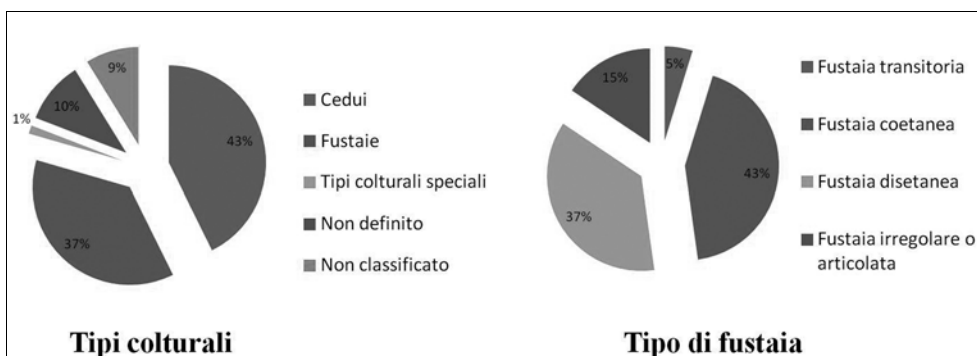
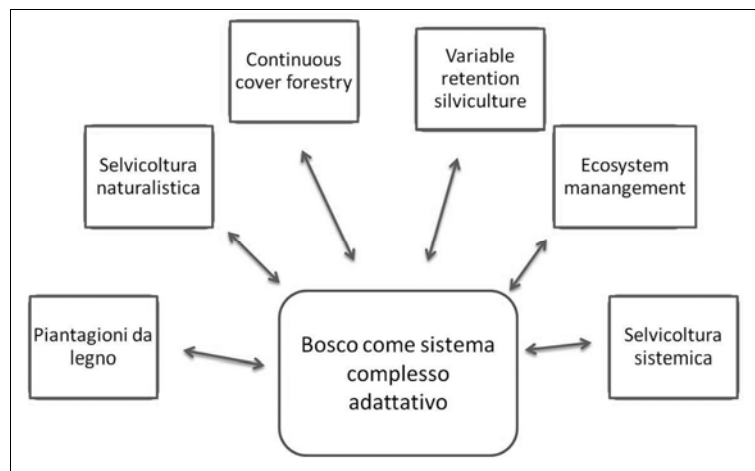


Figura 3. Superficie forestale italiana suddivisa per tipo colturale (sinistra). Superficie delle fustaie italiane suddivisa per tipo (destra). Fonte: INFC, 2005.

SUMMARY

Forest and global change: will silviculture still have a role?

The first fifteen years of the new millennium have been characterized in the forest sector by a resumption of the international debate on silviculture. Element common to the various proposals aimed at innovate concepts that are the basis of this human activity is the need to respond to the challenges posed to forest ecosystem by the “global change”. The awareness that the future will be different from both the past and the present as well as the uncertainty of how it will look forces to manage forests in a new way. The feeling is that a major change in the scientific paradigm that dominated forestry for century is being accomplished and the idea that forest is a complex adaptive system is gaining increasing recognition. If environment is changing forest will change too, but will it still be able to produce the wide range of ecosystem services society requires and are essential in order to mitigate the consequences of global change? Within this framework, and starting from data of the last National Inventory of Forests and Carbon sinks, some thoughts on the role that silviculture can have in Italy to make forests more suited to global change and able to provide both environmental and socio-economic important functions at national and local level are offered. To the extent that forest management is able to innovate, inspired by the new paradigm, it will help avoid the consequences of a crippling environmental catastrophism and the temptation, which is compounded by the continuing economic crisis, to think that respect for the complexity of the forest is a luxury that we cannot afford.

BIBLIOGRAFIA

- Ciancio O., 1996 – *Il Bosco e l'uomo*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 335.
- Ciancio O., 2011 – *La selvicoltura sistemica. Aspetti filosofici, epistemologici, metodologici*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 181-190.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2011.3.01>
- Drever C.R., Peterson G., Messier C., Bergeron M., Flannigan Y., 2006 – *Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience?* Can. J. For. Res., 36: 2285-2299.
<http://dx.doi.org/10.1139/x06-132>
- Franklin J.F., Spies T.A., Van Pelt R., Carey A.B., Thornburgh Rae Berg D., Lindenmayer D.B., Harmon M.E., Keeton W.S., Shawn D.C., Bible K., Chen J., 2002 – *Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example*. Forest Ecology and Management, 155: 399-423.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00575-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8)
- Gasparini P., Tabacchi G., 2011 – *L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC 2005. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e Risultati*. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Corpo Forestale dello Stato, Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Edagricole, Milano, pp. 653.
- Johnson P.S., Rogers R., 2002 – *The Ecology and Silviculture of Oaks*. CABI Publishing, New York.
<http://dx.doi.org/10.1079/9780851995700.0000>
- Leibungut H., 1970 – *Der wald als Lebensgemeinschaft*. Frauenfeld und Stuttgart.
- Levin S.A., 1998 – *Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems*. Ecosystems, 1: 431-436.
<http://dx.doi.org/10.1007/s1002199000>
- Mariano A., Gasparini P., De Natale F., Colletti L., Macri A., Pompei E., Romano R., Sambucini V., Visentin R., Vitullo M., 2010 – *Global Forest Resources Assessment 2010. Country Report, Italy*. FAO – Forestry Department. FRA2010/202, Roma. pp. 66. [online]:
<http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/ita/>.
- Messier C., Puettmann K.J., Coates K.D., 2013 – *Managing forests as complex adaptive systems. Building resilience to the challenge of global change*. Routledge, New York.
- Millar C.I., Stephenson N.L., Stephens S.L., 2007 – *Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty*. Ecological Application, 17 (8): 2145-2151. <http://dx.doi.org/10.1890/06-1715.1>
- Oliver C.D., Larson B.C., 1996 – *Forest Stand Dynamics*. John Wiley & Sons, New York.
- Peterson G., Allen C.R., Holling C.S., 1998 – *Ecological Resilience, Biodiversity and Scale*. Ecosystems, 1: 6-18.
<http://dx.doi.org/10.1007/s100219900002>
- O'Hara K.L., Ramage B.S., 2013 – *Silviculture in an uncertain world: utilizing multi-aged management systems to integrate disturbance*. Forestry, 86 (4): 401-410. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpt012>
- Puettmann K.J., 2011 – *Silvicultural Challenges and Options in the Context of Global Change: "Simple" Fixes and Opportunities for New Management Approaches*. Journal of Forestry, Sept.
- Vitousek P.M., 1994 – *Beyond the global warming: ecology and global change*. Ecology, 75 (7): 1861-1876. <http://dx.doi.org/10.2307/194159>

IL CEDUO A STERZO NELL'APPENNINO ROMAGNOLO: TRATTAMENTO DEL PASSATO O POSSIBILE REALTÀ PER IL FUTURO?

Gianpiero Andreatta¹

¹Corpo Forestale dello Stato, Comandante Provinciale di Forlì-Cesena; g.andreatta@corpoforestale.it

Il ceduo a sterzo ha trovato in passato, nei boschi di faggio di alcune aree dell'Appennino centrale, una discreta applicazione. Dai dati degli Inventari Forestali Nazionali (1985 e 2005) si può notare come la superficie trattata con tale modalità (nel 1985 74.000 ettari in ambito nazionale e 2.700 nella regione Emilia-Romagna) si sia notevolmente ridotta (nel 2005, per motivi statistici, il dato non è stato rilevato per l'esiguità delle superfici). Nella regione Emilia-Romagna, provincia di Forlì-Cesena, comuni di Bagno di Romagna e Verghereto, su poco più di 700 ettari continua a essere praticato il trattamento a ceduo a sterzo, localmente noto solo come "taglio della formica". Nella zona oggetto dello studio, in passato, gli assortimenti ricavati dal taglio erano quasi esclusivamente destinati alla produzione di carbone. Ad oggi, invece, vengono commercializzati come legna da ardere con evidenti difficoltà di mercato. In considerazione dei notevoli vantaggi derivanti dal tipo di trattamento e del fatto che non tutti i soprassuoli di faggio possono essere convenientemente indirizzati verso le conversioni all'altofusto, si ritiene che questa particolare modalità di gestione selvicolturale possa rivestire un importante significato anche per il futuro. Una possibile collocazione sul mercato del materiale legnoso, aspetto che rappresenta la principale problematica, potrebbe essere rappresentata dal carbone vegetale da impiegare per la cottura dei cibi. Nel nostro Paese il carbone non viene oramai più prodotto, mentre viene importato dal Sud America (Argentina in particolare) e dall'area balcanica. L'alternativa è la progressiva scomparsa di questo particolare trattamento con il conseguente abbandono dei soprassuoli.

Parole chiave: ceduo a sterzo, possibile futuro.

Keywords: coppice selection system, possible future.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ga-ilc>

1. Introduzione

Il ceduo a sterzo è quel particolare trattamento selvicolturale che prevede la presenza su un'unica cepaia di polloni di differenti classi di età. Il soprassuolo che si origina è disetaneo, con la particolarità di avere, nella norma, piante appartenenti a sole tre classi cronologiche/dimensionali. La forma classica del trattamento prevede che sia individuato, sulla base delle condizioni stazionali, un periodo di curazione al termine del quale vengono tagliati i polloni della terza classe e una parte di quelli delle altre due (Buffolo, 1936; Mannozi-Torini, 1949; Pavari, 1953; De Philippis, 1985; Hermanin e La Marca, 1985; Bernetti, 1995; Camia *et al.*, 2002). Mediamente il materiale legnoso derivante dalla utilizzazione di un ceduo a sterzo è composto per l'85-90% dal taglio dei polloni della terza classe e per il 10-15% dal taglio dei polloni delle prime due (Patrone, 1944). Il trattamento ha avuto in passato una discreta applicazione, in particolar modo nei popolamenti di faggio (*Fagus sylvatica* L.) dell'Appennino centrale e in misura minore nelle Prealpi. Sono segnalati esempi di ceduazione a sterzo anche sul castagno (*Castanea sativa* Mill.) nella provincia di Vicenza, sul leccio (*Quercus ilex* L.) nella Montagnola senese (Cappelli, 1982; Piusi, 1994) e sulla betulla

(*Betula aetnensis* Rafin) nelle pendici dell'Etna (Bagnato *et al.*, 2014). Per svariate ragioni, il trattamento ha subito negli anni un notevole ridimensionamento, tale da farlo sopravvivere solamente in realtà estremamente localizzate.

Il presente lavoro si pone lo scopo di considerare l'applicazione del trattamento a ceduo a sterzo in un particolare e ben localizzato contesto territoriale e di valutare se il medesimo debba essere considerato come una modalità gestionale oramai superata e destinata a scomparire, oppure se lo stesso possa ancora rivestire interesse per il futuro. Sulla base di quanto riscontrato nella realtà locale oggetto dello studio vengono inoltre proposte alcune valutazioni e considerazioni di carattere generale sul possibile significato e ruolo futuro dei popolamenti forestali trattati a ceduo a sterzo nel nostro Paese.

2. Il ceduo a sterzo in Italia

I dati del primo Inventario Forestale Nazionale Italiano (dati del 1985), a fronte della superficie forestale italiana pari a 8.675.100 ettari, individuavano in ambito nazionale solamente in 74.700 ettari la superficie territoriale dove si riscontrava l'applicazione del trattamento a ceduo a sterzo. Lo stesso Inventario quanti-

ficava nella regione Emilia-Romagna 2.700 ettari trattati attraverso tale modalità, che risultavano essere meno dell'1% della superficie regionale dei boschi cedui (MAF – ISAF, 1988). In considerazione della progressiva riduzione delle superfici trattate mediante tale tipologia gestionale, il secondo Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (dati riferiti al 2005), pur considerando l'aumento della superficie forestale nazionale a 10.467.533 ettari, non individua più il ceduo a sterzo tra le classi relative al tipo colturale, bensì lo considera come una delle modalità dello stato evolutivo dei boschi cedui (Gasparini e Tabacchi, 2011). I dati raccolti in fase inventariale quantificano la consistenza territoriale del ceduo a sterzo in soli 21.471 ettari in ambito nazionale (Tabacchi *et al.*, 2007), ma con un errore standard talmente elevato che, per motivi statistici, il dato non riveste significativa validità.

In merito alla presenza del trattamento sul territorio, va opportunamente specificato che in alcuni Inventari Forestali Regionali e/o in alcuni piani di assestamento o piani di gestione forestale viene riportata la presenza, su superfici più o meno significative, del ceduo a sterzo. Nella gran parte dei casi si tratta prevalentemente di aree sottoposte in epoche passate a tale tipo di trattamento selvicolturale, ma che da tempo non vengono più utilizzate con tale modalità. Dette aree hanno conseguentemente perso (pressoché in maniera irrimediabile) le caratteristiche strutturali tipiche della ceduzione a sterzo e, solamente sulla base della trascorsa modalità di utilizzazione, le superfici sono state inserite in detta categoria inventariale/gestionale.

3. L'area di studio

3.1 Consistenza e caratteristiche della ceduzione a sterzo

Nella regione Emilia-Romagna, provincia di Forlì-Cesena, nei comuni di Bagno di Romagna (area del Monte Comero) e Verghereto (area del Monte Fumaiolo), nell'alta valle del fiume Savio, a quote comprese tra i 900 e i 1.370 m. s.l.m., è tuttora presente una realtà territoriale dove su poco più di 700 ettari continua a essere applicato nelle formazioni di faggio il trattamento a ceduo a sterzo (Fig. 1). In ambito locale il trattamento è noto esclusivamente come "taglio della formica". Rispetto alla modalità definita classica, che prevede di norma la presenza di sole poche matricine a ettaro, il soprassuolo era caratterizzato in passato dall'assenza delle stesse. All'interno del popolamento si poteva riscontrare invece la presenza di alcuni soggetti d'altofusto, in misura variabile da qualche unità a poco oltre la decina di alberi per ettaro a seconda della superficie della proprietà. Detti esemplari arborei erano destinati non tanto a rimpiazzare le ceppaie, la cui facoltà pollonifera risultava essere oramai esaurita, quanto a essere utilizzati per la fornitura di materiale legnoso da opera. Nell'area di studio, le superfici dove all'attualità viene ancora applicata la ceduzione a sterzo sono gestite secondo piani di assestamento forestale (Belosi, 2005; Scoccimarro, 2006).

Il periodo minimo di curazione – in conformità alle

Prescrizioni di Massima e di Polizia Forestale in vigore nella regione Emilia-Romagna (RER, 1995) – è previsto in 10 anni, ma può variare e arrivare sino ai 15 (16) anni a seconda delle condizioni stazionali. Si hanno periodi più lunghi nelle aree meno fertili e più svantaggiate dalle condizioni meteo-climatiche, che comprendono quasi sempre le zone di alta quota e prevalentemente quelle di crinale. Le medesime Prescrizioni dispongono che possono essere cedui i polloni che hanno raggiunto l'età di 30 anni e il diametro di 10 centimetri misurato a metri 1.30 da terra; inoltre impongono che il taglio deve interessare tutte le classi cronologiche/diametriche, al fine di garantire uno sviluppo armonico dei polloni sulla ceppaia.

3.2 Destinazione e commercio dei prodotti legnosi

Da osservazioni dirette, risulta che nella zona interessata dallo studio la produzione del materiale legnoso ricavato dai tagli di utilizzazione può variare dai (400) 500 agli oltre 1.000 quintali a ettaro in quanto risulta essere collegata essenzialmente alle condizioni stazionali, al grado di feracità e all'intensità del taglio. In passato, gli assortimenti ricavati dalla ceduzione a sterzo erano quasi esclusivamente destinati alla produzione di carbone, che veniva realizzato pressoché totalmente in foresta (aie carbonili), esboscato a dorso di mulo e poi trasportato nelle città della non lontana pianura per scopi prevalentemente energetici. In ambito locale erano altre le essenze che venivano preferite e impiegate come combustibile, nello specifico carpino nero (*Ostrya carpinifolia* Scop.), cerro (*Quercus cerris* L.), roverella (*Quercus pubescens* Willd.).

Ad oggi, cessate da tempo le richieste di mercato del carbone quale fonte energetica, gli assortimenti legnosi che vengono messi in commercio sono impiegati come legna da ardere. La destinazione finale del materiale legnoso – considerata la presenza nel contesto locale delle altre essenze che vengono tuttora preferite quale combustibile – è prevalentemente indirizzata verso le regioni del Nord Italia, con non facili condizioni di vendita e prezzi non sempre competitivi. Com'è ben noto infatti, in tale ambito geografico, il mercato è condizionato molto spesso dai flussi di legna da ardere che provengono in gran parte dai Paesi dell'area balcanica.

4. Ragioni della presenza e vantaggi del ceduo a sterzo nell'Appennino romagnolo

4.1 Ragioni della presenza

Nell'Appennino romagnolo, a differenza di altri contesti territoriali, il trattamento a ceduo a sterzo evidenzia una realtà ancora ben presente e affermata. Questo non solamente a seguito delle prescrizioni assestamentali che prevedono e impongono tale tipologia gestionale, bensì essenzialmente per due ragioni. La prima è rappresentata dal volere e dalla determinazione dei proprietari dei soprassuoli che hanno continuato e continuano a credere – in misura prevalente per tradizione e ancora per una certa convenienza economica – in questa modalità di trattamento. L'esistenza di una unica proprietà privata di

circa 220 ettari, in comune di Bagno di Romagna e parte in quello di Verghereto, favorisce indubbiamente tale condizione e ne costituisce in buona parte un esempio trainante. La seconda ragione è dovuta alla presenza di imprese boschive, con maestranze preparate e qualificate, che hanno portato e portano avanti tale tipo di utilizzazione nei soprassuoli del comprensorio, credendo, anch'esse, nella validità del trattamento a ceduo a sterzo e trovando conseguentemente anche convenienza economica in questa modalità gestionale.

4.2 Vantaggi del ceduo a sterzo nell'Appennino romagnolo

Nell'area di studio, in considerazione dell'ubicazione dei popolamenti forestali e delle rispettive condizioni stazionali, si può riscontrare la presenza di molteplici aspetti positivi e vantaggiosi tipici del trattamento.

4.2.1 Vantaggi di carattere generale

Da tempo è noto come la modalità di esecuzione del taglio di utilizzazione consenta di mantenere una notevole presenza di piante nel soprassuolo dopo gli abbattimenti: questo implica la conseguenza positiva di garantire una continuità nella copertura del terreno con ripercussioni vantaggiose sulla stabilità idrogeologica delle aree interessate dal taglio nonché, di riflesso, delle aree contigue (Cappelli, 1982; Piussi, 1994).

Secondo le recenti tendenze del mondo forestale, un ulteriore aspetto decisamente positivo da considerare è rappresentato dal fatto che, dopo l'effettuazione della ceduzione a sterzo, l'impatto visivo si può considerare minimo sia da vicino che a distanza. Il non notare affatto la tagliata comporta notevoli vantaggi sulla mitigazione del mutamento del paesaggio, aspetto che sempre più ha assunto importanza nella valutazione delle utilizzazioni forestali (Fig. 2).

Sempre considerando le più recenti funzioni che vengono richieste ai popolamenti forestali, il ceduo a sterzo consente di fornire una buona e costante disponibilità di alimentazione per la fauna selvatica.

4.2.2 Vantaggi specifici

A differenza di altre modalità di ceduzione (ceduo semplice, matricinato), il ceduo a sterzo presenta una serie di vantaggi, ancor più peculiari se legati alle formazioni di faggio. Sebbene in passato alcuni Autori abbiano espresso perplessità e persino contrarietà alla gestione dei popolamenti di faggio secondo il governo a ceduo (Hofmann, 1963; Bernetti, 1987), altri Autori hanno consigliato proprio l'applicazione del ceduo a sterzo in considerazione soprattutto dell'ecologia della specie (De Philippis, 1954; Crivellari, 1955).

Un aspetto da considerare in ottica positiva e in maniera specifica, è che il ceduo a sterzo costituisce una modalità di trattamento che si adatta ottimamente alle formazioni di faggio in determinati contesti. Questo in particolar modo nelle zone di crinale dove le ceppaie mantengono più a lungo un elevato numero di polloni vitali (Masci *et al.*, 1999) e conseguentemente altre tipologie di ceduzione andrebbero incontro a maggiori difficoltà. Inoltre tale trattamento è l'unico che consente di eseguire il taglio di ceduzione anche durante il periodo di attività vegetativa

della pianta senza compromettere la vigoria delle ceppaie. Questo aspetto riveste particolare importanza in quanto consente di effettuare le utilizzazioni anche al di fuori dei periodi "canonici" per il bosco ceduo, ossia i mesi autunnali e invernali, durante i quali, specie in alta quota, la presenza di neve impedisce l'esecuzione dei tagli. Sempre alle quote più elevate, il rilascio dei polloni ("tirasucchi") dopo il taglio di ceduzione permette alle ceppaie di continuare a vivere in condizioni ottimali e le stimola a emettere nuovi getti polloniferi; tale vitalità verrebbe notevolmente compromessa se il faggio venisse trattato a ceduo semplice. Si può pertanto considerare che, sulle base delle caratteristiche ecologiche della specie, il ceduo a sterzo ben si adatti e si proponga quale miglior trattamento di ceduzione per i popolamenti di faggio, specie per quelli ubicati alle quote più elevate (Hofmann, 1991; Gellini e Grossoni, 1996).

Infine, rispetto ad altre tipologie di ceduzione, nei contesti di alta quota il ceduo a sterzo fornisce la maggiore produttività di materiale legnoso (Piussi, 1994). Per quanto sopra esposto, si può affermare che il contesto geografico preso in esame con il presente studio, evidenziando una serie di aspetti positivi e vantaggi di carattere generale e specifici, possa essere considerato quale realtà territoriale estremamente positiva per quanto riguarda la gestione selvicolturale dei soprassuoli. Lo stesso inoltre può ben rappresentare un utile termine di riferimento e paragone anche per altri popolamenti forestali trattati, all'attualità o in passato, a ceduo a sterzo in differenti contesti territoriali.

5. Diminuzione territoriale e difficoltà gestionali del ceduo a sterzo

Per poter comprendere compiutamente il significato e l'importanza della presenza del ceduo a sterzo nella realtà considerata dal presente studio non si può prescindere da un'attenta disamina delle cause che hanno comportato una notevole riduzione delle superfici trattate attraverso detta modalità di gestione sia in ambito regionale che nazionale.

5.1 Cause della diminuzione del ceduo a sterzo

Le cause da prendere in esame riguardo il progressivo ridimensionamento delle superfici trattate a ceduo a sterzo sono molteplici e riguardano diversi aspetti.

La motivazione principale - che è andata a interessare tutto l'ampio contesto territoriale dei soprassuoli governati a ceduo con il conseguente avviamento all'altofusto di molti degli stessi - riguarda, com'è ben noto, il progressivo calo di domanda, registrato in modo particolare a partire dal secondo dopoguerra, di legna da ardere e carbone per impiego soprattutto domestico.

Di questo aspetto se ne sono occupati numerosi Autori (per necessaria brevità si omette il lungo elenco delle citazioni). Oltre alla motivazione precedentemente esposta, vi è la specifica condizione che - anche laddove vi fossero state realtà territoriali con presenza di un mercato della legna da ardere - al faggio sono state preferite specie forestali legnose, quali le essenze quercine e i carpini, componenti tipiche di gran parte dei boschi cedui dell'Appennino e delle Prealpi.

5.2 Difficoltà gestionali del trattamento a ceduo a sterzo

Direttamente collegata alla riduzione delle superfici su cui viene applicato il trattamento di ceduazione a sterzo vi è la necessità di impiegare per le operazioni in bosco manodopera professionale altamente specializzata (Figura 3). Questo in considerazione della particolare modalità di esecuzione del taglio di ceduazione che deve avvenire in modo tale da riuscire a far cadere a terra il/i pollone/i destinato/i al taglio senza arrecare danno agli altri presenti sulla ceppaia.

Nel tempo, causa lo spopolamento della montagna e la scelta di nuove occupazioni, tale manodopera si è notevolmente ridotta e nella gran parte delle realtà è quasi totalmente scomparsa. Questo fenomeno, come in precedenza accennato, non si è verificato nell'area di studio, ma se non verrà mantenuta la convenienza economica per l'applicazione della ceduazione a sterzo, le imprese boschive rivolgeranno la loro attenzione professionale verso altri soprassuoli.

6. Possibile futuro per il ceduo a sterzo

L'aver mantenuto nei popolamenti di faggio dell'Appennino romagnolo il trattamento a ceduo a sterzo consente di poter avere a disposizione una realtà concreta e attuale su cui poter esprimere fondate considerazioni in relazione anche al futuro del trattamento stesso. Con riferimento a quanto è possibile osservare e constatare nell'area di studio, la domanda che il Selvicoltore si pone è considerare se questo tipo di trattamento sia solamente legato alla tradizione, e sia pertanto destinato col tempo a scomparire, oppure possa ancora rappresentare per il futuro una possibile modalità di gestione di particolari tipologie di popolamenti di faggio. Sulla base delle argomentazioni che di seguito vengono esplicitate si può affermare che questa particolare tipologia di gestione selvicolturale possa rivestire un importante ruolo per il futuro, oltre che per la realtà dell'area di studio, anche per la gran parte dei popolamenti forestali di faggio che si trovano in condizioni stazionali simili nella dorsale appenninica.

6.1 Punti di forza del trattamento

I punti di forza del trattamento a ceduo a sterzo nelle formazioni di faggio, elementi essenziali per determinare il futuro dello stesso, possono essere considerati sostanzialmente due. Il primo è costituito dai molteplici vantaggi che tale modalità di gestione selvicolturale comporta di cui si è trattato in precedenza. Il secondo punto di forza è rappresentato dal fatto che non tutti i popolamenti forestali di faggio governati a ceduo possono essere indirizzati convenientemente verso le conversioni all'altofusto (Fig. 4).

Specificando tale affermazione, che si può ben contestualizzare anche nella realtà considerata, si vuol fare riferimento sostanzialmente alle formazioni boschive che si trovano su terreni a bassa fertilità e in condizioni meteo-climatiche poco favorevoli. Queste situazioni coincidono molto spesso con i soprassuoli che coprono i crinali e le aree immediatamente sottostanti, soprassuoli che rappresentano una ragguardevole porzione della dorsale appenninica. Per detti popo-

lamenti forestali – come dimostrato dal caso dell'area di studio – l'applicazione del trattamento a ceduo a sterzo risulta essere la migliore modalità attuabile.

6.2 Conseguenze dell'abbandono

Va evidenziato che l'abbandono, anche se temporaneo, del trattamento - in considerazione della particolarità strutturale del soprassuolo - può comportare conseguenze problematiche per il futuro delle formazioni forestali. Se i tagli di utilizzazione non vengono eseguiti con cadenza temporale regolare (legata al periodo di curazione), il popolamento forestale perde ben presto le caratteristiche tipiche del tipo colturale evolvendo rapidamente verso un soprassuolo dove i polloni della terza classe hanno progressivamente il sopravvento su quelli delle altre due. Questo processo, com'è facilmente intuibile, è determinato dalla progressiva morte dei polloni, soprattutto all'inizio della prima classe, per il progressivo aumento delle condizioni sfavorevoli di illuminazione. Una volta compromessa fortemente la vitalità dei polloni della prima classe di età (e, in un momento successivo, anche della seconda) appare complesso, a livello tecnico-selvicolturale, e richiede un notevole lasso di tempo (almeno di due periodi di curazione), il ritornare alla struttura tipica del trattamento. Questo anche nel caso le ceppaie mantengano una sufficiente facoltà pollonifera. Prove sperimentali confermano tali difficoltà (Poggi, 1960; Coppini, 2009; Fabbri, 2012).

L'abbandono prolungato degli interventi gestionali da parte dell'uomo può comportare invece la conseguente evoluzione naturale verso formazioni di non elevato pregio destinate alla mera funzione protettiva (Fig. 5). Se questo avvenisse, avrebbe come inevitabile conseguenza la consegna del trattamento ai soli libri di archeologia forestale con la perdita definitiva di valori storici e culturali che hanno caratterizzato per secoli la vita di molte genti della montagna appenninica e prealpina.

6.3 Nuove ipotesi gestionali

Riguardo le possibilità di continuare ad applicare il trattamento a ceduo a sterzo nei boschi di faggio, sono stati condotti recenti studi e sperimentazioni che, tenendo conto delle attuali condizioni strutturali dei soprassuoli nonché delle realtà sociali ed economiche, propongono di reinterpretare la tipologia di tale ceduazione basata non più su tre, bensì su sole due classi cronologiche/dimensionali (Coppini e Hermanin, 2007; Coppini *et al.*, 2008; Coppini e Hermanin, 2010). Di questa modalità di impostazione della ceduazione vi sono testimonianze sporadiche peraltro anche in epoca passata (Perrin, 1954; Hermanin, 1980).

6.4 Possibile collocazione sul mercato dei prodotti legnosi

Una delle maggiori complicazioni per la conveniente applicazione a livello economico del ceduo a sterzo è rappresentata dalla destinazione commerciale della legna ottenuta dal taglio di utilizzazione.

Attualmente la destinazione commerciale del materiale legnoso è essenzialmente indirizzata verso la legna da

ardere, con le difficoltà di mercato già evidenziate, che valgono non solamente per l'area di studio, bensì in linea generale.

Considerato quanto sopra, una possibile collocazione sul mercato del materiale legnoso, quale merce di nicchia, potrebbe essere rappresentata dal carbone vegetale da usare per la cottura dei cibi (Fig. 6). Oramai da tempo, dopo secoli di intensa produzione, il carbone di legna nel nostro Paese non viene più prodotto, eccezion fatta per pochissime realtà legate a contesti locali e senza un vero e proprio mercato. Se si considera la richiesta e la commercializzazione del prodotto, giustificata dall'elevato numero di navi che salpano dal Sud America (Argentina in particolare) e che regolarmente scaricano sulle banchine dei porti italiani tonnellate di carbone vegetale e dal numero di automezzi pesanti provenienti dall'area balcanica che ogni giorno passano le frontiere nazionali italiane carichi del medesimo materiale, si ritiene ci siano ampie possibilità, anche nell'ottica del consumo a "chilometro zero", per trovare significative e remunerative collocazioni ai prodotti legnosi ricavabili dalle utilizzazioni forestali dei cedui a sterzo di faggio della dorsale appenninica.

7. Considerazioni conclusive

Il trattamento a ceduo a sterzo ha rappresentato in passato una modalità gestionale applicata, seppur su superfici non molto estese, soprattutto nei boschi di faggio dell'Appennino centrale. Per la peculiarità e le difficoltà gestionali, il trattamento ha subito negli ultimi decenni un progressivo ridimensionamento di superficie tanto da farlo "sopravvivere" oramai solamente in pochi e particolari contesti territoriali. Uno di questi è rappresentato dai soprassuoli dell'Appennino romagnolo oggetto del presente lavoro.

Sulla base delle considerazioni e delle valutazioni effettuate su quanto avviene nell'area di studio, si può affermare che il trattamento a ceduo a sterzo nei popolamenti di faggio non sia da considerare affatto quale modalità gestionale esclusivamente legata al

passato. Al contrario, come ben evidenzia la realtà presa in esame, si ritiene che lo stesso possa rappresentare una scelta gestionale ottimale nei molteplici contesti territoriali della dorsale appenninica, in particolar modo nelle zone prossime ai crinali, costituendo una pratica selvicolturale a basso impatto ambientale e paesaggistico.

Per poter ridare slancio alla gestione selvicolturale impostata sulla ceduzione a sterzo va risolta, per prima cosa, la criticità principale che è rappresentata dalla destinazione commerciale del materiale legnoso derivante dai tagli di utilizzazione. Ad oggi, l'impiego avviene pressoché esclusivamente quale legna da ardere, ma vi sono ampie possibilità di intervenire per indirizzare la commercializzazione verso la produzione di carbone vegetale da impiegare per la cottura dei cibi, considerando che oramai in Italia questa tipologia di prodotto viene quasi del tutto importata.

Con interventi mirati di "sensibilizzazione" e "informazione sull'acquisto" e con la procedura della certificazione dei prodotti legnosi e relativi derivati, si ritiene possibile tornare ad avere una convenienza economica nella gestione di soprassuoli di faggio trattati con la modalità del ceduo a sterzo, sempre nell'ambito di una gestione forestale sostenibile (Pettenella *et al.*, 2000; Ciano e Nocentini, 2004; Ciano, 2008). Questo nell'ottica della sempre maggiore attenzione e della crescente sensibilità che si riscontra nella società sui temi della tutela e salvaguardia ambientale e, in tale ambito, delle scelte di consumi più responsabili (Morosi, 2014).

Ringraziamenti

Un particolare ringraziamento va a tutti coloro che ho avuto modo di incontrare nell'ambito del servizio d'istituto del Corpo Forestale dello Stato e che a vario titolo, quali proprietari o gestori di soprassuoli forestali, imprese boschive, commercianti di legna, si adoperano per mantenere vivo, nella cultura e nella selvicoltura, il trattamento a ceduo a sterzo nell'Appennino romagnolo.



Figura 1. Il ceduo a sterzo, quasi del tutto scomparso in Italia, continua ad essere applicato vantaggiosamente nell'area di studio, l'Appennino romagnolo. (Foto G. Andreatta).

Figure 1. The coppice selection system, which has nearly disappeared in Italy, continues to be applied advantageously in the study area, the Apennines region of Romagna. (Photo G. Andreatta).

Figure 1. Le taillis fureté, presque du tout disparu en Italie, continue à être utilisé avantageusement dans la zone d'étude, l'Apennin de la Romagne. (Photo G. Andreatta).

Figura 2. Dopo l'esecuzione del taglio di ceduazione, il soprassuolo garantisce una continuità nella copertura del terreno, con vantaggi per la stabilità idrogeologica e per il paesaggio. (Foto G. Andreatta).

Figure 2. After the execution of the coppicing, the topsoil provides continuous coverage of the ground, with benefits for the hydrogeological stability and for the landscape. (Photo G. Andreatta).

Figure 2. Après l'exécution du coupe de rajeunissement, le peuplement forestier garantit une continuité dans la couverture du terrain, avec des avantages pur la stabilité hydrogéologique et pour le paysage. (Photo G. Andreatta).



Figura 3. In considerazione della particolare modalità di esecuzione del taglio, nella ceduazione a sterzo è necessario impiegare manodopera professionale altamente specializzata. (Foto G. Andreatta).

Figure 3. Given the particular mode of execution of cutting in the coppice selection system, it is necessary to employ professional and highly skilled workforce. (Photo G. Andreatta).

Figure 3. En considération de la modalit  spéciale d'exécution du coupe, dans le coupe de rajeunissement il est nécessaire d'employer main-d'oeuvre professionnelle hautement spécialisée. (Photo G. Andreatta).



Figura 4. Non tutti i popolamenti forestali di faggio governati a ceduo a sterzo possono essere convenientemente convertiti all'altofusto. (Foto G. Andreatta).

Figure 4. Not all forest beech stands, managed with coppice selection system, can be conveniently converted to high forest. (Photo G. Andreatta).

Figure 4. Pas tous les peuplements forestiers d'hêtre g vern s au taillis fureté peuvent être convenablement converti au futaie. (Photo G. Andreatta).

Figura 5. L'abbandono della ceduzione a sterzo comporta molto spesso l'evoluzione dei popolamenti forestali verso soprassuoli di non elevato pregio. (Foto G. Andreatta).

Figure 5. The abandonment of selection coppicing very often causes the evolution of forest stands into not high quality woodland. (Photo G. Andreatta).

Figure 5. L'abandon du coupe de rajeunissement fureté comporte très souvent l'évolution des peuplements forestiers vers peuplements de n'élévée pas valeur. (Photo G. Andreatta).



Figura 6. Una possibile collocazione sul mercato del materiale legnoso potrebbe essere rappresentata dal carbone da usare per la cottura dei cibi. (Foto G. Andreatta).

Figure 6. A possible marketing angle for the wood product may be the use of charcoal for food preparation. (Photo G. Andreatta)

Figure 6. Une disposition possible dans le marché du matériel ligneux pourrait être représentée par le charbon d'utiliser pour la cuisson des nourritures. (Photo G. Andreatta).

SUMMARY

Coppice selection system in the Apennines of Romagna: a practice of the past or a realistic possibility for the future?

The coppice selection system found a direct application in the past, in some of the beech forested areas of Italy. According to data from the National Forestry Inventory (1985 and 2005) the area treated with this method has been significantly reduced. In 1985 there were 74,000 hectares nationally and 2,700 only in the region of Emilia-Romagna. In the region of Emilia-Romagna, district of Forlì-Cesena, municipalities of Bagno di Romagna and Verghereto, the treatment of coppice selection system, locally known as "ant cutting", continues to be practiced on just over 700 hectares (in 2005, for statistical purposes, the data did not incorporate coppice selection system because the practice was applied to an area that was considered negligible in size). In the area covered by the study, the wood assortments, in the past, were almost exclusively taken from the cut for the production of coal. Today on the other hand, it is difficult to find a market for the commercialization of this type of product as firewood.

In view of the significant benefits of the coppice selection system type of treatment and of the fact that not all stands of beech can conveniently be converted to high forest, it is believed that this particular mode of silvicultural management may play an important role for the future, towards the production of coal instead of firewood. A possible marketing angle for the placement of such harvested crop on the market, this being the aspect which represents the main problem, could be argued for the use of charcoal in specialty or gourmet cuisine for cooking. In our country, coal is no longer produced, while it is being imported from South America (especially Argentina) and the Balkans. The alternative is the gradual disappearance of this particular treatment with the consequent abandonment of the stands.

BIBLIOGRAFIA

Bagnato S., La Piana V., Mercurio V., Merlino A., Scarfò F., Sciascia N., Solano F., Spampinato G., 2014 – *Dinamiche evolutive in boschi cedui di betulla (Betula aetnensis Rafin) nel Monte Etna (Sicilia)*. Forest@, 11: 52-64.

- Belosi A., 2005 – *Piano d'assestamento forestale del Consorzio forestale "Alta valle del Tevere" - validità per il periodo 2005-2014*. Studio Verde, Forlì.
- Bernetti G., 1987 – *I boschi della Toscana*. Edagricole, Bologna.
- Bernetti G., 1995 – *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino.
- Buffolo V., 1936 – *I cedui di faggio trattati a sterzo in Italia*. L'Alpe, (11-12): 404-412.
- Camia A., Bovio G., De Ferrari F., 2002 – *Il ceduo a sterzo di Valmala (CN)*. In: Il bosco ceduo in Italia di O. Ciancio e S. Nocentini. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 249-276.
- Cappelli M., 1982 – *Selvicoltura generale*. Edagricole, Bologna.
- Ciancio O., Nocentini S., 2004 – *Il bosco ceduo. Selvicoltura, Assestamento, Gestione*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Ciancio O., 2008 – *Quale selvicoltura nel XXI secolo?* Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, 57: 3-63.
- Coppini M., Hermanin L., 2007 – *Restoration of selective beech coppices: a case study in the Apennines, Italy*. Forest Ecology and Management, 249: 18-27.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.035>
- Coppini M., Hermanin L., Molducci P., Scoccimarro N., 2008 – *I cedui di faggio dell'Alta Val Secchia*. Medit Silva, Frontone (PU).
- Coppini M., 2009 – *La gestione produttiva delle faggete in Appennino*. Tesi del Corso di Dottorato di ricerca. Università degli Studi della Tuscia – Viterbo.
- Coppini M., Hermanin L., 2010 – *Il ripristino del trattamento a sterzo – primi interventi nel ceduo di faggio*. Sherwood, Foreste ed Alberi Oggi, 165 (vol. 16 n. 6): 5-9.
- Crivellari D., 1955 – *Conservazione e miglioramento delle faggete alpine e appenniniche*. In: Atti del Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani. Firenze, 14-18 marzo 1954. Volume 1: 237-284.
- De Philippis A., 1954 – *Appunti delle lezioni di ecologia forestale e selvicoltura generale*. CaM. Editore, Firenze.
- De Philippis A., 1985 – *Lezioni di selvicoltura speciale*. Seconda edizione. CUSL, Firenze.
- Fabbri F., 2012 – *Il ceduo a sterzo di faggio. Generalità e proposte di sperimentazione per il ripristino del trattamento in popolamenti invecchiati*. Tesi di laurea. Università degli Studi di Firenze.
- Gasparini P., Tabacchi G., 2011 – *L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC 2005. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati*. MiPAAF – Corpo Forestale dello Stato; CRA – Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Edagricole, Milano.
- Gellini R., Grossoni P., 1996 – *Botanica forestale. Volume 2*. CEDAM, Padova.
- Hermanin L., 1980 – *Piano di riordino colturale dei boschi e dei pascoli del comune di Scanno (AQ)*. De-cennio 1981-1990. Centro Stampa Palagi, Firenze.
- Hermanin L., La Marca O., 1985 – *Appunti di Assestamento Forestale dalle lezioni del Prof. M. Cantiani*. Edizioni A-Zeta, Firenze.
- Hofmann A., 1963 – *La conversione dei cedui di faggio*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, 12: 145-167.
- Hofmann A., 1991 – *Il faggio e le faggete in Italia*. MAF – Corpo Forestale dello Stato. Collana Verde, n. 81.
- MAF – ISAFA 1988 – *Inventario Nazionale Forestale - INF 1985*. Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste - Corpo Forestale dello Stato, Roma; Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e l'Alpicoltura, Trento.
- Mannozi-Torini L., 1949 – *Il trattamento a sterzo dei boschi cedui di faggio*. L'Eco della Montagna, 5: 118-124.
- Masci A., Papi R., Scarascia Mugnozza G., 1999 – *Struttura selvicolturale di faggete appenniniche e rapporti con la biodiversità*. In: Ecologia strutturale e funzionale di faggete italiane a cura di G. Scarascia Mugnozza. Edagricole, Bologna.
- Morosi C., 2014 – *Presentazione del Secondo Congresso Internazionale di Selvicoltura*. L'Italia Forestale e Montana, 69 (4): 201-203.
- Pettenella D., Urbinati C., Bortoluzzi B., Fedrigoli M., Piccini C., 2000 – *Indicatori di gestione forestale sostenibile*. A.N.P.A., Serie Stato dell'Ambiente, Roma.
- Patrone G., 1944 – *Lezioni di assestamento forestale*. Tipografia Ricci, Firenze.
- Pavari A., 1953 – *Governo e trattamento dei boschi*. R.E.D.A., Roma.
- Perrin H., 1954 – *Selvicoltura. Tomo 2. Il trattamento delle foreste. Teoria e pratica delle tecniche selvicolturali*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Poggi U., 1960 – *Considerazioni sulla trasformazione dei cedui di faggio a taglio raso mediante l'introduzione del taglio a sterzo*. L'Italia Forestale e Montana, 5 (5): 193-197.
- Piussi P., 1994 – *Selvicoltura generale*. UTET, Torino.
- RER, 1995 – *Prescrizioni di Massima e di Polizia Forestale*. Regione Emilia-Romagna. Approvate con deliberazione della Giunta Regionale in data 31.01.1995, ratificata dal Consiglio Regionale con proprio atto n. 2354 in data 01.03.1995.
- Tabacchi G., De Natale F., Di Cosmo L., Floris A., Gagliano C., Gasparini P., Genchi L., Scrinzi G., Tosi V., 2007 – *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio – INFC, Le stime di superficie 2005*. MiPAF – Corpo Forestale dello Stato, Roma; CRA – ISAFA, Trento.
- Scoccimarro N., 2006 – *Piano d'assestamento forestale delle proprietà associate al Consorzio forestale "Alta valle del Savio" - validità per il periodo 2005-2014*. Studio Verde, Forlì.

MONITORAGGIO COMPOSITIVO E STRUTTURALE DELLA FORESTA DE LA VERNA (ITALIA - AR) ATTRAVERSO LA GESTIONE SELVICOLTURALE DAL 1890 A OGGI

Simone Borchì¹, Marcello Miozzo²

¹Già Dirigente della Comunità Montana del Casentino, Poppi (Arezzo); simoneborchi@alice.it

²D.R.E.Am. Italia, Pratovecchio, Arezzo

La foresta della Verna, collocata attorno al Santuario francescano, è stata oggetto di una gestione plurisecolare della quale restano numerose documentazioni e testimonianze storiche, sia di tipo descrittivo che quantitativo, relative a modalità selvicolturali, composizione e struttura assunte nel corso del tempo. Obiettivo dello studio era la comprensione delle dinamiche evolutive, attraverso l'allargamento di osservazioni basate su dati compositivi e strutturali già analizzati per il secolo 1902-2001. Sono stati messi a confronto, per inventariazione successiva, con i dati del 2001 quelli raccolti nel 1890, quando il Comune di Firenze fece redigere un piano di coltivazione. Utilizzando dati volumetrici, descrittivi e cartografici, è stata ricostruita la selvicoltura empirica praticata dai frati, basata sulla compresenza di fustaia, prevalentemente mista, e ceduo, con strutture poco definite e spesso ibride, comunque sempre con prelievi limitati, destinati all'autoconsumo. Il confronto dei volumi cormometrici rilevati nelle particelle del 1890 e la redistribuzione dei volumi del 2001 sulle stesse, resa possibile dall'utilizzo della tecnologia LiDar, ha consentito di documentare non solo l'allargamento delle aree boscate, ma un generale aumento delle provvigioni legnose, con una media di quasi cinque volte i valori iniziali, anche se con situazioni diversificate. I confronti volumetrici, associati a quelli descrittivi, hanno reso possibile rilevare e misurare l'evoluzione del bosco nelle singole particelle, valutando l'incidenza di fattori climatici, come la tromba d'aria di fine 1943, di evoluzioni naturali e selvicolturali da forme di ceduo a fustaie, di evoluzione di fustaie verso strutture complesse e vetuste.

Parole chiave: selvicoltura, foreste vetuste, storia forestale, inventari.

Keywords: silviculture, ancient forests, forest history, forest inventories.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-sb-mon>

La foresta della Verna, che circonda l'omonimo convento posto in Casentino a confine con l'Alta Valle del Tevere, da circa otto secoli ha ospitato e ospita Francesco e i suoi frati che, fino all'esproprio del 1866, ne hanno avuto la proprietà. Successivamente subentrò prima il possesso (1866-1880) e poi la proprietà del Comune di Firenze, che la tenne fino al 1934, quando donò la foresta ai frati. A parte il breve periodo dell'esproprio napoleonico, fino al 1866 la coltivazione e salvaguardia del bosco furono rese possibili non dalla consapevolezza tecnica di finalità e metodi colturali, ma grazie alla volontà di conservare la foresta della Verna nella forma estetica conosciuta da Francesco, chiedendo alla selva il legno per l'autoconsumo e poco più e ricambiando con una cura diffusa e costante applicata mediante le prassi colturali in vigore nel territorio (Borchì, 2014). Il Comune di Firenze, sollecitato anche dai Francescani che stavano per essere cacciati dal Santuario, fece valere il giuspatronato accordato nel 1432, che poneva il convento, con tutti i beni e pertinenze, e gli stessi frati "*sub protectione et defensione Communis Florentie*" e ne affidava il compito ai Consoli dell'Arte della Lana, i quali "*teneantur curam, gubernationem et*

administrationem possessionum et bonorum dicti conventus"¹.

Il subentro del Comune determinò la necessità di conoscere i beni acquisiti, di stabilirne le forme e gli strumenti di gestione, sostituendo alla prassi di coltivazione del bosco della Verna un piano adeguato e precise scelte selvicolturali, peraltro sempre intese a preservare e continuare la gestione dei frati come identificata dalle caratteristiche e dai paesaggi della foresta.

Il primo piano ufficiale risale al 1910, con rilievi dendrometrici realizzati negli anni 1902-1903-1904; questi ultimi hanno consentito un confronto su circa 80 ha con i dati rilevati nel 2001 per il piano 2004-2013, evidenziando le dinamiche strutturali derivanti dal combinato evoluzione naturale – interventi colturali – eventi meteorici e climatici, come riportato in un lavoro presentato al Congresso di Taormina del 2008 (Miozzo e Borchì, 2009).

¹"Provisione presa dal Consiglio del Popolo di Firenze nel 28 Giugno 1432 ed approvata dal Consiglio del Comune nel 30 giugno detto" riportata nel testo latino originale in Mencherini 1924, p. 441 e 442.

Una ricerca sistematica tra i documenti sulla Verna conservati nell'Archivio storico del Comune di Firenze, ha però consentito la riscoperta del *"Rapporto sulle condizioni attuali del Bosco della Verna in Provincia di Arezzo di proprietà del Comune di Firenze"* redatto nel 1890 da Alberto de Helguero, Regio Sotto Ispettore Forestale in Firenze². Il *Rapporto* consiste in realtà in un vero e proprio piano composto da relazione, carta catastale in scala 1:2500 con alcuni submappali colturali, descrizioni particellari con rilievi dendrometrici, determinazione della provvigione e riprese, disposizioni selvicolturali e per il miglioramento e la coltivazione dei terreni nudi, prativi e seminativi, determinazione della rendita da corrispondere al Comune da parte dei frati affittuari. Quest'ultima era il motivo principale della richiesta del Comune al Ministro dell'Agricoltura per avere la collaborazione di un ispettore forestale per redigere l'inventario del bosco della Verna, in modo da regolarizzare il contratto d'affitto³, viste le critiche avanzate da numerosi consiglieri comunali.

La finalità contingente di calcolare la rendita utile alla definizione del canone di affitto è all'origine dell'insufficiente rilievo dato al *Rapporto*, che pure guidò la coltivazione della foresta fino al 1911 e che rappresenta l'unico caso di rilievo descrittivo selvicolturale precedente quelli effettuati dalla Comunità Montana del Casentino per il piano 1990-1999. Anche il *Piano di governo*, redatto da Arturo Brengola nel 1910 e reso esecutivo dal Ministero dell'Agricoltura l'8 Novembre 1911, non comprendeva descrizioni particellari, ma solo una relazione con divisione dei soprassuoli in classi colturali a loro volta raggruppate fra quelle escluse da interventi regolari e quelle, su circa 82 ha, con rilievi dendrometrici e prescrizioni colturali sintetiche per il primo decennio⁴. In realtà Brengola basò il suo lavoro sui rilievi descrittivi di Helguero, come dimostra, fra l'altro, un biglietto ritrovato fra le pagine 10 e 11 del *Rapporto* in cui Brengola scrisse *"È necessario trovare la relazione dell'Ispettore Forestale Sig. Alberto del Guenio [sic!] del 1. Dicembre 1890, con la stima del soprassuolo a £ 82,672.76, e con la valutazione della rendita a £ 2039, con le proposte relative al miglioramento dei boschi e delle strade"*⁵.

Il *Rapporto* propone una dettagliata "istantanea" della foresta nel 1890 e così, a conferma di altre fonti docu-

mentarie, apprendiamo che *"Il Monte della Verna... si distingue a grandi distanze, tanto più che coperto di boschi contrasta fortemente con tutte le località circostanti diboscate ed affatto brulle e deserte"* (pp. 2-3). *"Il bosco ... è popolato principalmente da abeti e da Faggi. Queste due sono le essenze predominanti alle quali si aggiungono in minori proporzioni il Frassino, il Cerro, gli Aceri, i Pioppi, i Salici ed altre specie di minore importanza come il Citiso, il Pero selvatico etc... Diverso e promiscuo è il governo di queste essenze boschive. Infatti accade di frequente in uno stesso appezzamento di trovare frammisti agli abeti di diversa età il Faggio ed altre essenze latifoglie, alcune delle quali rappresentate da individui ultracentenari, altre da riproduzioni cedue giovanissime!"* (pp. 4-5). Vengono fornite anche informazioni sulla gestione pregressa, così sintetizzata a p. 140: *"Sinora questo bosco venne conservato, se vuolsi anche con eccessiva parsimonia, ma può anche dirsi che non fu sottoposto a nessun regime di governo perché le utilizzazioni furono limitate al solo materiale occorrente agli affittuari per riscaldamento loro e le riparazioni ai numerosi edifici che hanno in consegna, prelevato tutto questo materiale che si fa ascendere annualmente a:*

- a) metri cubi 25 di legname da opera e costruzione
- b) id [em] 200 di legname da focaggio da piante atterrate dalle bufere oppure cadute per vetustà e da diradi non sempre convenientemente praticati nei boschi [di] latifolia troppo folti".

La foresta situata a monte del convento e dell'attuale strada era coltivata per la maggior parte a fustaia, con limitati tratti di ceduo, generalmente mista, con prevalenza di faggio e abete bianco e importante presenza di frassino, acero montano e riccio. La porzione situata più in basso, in particolare attorno alla base del monte e limitrofa a seminativi e pasture, era coltivata sostanzialmente a ceduo, ma con modalità molto diverse e raramente riconducibili a una forma precisa di trattamento. Nei seminativi e nei pascoli le piante erano *"per la maggior parte capitozzate"* per servire di *"sussidio ... alla Pastorizia"* (p. 110) e *"facilmente deperiscono a causa della carie che le invade, epperò nel mentre occorre rimpiangere del loro legname si ricava ben poco giacché è appena buono pel focaggio"* (pp. 115-116). Informazioni più specifiche sulle condizioni e modalità di coltivazione dei boschi si trovano all'interno delle descrizioni particellari, sia con riferimento alle singole particelle che a criteri colturali più generali (i numeri di particella sono nella mappa di Fig. 2).

La part.270 (ha 7,74, località Cappella del Fondo – Tabernacolo della Melosa) era costituita da una faggeta, prevalentemente a fustaia ma con diffuse ceppaie a ceduo, con presenza di abete bianco; per questa tipologia di bosco misto *"Il sistema seguito fin qui nelle utilizzazioni è di sterzare i boschi di faggio troppo folti e densi per dare luce e sfogo alle piante aduggiate, e di utilizzare le piante vecchie di Faggio ed abeto solo quando da cause meteoriche vengono abbattute dai venti oppure per vetustà deperiscono e seccano in piedi"* (p. 20).

La part.274 (ha 22,14, coincidente con gran parte della pendice a monte della strada fra la Melosa e il convento) è suddivisa in sei diverse sezioni e nella "C", estesa ha

² ASCFi, Comune di Firenze, Passaggio al Comune delle chiese e conventi, Convento della Verna, collocazione CF5104, fascicolo "Anno 1890 e 1891. Alvernia".

³ ASCFi, CF5104, cit., lettera del 23/5/1890 del Sindaco di Firenze che comunica al Ministro dell'Agricoltura che l'inventario dev'essere iniziato entro giugno *"Voglia Eccellenza raccomandargli [all'ispettore forestale incaricato] di curare principalmente la determinazione dell'annua rendita dei boschi, dovendo la operazione affidargli servire di norma per l'affitto che il Comune è nell'intendimento di concludere per quei beni che sono adesso di sua proprietà"*.

⁴ AV (Archivio del Santuario della Verna) Filza 30 fogli 143 e seguenti *Piano di governo dei possedimenti del Comune di Firenze in quel di Chiusi in Casentino, alla Verna ed in Vallesanta*.

⁵ ASCFi, cit.: la stima del valore del soprassuolo e la valutazione della rendita si trovano a p.139 del *Rapporto*.

1,25 e costituita da fustaia pura di abete bianco di circa 120 anni, “*Il sistema di utilizzazione prevalente è di abbattere solo quelle piante che naturalmente seccano in piedi*” (p. 37); nella sezione B, un tratto a prevalenza di faggio dell’età di 30-35 anni “*di recente è stato sterzato per ricavarne il combustibile per l’uso e i bisogni degli affittuari*” (p. 36).

Nella parte della foresta a monte del convento i frati avevano effettuato nel tempo numerosi rimboschimenti, realizzando sia posticce di abete bianco dell’estensione unitaria di poche centinaia di metri quadri sia rinfoltimenti di radure utilizzando l’abete assieme a frassino, acero montano e, in un caso, castagno. In quattro zone erano state collocate a dimora anche piantine di pino, probabilmente *nigra*, abete rosso, larice e betulla: i soggetti di queste tre ultime specie sono scomparsi a causa dell’ampliamento di fabbricati e strade o perché entrati in conflitto con gli orti del convento, mentre il pino è probabilmente scomparso perché eliofilo e quindi inadatto a rinfoltimenti di radure rapidamente chiuse dalle chiome degli alberi limitrofi. Per quanto riguarda il ceduo, nella part.334 (ha 12,73, lungo il confine a Nord Ovest, a valle del Prato Novo) “*Il bosco è costituito quasi esclusivamente da piante di faggio, ed il governo predominante è il ceduo, però vi sono anche sparse molte piante da cima ovvero sia ad alto fusto. In questo appezzamento sono stati praticati in diversi punti ed in epoche differenti dei tagli di dirado allo scopo di dar luce alle piante troppo aduggiate. Gli attuali affittuari si sono limitati sin qui ad utilizzare le piante meno vigorose e quelle deperienti. Da ciò la irregolarità di governo...*” (pp. 73-74). Nella part.349 (ha 20,72, lungo il confine Nord, a valle della cima della Penna) “*Il soprassuolo è costituito da bosco di faggio che per eccezione ha carattere uniforme di governo ed età; giacché trattasi di Ceduo dell’età approssimativa di 20 anni in condizioni tali da poterlo considerare già economicamente maturo. In quest’appezzamento sono pure delle piante matricine, ma costituiscono vere e proprie eccezioni*” (pp. 97-98). Nella part. 336 (ha 3,33, a valle della scogliera fra le Stimate e il Sasso di Fra’ Lupo) “*Il bosco che riveste tutta questa superficie è costituito in prevalenza dal faggio, però in molto minori porzioni vi sono anche delle altre essenze latifoglie come per esempio Frassini, Aceri etc... Il bosco ... non è coetaneo ed il governo non vi è uniforme ... giacché nel ceduo si trovano in gran copia piante provenienti da seme che crescono rigogliose, per la parte predominante è governata a ceduo dell’età media attuale di 20 anni*” (p. 83). “*Il sistema di utilizzo seguito sin qui in questa particella fu lo sterzo praticato con somma parsimonia: in avvenire si potrebbero eseguire dei tagli più andanti rilasciando a tutela della nuova riproduzione un’abbondante riserva di piante matricine*” (p. 84).

In sintesi, i frati esercitavano una selvicoltura empirica che, nei boschi a prevalenza di alto fusto, praticava localizzati diradamenti a carico di soggetti dominati e di qualcuno dominante, con utilizzo degli alberi di maggiore diametro solo se secchi, deperienti o danneggiati o per eccezionali e limitate esigenze del convento. All’interno della fustaia, in gran parte attribuibile al tipo misto

con abete bianco e latifoglie ma anche con tratti di faggeta e di abetina pure, permanevano numerose ceppaie cedue originate dai tagli di diradamento, che conferivano a parte del bosco l’aspetto di una fustaia sopra ceduo. Quest’ultimo tipo di governo era praticato in modo irregolare sia nel trattamento che nell’intensità dei prelievi: il ceduo matricinato era presente, ma con modalità molto diverse, che oscillavano fra il rilascio di matricine molto scarse e una loro presenza così abbondante da determinare un soprassuolo simile alla fustaia. Era sicuramente diffuso anche lo sterzo nella variante del “taglio a formica”, praticata in Casentino e Valtiberina, ma con intensità generalmente basse e presenza di abbondanti piante da seme, indice di un prelievo irregolare nel tempo e nello spazio.

I documenti disponibili con il *Rapporto* sono, come si è visto, costituiti da elementi descrittivi e dati finalizzati alla stima dei volumi, questi ultimi per la maggior parte rappresentati da aree di saggio o da stime con il metodo del confronto con altri soprassuoli. Ogni informazione è riferita a particelle o sotto-particelle forestali, incardinate nel particellare catastale Lorenese, su fogli di mappa realizzati nel 1824 e 1825. Il piano del 2004 fa riferimento ad una compartimentazione della foresta tecnica e non coincidente, se non sui limiti esterni, con l’attuale catasto che, peraltro, nella foresta di studio presenta notevoli differenze rispetto al Lorenese. Per poter confrontare le informazioni del 1890 con quelle del piano di gestione 2004-2013 (rilievi del 2001), si è dovuto far corrispondere geometricamente gli stralci cartografici del 1890 con le moderne cartografie assestamentali attraverso i seguenti passaggi:

1. definizione e digitalizzazione delle unità cartografiche elementari della perizia del 1890;
2. preparazione di una base dati derivante dal volo LiDAR relativo al mese di maggio 2014 già disponibile sul territorio di studio;
3. spazializzazione sul livello LiDAR dei dati particellari del 2001 impiegando il parametro altezza come fattore distributivo del dato totale per particella (volume legnoso particella*h/somma di h nella particella)⁶;

⁶ I dati LiDAR sono riportati su un livello cartografico dove per ciascun *pixel* (che rappresenta un quadrato di 1 m di lato) viene riportata l’altezza degli oggetti sopra suolo che, nel nostro caso, sono gli strati arborei. L’operazione realizzata moltiplica il volume totale della particella registrato nel 2001 per l’altezza di ogni *pixel* che ricade nella stessa e lo divide per la somma delle altezze di tutti i *pixel* della particella. In sostanza, è come se si calcolasse il contributo del volume totale della particella per ciascun metro della somma di tutte le altezze, per poi ricalcolarlo per l’altezza di ogni singolo *pixel*. Questa operazione permette di disporre per ciascun metro quadrato appartenente a una certa particella del 2001 il relativo contributo alla provvigione totale; la somma di tutti i valori calcolati per ciascun *pixel* appartenenti a una determinata particella, fornisce nuovamente il volume totale del 2001 di quella particella. Una volta conosciuto il contributo di ciascun *pixel*, se si vuole conoscere il volume di una nuova scomposizione particellare, è sufficiente sommare i contributi di tutti i *pixel* della nuova ripartizione; nel caso di studio questa è espressa dai perimetri delle particelle e sottoparticelle del 1890.

4. calcolo del volume 2001 sulla compartimentazione del particellare 1890;
5. confronto dei volumi totali per particelle e sottoparticelle del catasto del 1890.

Oltre al confronto dei volumi, sono stati utilizzati i dati acquisiti con il cavallettamento del 1902-1904 per il piano di gestione del 1911; questi dati, già pubblicati (Miozzo e Borch, 2009), sono stati utilizzati, così come elaborati nella precedente ricerca, per migliorare l'interpretazione delle dinamiche evolutive della foresta in base alla composizione specifica. Per alcune particelle del 1890 non è stato possibile desumere informazioni chiare e pertanto sono state escluse dall'analisi e riportate con il valore 0 nella Figura 1.

È stato possibile raccogliere le informazioni su una superficie complessiva di ha 131,32⁷ e il confronto con il 2001 evidenzia subito come il bosco sia passato da 90,37 a 104,56 ha, il prato arborato si sia ridotto da 37,96 a 26,76 ha e siano spariti, sempre a vantaggio del bosco, ha 0,26 di orti e 2,73 di incolti. Nella cartografia della Figura 1 è riportata la classificazione dal grigio chiaro al grigio scuro (da minori a maggiori) dei volumi riscontrati nelle diverse particelle; le etichette indicano il valore della provvigione in m³ per ettaro.

Si osserva che la maggiore concentrazione dei volumi più elevati risulta nell'area collocata tra il crinale del Monte Penna e il convento, dove i volumi cormometrici oscillano tra 100 e 600 m³ per ettaro.

Si nota anche una certa concentrazione di aree ad alta volumetria cormometrica in una delle zone dove si abbatté nel 1943 una tromba d'aria che distrusse gran parte del soprassuolo (Fig. 3, sottoparticelle 274C e 274DR). I volumi complessivi risultanti dall'analisi passano da m³ 13.401,50 del 1890 a 63.673,64 del 2001, arrivando quasi a quintuplicare, nonostante l'attività di rimboschimento abbia interessato solo marginalmente l'area di studio, fatta eccezione di quella dove il bosco era stato raso al suolo dalla ricordata tromba d'aria. Nella tabella della Figura 2, affiancata alla mappa catastale del 1890, è riportato il confronto volumetrico per singola particella tra i due periodi, che conferma l'incremento volumetrico, anche se con una certa variabilità. Il rilevante aumento di provvigione è dovuto al fatto che fino a tutto l'Ottocento la foresta aveva una gestione selvicolturale con coesistenza di fustaia e ceduo, mentre nel XX secolo avvengono i principali cambiamenti strutturali che possono essere identificati con la conversione a fustaia, naturale o selvicolturale, di gran parte dei soprassuoli di faggio e nell'incremento della densità arborea in quel tratto di foresta che già nel 1890 risultava gestita a fustaia, oltre a limitati impianti di abete bianco e pino nero e laricio. Un ultimo dato interessante viene dall'intreccio fra descrizioni del 1890 e del piano 2004-2013, affiancato dal confronto delle provvigioni legnose corrispondenti;

in questo modo i valori volumetrici confermano la trasformazione del bosco che, a sua volta, "giustifica" le variazioni di provvigione. Nella Figura 3 sono riportati due casi con evoluzione opposta; la parte a sinistra si riferisce a due sottoparticelle, la 274C e la 274DR, che nel 1890 erano occupate da alto fusto di faggio misto ad abete bianco e che a seguito della tromba d'aria del 31 dicembre 1943 (area con campitura) furono totalmente rase al suolo e successivamente rimboschite con impianti artificiali di abete bianco e varie latifoglie. La sottoparticella 274C risultava dal *Rapporto* quella con la maggiore massa cormometrica di tutta la foresta e, verosimilmente, costituiva a quell'epoca l'area più vetusta del bosco della Verna, intesa come soprassuolo e non come alberi singoli o a gruppi, che, nella zona dell'Abetone, raggiungevano età plurisecolari (Borch, 2004)⁸. Nella parte destra della Figura 3 sono invece riportati i dati delle sottoparticelle 274DI e 274DS: si tratta di due unità colturali che nel 1890 erano per lo più rade con pochi gruppi di faggio e sparsi abeti bianchi in cattive condizioni vegetative. Oggi nelle due aree vi sono nuclei di abete bianco di circa 100 anni di età (area con campitura), ai quali si mescolano a gruppi faggi vetusti di più di 200 anni e la massa cormometrica è quasi triplicata. Oltre a questi due casi di studio, documentati anche dalle immagini zenitali, si presentano altri tre casi particolarmente significativi.

Il bosco del Canapale (part. 1095, sul versante Sud, ora parte della part.50B) da ceduo di Faggio di 15-20 anni è diventato oggi una faggeta pura con età prevalente di 100 anni e rappresenta un "*Popolamento di elevato valore paesaggistico per la presenza di un piano dominante costituito da faggi di dimensioni eccezionali*"; la provvigione totale è nello stesso tempo passata da 447,95 a 2.308,48 m³ e, considerata la superficie di ha 3,28 e l'intervallo di 111 anni fino ai rilievi del 2001, risulta un incremento netto medio annuo di 5,11 m³/ha, compatibile con le condizioni di fertilità prevalente e con prelievi limitati a diradamenti di tipo basso (Fig. 6).

Nella part. 334, descritta più sopra, era predominante il ceduo di faggio con piante sparse d'alto fusto, mentre oggi vi è una fustaia di oltre 100 anni "*di notevole valore forestale e naturalistico. Composta prevalentemente da faggio, presenta però al suo interno alcuni nuclei di tilio-acerion e di bosco d'invasione ormai affermato ... Le caratteristiche dendrometriche sono eccellenti con provvigioni medie per ettaro superiori a 600 metri cubi*". La provvigione totale è passata da 1.991,38 a 6.866,98 m³ e la superficie forestale è aumentata da ha 12,73 a 13,43, occupando anche ha 0,7 di radure, nel 1890 "*tenute a pastura, che a periodi alternati di riposo vengono coltivate a cereali*" (p.74). Tra 1890 e 2001 risulta un incremento netto medio annuo di 3,27 m³/ha, compatibile con prelievi limitati a diradamenti di tipo

⁷ La ricerca ha interessato solo la sezione della Verna e non quella distaccata del Romitorio di Vallesanta.

⁸ Nel 1982 fu tagliato un abete bianco secco dell'età di 420 anni, che, quindi, nel 1890 aveva 328 anni; a 20 m di distanza vegetava il cosiddetto *Abetone*, seccatosi nel 1991, che era ancora più vecchio, misurando a petto d'uomo un diametro di m 1,78, ma non è stato possibile rilevarne l'età per la carie che interessava gran parte del tronco.

basso e con condizioni di giacitura e fertilità che, risalendo la pendice verso il Sasso di Fra' Lupo, si fanno più scadenti, come rileva Helguero, annotando che il terreno aveva pendenza moderata *“ma a misura ch'esso si approssima al monte diventa più ripido e sassoso, ed in qualche punto persino di difficile accesso a causa dei profondi crepacci che vi sono”* (p.73).

Per il *Prato novo* (part.344, sempre sotto il Sasso di Fra' Lupo, versante Nord-Ovest, ora quasi coincidente con la part.17), “nuovo” perché originato dal taglio di 100 grandi abeti che fece eseguire in appalto l'amministrazione napoleonica nel 1815 (Borchi, 2000), il *Rapporto* prende atto che *“il volgo asserisce che gli abeti non vi sono più adatti”* (p. 73) e che *“esperimenti tentati per ripristinarvi la coltura dell'abete sortirono tutti cattivo risultato per cui la credenza che l'Abeto non vi alligni più”* (p. 120).

La colpa, secondo Helguero, è dei frati che vogliono conservarlo *“a pastura”*, mentre il terreno è adatto alla coltivazione boschiva *“e specialmente dell'abete bianco”* (p. 121), come attesta il fatto che nei margini della particella si sviluppano spontaneamente delle latifoglie. In effetti, l'area ecotonale è stata nel tempo occupata dalla faggeta e il margine del bosco è avanzato fino a ridurre la superficie della radura dagli ha 1,71 del 1890 all'attuale 1,07, dando ragione a Helguero, ma nel 1958, secondo quanto auspicato sessantotto anni prima, nel terreno fu reimpiantata l'abetina, e il piano del 2004 riporta *“Fustaia giovane di abete bianco da impianto artificiale. Le condizioni di stabilità del popolamento non sono buone con presenza di numerose piante morte e con individui in fase di deperimento ... è previsto d'intervenire con tagli di diradamento finalizzati alla progressiva eliminazione dell'abete...”*.

Anche i bravi forestali, qualche volta, sbagliano!



Figura 1. Carta dei volumi derivante dalla perizia del 1890.

Figure 1. Distribution of the stock of wood in 1890.

Sub Particella	Vol/ha [mc/ha] 1890	Vol/ha [mc/ha] 2003	Sub Particella	Vol/ha [mc/ha] 1890	Vol/ha [mc/ha] 2003
274 C	600,00	163,40	274 DI	144,00	336,23
274DR	310,22	300,00	274 DS	167,82	527,08

- 254 -



Figura 4. La Verna, il Santuario Franciscano (Simone Borchì).

Figure 4. La Verna, the Franciscan Sanctuary (by Simone Borchì).



Figura 5. La Verna, bosco misto (Simone Borchì).

Figure 5. La Verna, mixed forest (by Simone Borchì).



Figura 6. La Verna, faggeta del *Canapale* (Simone Borchì).

Figure 6. La Verna, beech wood of *Canapale* (by Simone Borchì).

SUMMARY

Monitoring compositional and structural features of La Verna Forest (Italy - AR) through silvicultural management from 1890 to present

The forest of La Verna, bordering the Franciscan Sanctuary, was managed for centuries: original documents and historical evidences are still available. They give us descriptive and quantitative information describing silvicultural practices that reshaped forest composition and structure in the course of time.

Objective of the study is to evaluate the evolutionary dynamics, through the enlargement of observations based on compositional and structural data already analyzed for the century from 1902 to 2001. Data of 1890 have been compared with those of 2001, obtained as results of a cultivation plan developed by the Municipality of Florence. Using volumetric, descriptive and cartographic data, we have identified empirical silviculture practiced by monks, characterized by the presence of high forest, mostly mixed, and coppice, with poorly defined structures, often hybrid, always with limited wood harvesting for self-consumption. The comparison of logs volumes recorded in parcels in 1890 and those measured in 2001 in the same parcels, by LiDAR technology, showed not only the expansion of wooded areas, but a general increase in wood volumes, with an average of almost five times the initial values, even if there are different situations. Volumetric comparisons associated with descriptive ones, made it possible to measure the evolution of the forest in specific parcels and to evaluate the impact of climatic factors, such as the tornado of 1943, of natural evolution and

silvicultural approaches that brought from coppice to high forest as well as the evolution of high forest into complex and old-growth forests.

BIBLIOGRAFIA

- Borchi S., 2000 – *Profilo storico della foresta della Verna*, In: Studi francescani, Itinerarium Montis Alvernae, Atti del Convegno di Studi Storici La Verna 5-8 maggio 1999, a cura di Alvaro Cacciotti, anno 97, n.3-4, vol. I pp. 319-342.
- Borchi S., 2004 – *La gestion des forêts par les Ordres religieux: Camaldoli, Vallombreuse et La Verne*, in *Abbeyes et monastères aux racines de l'Europe*. Editions du Cerf, Paris, pp.129-159.
- Borchi S., 2014 – *Abetine e altri boschi nella tradizione francescana della Verna*. In: Ricostituzione di boschi a dominanza di Faggio con Abies Alba nell'Appennino Tosco – Marchigiano Guida al progetto LIFE08NAT/000371/resilfor, a cura di M. Miozzo, F. Ducci e P. Montini, D.R.E.Am. Italia, Stia, pp. 19-30.
- Mencherini S., 1924 – *Codice diplomatico della Verna e delle SS. Stimate di S. Francesco d'Assisi*. Tipografia Gualandi, Firenze.
- Miozzo M., Borchi S., 2009 – *La foresta della Verna in Casentino (AR): influenza della gestione selvicolturale degli ultimi secoli sulla struttura della foresta*. In: Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani, 16-19 ottobre 2008 Taormina (Messina), Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, vol. II, pp. 869-876.

FORMAZIONE DEI *GAP* CAUSATI DAL VENTO IN SOPRASSUOLI COETANEI DI ABETE BIANCO (*ABIES ALBA* MILL.). UN CASO DI STUDIO NELLA MONTAGNA APPENNINICA (ITALIA CENTRALE)

Francesca Bottalico¹, Alessandro Bottacci², Giovanni Galipò³, Susanna Nocentini¹
Luca Torrini³, Davide Travaglini¹, Orazio Ciancio⁴

¹Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari Alimentari e Forestali, Università degli Studi di Firenze, Firenze, Italia; davide.travaglini@unifi.it

²Corpo forestale dello Stato, Ufficio per la Biodiversità, Roma, Italia

³Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa, Reggello (FI), Italia

⁴Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, Italia

In questo studio sono state esaminate le modalità di formazione dei *gap* causati dal vento in abetine coetanee di origine artificiale. Lo studio è stato svolto nella foresta di Vallombrosa (Firenze) dopo una tempesta di vento che si è verificata nel 2013. Le domande specifiche che abbiamo affrontato sono: (i) quale è il livello di danno causato dalla tempesta di vento nelle abetine? (ii) quale è la dimensione dei *gap*? (iii) quale è il modello di distribuzione spaziale dei *gap*? L'impatto della tempesta di vento è stato registrato in tutti i soprassuoli della foresta sulla base di rilievi a terra e classificato in quattro classi di danno sulla base di una valutazione visiva. La dimensione dei *gap* è stata registrata su un campione di abetine con misure a terra supportate da un ricevitore GPS. La distribuzione dei *gap* è stata esaminata con un modello di analisi spaziale. I risultati indicano che le classi di danno basso e medio sono le più frequenti nelle abetine colpite dal vento. Una parte dei *gap* rilevati non sono di nuova formazione, ma piuttosto derivano dall'ampliamento di *gap* esistenti, e più frequentemente hanno dimensioni inferiori a 200 m². Nella maggioranza dei casi i nuovi *gap* hanno una dimensione inferiore a 100 m².

Parole chiave: boschi coetanei, *Abies alba* Mill., disturbi naturali, *gap*.

Keywords: even-aged forest, *Abies alba* Mill., natural disturbances, canopy gaps.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fb-for>

1. Introduzione

La formazione di aperture (*gap*) nella copertura forestale, indotta dall'uomo o da cause naturali, svolge un ruolo importante nei processi di rinnovazione e per la diversificazione della struttura forestale e del sottobosco. Infatti, la dimensione e la distribuzione dei *gap* influiscono sulla capacità di affermazione della rinnovazione e sul modello di organizzazione spaziale dei soprassuoli (Woods, 1984; Lertzman, 1992; Bobiec, 2007). In Appennino centrale la maggior parte dei boschi di abete bianco (*Abies alba* Mill.) sono di origine artificiale. Questi soprassuoli sono stati gestiti con il trattamento a taglio raso e con un turno di circa 100 anni. Negli ultimi decenni in molti casi la gestione attiva delle abetine di abete bianco si è interrotta e gli obiettivi della gestione si sono orientati prioritariamente verso finalità di carattere conservazionistico (Vazzano *et al.*, 2011; Bottacci *et al.*, 2012).

In un recente lavoro, Bottalico *et al.* (2014) hanno esaminato a posteriori la formazione dei *gap* in boschi di abete bianco senza investigare le cause che hanno determinato la creazione delle aperture.

L'indagine è stata effettuata nella foresta di Vallombrosa (Firenze) per il periodo 1983-2007 sulla base della fotointerpretazione di immagini aeree.

In questo studio abbiamo voluto esaminare le modalità di formazione dei *gap* causati da una tempesta di vento in abetine coetanee di origine artificiale sulla base di rilievi a terra.

L'obiettivo generale è quello di verificare come un fattore di disturbo forte e relativamente raro può condizionare il processo di formazione dei *gap* al fine di costituire una base di conoscenze utili per la definizione di approcci selvicolturali coerenti con i processi naturali che si instaurano in boschi coetanei di abete.

Lo studio è stato svolto nella foresta di Vallombrosa dopo una burrasca di vento che si è verificata nell'inverno del 2013. Le domande specifiche che abbiamo affrontato sono: (i) quale è il livello di danno causato dalla tempesta di vento nelle abetine? (ii) quale è la dimensione dei *gap*? (iii) quale è il modello di distribuzione spaziale dei *gap*?

2. Materiali e metodi

2.1 Area di studio

Lo studio è stato svolto nella foresta di Vallombrosa (Firenze). La foresta è una Riserva Naturale Statale Biogenetica amministrata dal Corpo Forestale dello Stato (CFS) e Sito di Interesse Comunitario (SIC IT5140012) e Regionale (SIR 46).

L'area di studio è situata a quote comprese tra 470 e 1440 m s.l.m. La temperatura media annua è di 9,7°C e la precipitazione media annua è di 1337 mm. Secondo la classificazione di Pavari la foresta di Vallombrosa rientra nella zona fitoclimatica del *Castanetum* sotto i 1000 m di quota e nella zona del *Fagetum* sopra tale altitudine. La foresta è situata su rocce sedimentarie della formazione del Macigno del Chianti. I suoli bruni sono prevalenti ma alcuni tratti della foresta presentano suoli con caratteri podzolici. La profondità è variabile ma suoli poco profondi sono rari.

La superficie complessiva della Riserva è di 1273 ha così suddivisi nelle principali formazioni forestali (Ciancio e Travaglini, 2009): abetina di abete bianco (53%), faggeta (16%), pineta (12%), bosco misto di latifoglie (9%), castagneto (3%), douglasietta (2%), altro (5%). Sono tutti soprassuoli coetanei e le formazioni pure di conifere sono esclusivamente di origine artificiale.

Tra la notte e la mattina dell'11 novembre 2013 si sono verificate forti raffiche di vento che hanno interessato gran parte della Toscana. I dati registrati dal Consorzio LaMMA (2013) riportano raffiche di burrasca forte (Forza 9-10 Beaufort) nelle aree pianeggianti, lungo le aree costiere e sull'Arcipelago, con punte di 84,7 km/h a Sesto Fiorentino (Firenze), 87,4 km/h a Grosseto e 100 km/h alla Gorgona. Nelle aree di montagna e in corrispondenza dello sbocco delle valli sono state registrate raffiche fino a 130 km/h (126 km/h sul Passo del Gogo, 880 m s.l.m., Firenze). I dati rilevati la sera del 10 novembre segnalano sulla Toscana la convergenza tra venti provenienti da nord ovest e venti occidentali.

Le raffiche di vento hanno determinato a Vallombrosa come in altre località della Toscana la caduta di alberi e la formazione di aperture nelle coperture forestali.

2.2 Rilievi

I rilievi a terra sono stati condotti nel periodo 2013-2014 in due fasi consecutive.

Nella prima fase è stata effettuata dal personale del CFS una ricognizione generale su tutta la superficie della Riserva per verificare l'intensità dei danni provocati dalle raffiche di vento ai soprassuoli forestali.

L'intensità del danno è stata valutata in ciascuna unità culturale della foresta (ex-particella forestale) ed è stata classificata in 4 classi di danno sulla base di osservazioni a vista: basso, medio, alto e molto alto. La classe di danno basso è stata attribuita alle unità culturali che presentavano un numero ridotto di piante sradicate; un danno alto è stato assegnato alle unità culturali che presentavano una riduzione significativa della copertura arborea; un danno molto alto è stato considerato per le unità culturali che mostravano un crollo pressoché totale della copertura forestale; la classe di danno medio è stata attribuita alle situazioni intermedie tra le classi di danno basso e alto.

Sulla base dei risultati emersi dalle osservazioni effettuate nella prima fase di rilevamento, nella seconda fase le indagini si sono concentrate su una porzione della foresta rappresentativa delle principali

classi di danno, con l'intento di rilevare in questa zona la distribuzione spaziale e la dimensione dei *gap*.

La superficie percorsa con i rilievi di seconda fase è di 26,5 ha ed è situata tra l'Abbazia di Vallombrosa e la località Saltino (Fig. 1). In questa zona le quote sono comprese tra 880 e 980 m s.l.m.; le esposizioni nord e nord-est sono prevalenti. Questa parte di foresta è interamente caratterizzata da soprassuoli di abete.

L'età dei popolamenti alla data dei rilievi (2014) oscilla tra 48 e 171 anni. La superficie occupata dai popolamenti di età ≥ 70 anni corrisponde all'84% della superficie esaminata. Sono stati delimitati i *gap* di neoformazione e i *gap* che si sono ampliati a causa della tempesta di vento del 2013, rilevando tutte le aperture nella copertura superiore dei soprassuoli determinate dalla caduta di piante singole o di gruppi di piante. Ciascun *gap* è stato delimitato da una squadra di 2-3 operatori utilizzando un ricevitore GPS Trimble Juno 3B Handheld con 2-5 m di accuratezza, una bussola Suunto KB-14/360 R e un ipsometro Vertex IV ad ultrasuoni.

La procedura adottata per la delimitazione è la seguente: a) il GPS è stato utilizzato in modalità statica per rilevare le coordinate x,y di un punto P_0 situato all'incirca nella posizione centrale del *gap*, registrando ogni volta almeno 200 posizionamenti; b) facendo stazione in P_0 , per ciascuna pianta situata sul margine dell'apertura è stata misurata con il Vertex la distanza topografica tra P_0 e il punto P_1 individuato a vista in corrispondenza della proiezione a terra della chioma prendendo come riferimento il ramo posizionato più internamente all'apertura; c) facendo sempre stazione in P_0 , per ciascuna pianta situata sul margine è stato misurato con la bussola l'angolo rispetto al nord della direzione passante tra P_0 e P_1 .

2.3 Analisi

I dati acquisiti nella prima fase di rilevamento sono stati utilizzati per caratterizzare i livelli di danno riscontrati sull'intera superficie della foresta e per individuare le formazioni forestali maggiormente danneggiate dal vento.

I dati raccolti nella seconda fase di rilevamento sono stati utilizzati per determinare la distribuzione spaziale e la dimensione dei *gap*.

I dati sono stati elaborati per derivare, sulla base di semplici funzioni trigonometriche, le coordinate x,y dei punti corrispondenti alla proiezione a terra della chioma delle piante situate sui margini delle aperture. Tali coordinate sono state poi inserite in un sistema informativo geografico per ottenere la distribuzione spaziale dei vertici dei *gap*. In seguito, utilizzando comuni operatori di analisi spaziale è stato delimitato il perimetro di ciascun *gap* attraverso la generazione di un poligono derivato automaticamente dalla unione dei vertici. Di ogni poligono è stata determinata la superficie e sulla base di questa informazione è stata analizzata la dimensione dei *gap*.

Il modello di distribuzione spaziale dei *gap* è stato esaminato con la funzione $L(d)$ descritta da Besag (1977), che rappresenta una versione trasformata della funzione K di Ripley (Ripley, 1977). La versione

univariata della funzione $L(d)$ è stata utilizzata per esaminare se la distribuzione spaziale dei *gap* è di tipo casuale, regolare o a gruppi utilizzando la posizione centrale dei *gap*.

La versione bivariata della funzione $L_{1,2}(d)$ è stata utilizzata per esaminare se vi sono relazioni spaziali tra la distribuzione dei nuovi *gap* e la distribuzione dei *gap* esistenti (ampliamenti). In questo caso i nuovi *gap* sono stati rappresentati attraverso la loro posizione centrale, mentre i *gap* esistenti sono stati rappresentati come poligoni e la loro posizione è stata mantenuta fissa durante l'analisi. Lo studio del modello di distribuzione spaziale dei *gap* è stato condotto su una superficie di forma rettangolare di 700 m x 200 m (Fig. 1) utilizzando il software Programita (Wiegand e Moloney, 2004; Wiegand *et al.*, 2006).

Sono state testate distanze tra 1 e 50 m per la versione univariata della funzione $L(d)$ e distanze tra 1 e 25 m per la versione bivariata. Per valutare la significatività della deviazione della distribuzione osservata da una distribuzione completamente casuale è stato utilizzato il Monte Carlo test, generando 999 ripetizioni per ottenere un intervallo di confidenza del 99% (Besag e Diggle, 1977).

3. Risultati

La superficie delle unità colturali che presentano danni causati dalla tempesta di vento del 2013 ammonta complessivamente a 565 ha, che corrisponde al 44% della superficie totale della foresta di Vallombrosa.

I danni si sono verificati soprattutto nelle abetine di abete bianco (86% della superficie danneggiata), secondariamente nelle pinete (7% della superficie danneggiata) e in misura minore nelle altre formazioni forestali (7% della superficie danneggiata).

L'intensità dei danni provocati dalle raffiche di vento nella maggioranza dei casi è risultata bassa (61% della superficie danneggiata) o media (30% della superficie danneggiata). Danni di intensità alta (8% della superficie danneggiata) o molto alta (1% della superficie danneggiata) sono stati osservati in un numero relativamente ridotto di casi situati per lo più nelle località Stefanieri, Croce Rossa e Campali (Fig. 2).

Complessivamente sono stati rilevati a terra 78 *gap* (Fig. 2). Di questi, il 44% è costituito da nuovi *gap* che si sono formati a seguito della tempesta di vento del 2013 e il 56% è costituito da *gap* esistenti che si sono ampliati a causa delle raffiche di vento.

La superficie dei *gap* oscilla tra 18 e 377 m² per i *gap* di neoformazione, con un valore medio di 81 m², e tra 36 e 578 m² per gli ampliamenti, con un valore medio di 188 m².

Dall'analisi della distribuzione di frequenza dei *gap* in classi di superficie (Fig. 3) si evince che i *gap* di neoformazione e gli ampliamenti hanno, nella maggioranza dei casi, dimensioni rispettivamente inferiori a

100 e 200 m². Questi valori sono simili a quelli rilevati da Bottalico *et al.* (2014) sulla base della foto-interpretazione di immagini aeree relative al periodo 1983-2007.

Il modello di distribuzione spaziale dei *gap*, esaminato con la versione univariata della funzione $L(d)$, è risultato di tipo casuale per tutte le distanze considerate (Fig. 4a). L'analisi condotta con la versione bivariata della funzione $L_{1,2}(d)$ non ha evidenziato relazioni spaziali tra la distribuzione dei nuovi *gap* e la distribuzione degli ampliamenti (Fig. 4b).

4. Conclusioni

La tempesta di vento che ha colpito la Riserva di Vallombrosa nel mese di novembre del 2013 ha provocato una serie di sradicamenti che hanno interessato soprattutto i soprassuoli di conifere di origine artificiale e in particolare le formazioni coetanee di abete bianco. I danni riscontrati più frequentemente sono risultati di intensità bassa e moderata ma vi sono popolamenti dove sono stati osservati danni di intensità superiore e in casi limitati il crollo totale del soprassuolo arboreo.

Il processo di formazione dei *gap* indotti dal vento in abetine coetanee di origine artificiale è caratterizzato prevalentemente dalla creazione di piccolissime aperture nella copertura forestale associata all'ampliamento delle aperture esistenti con un modello di distribuzione spaziale di tipo casuale.

Questo processo rappresenta una conferma dell'approccio colturale del Piano di gestione per la foresta di Vallombrosa basato sulla selvicoltura sistemica (Ciancio, 2009), che prevede, per la rinaturalizzazione dei boschi coetanei di abete bianco, i seguenti interventi principali: diradamenti nei popolamenti di età inferiore a 65 anni anche al fine di aumentare la stabilità dei soprassuoli nei confronti di eventi meteorici; taglio a scelta a piccoli e/o piccolissimi gruppi (di ampiezza compresa tra 50 e 80-100 m²) nei popolamenti di età superiore a 70 anni con lo scopo di interrompere la continuità strutturale del bosco e creare i presupposti per l'insediamento e l'affermazione della rinnovazione naturale.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare Valerio Papi, Revisore Capo del Corpo Forestale dello Stato dell'Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa per avere effettuato la verifica dei danni alla foresta.

Si ringraziano gli studenti del Corso di Laurea in Scienze Forestali e Ambientali dell'Università degli Studi di Firenze, Virginia Costagli, Francesco Mirri, Lorenzo Pinzani e Bianca Rompatò per avere partecipato ai rilievi in foresta.

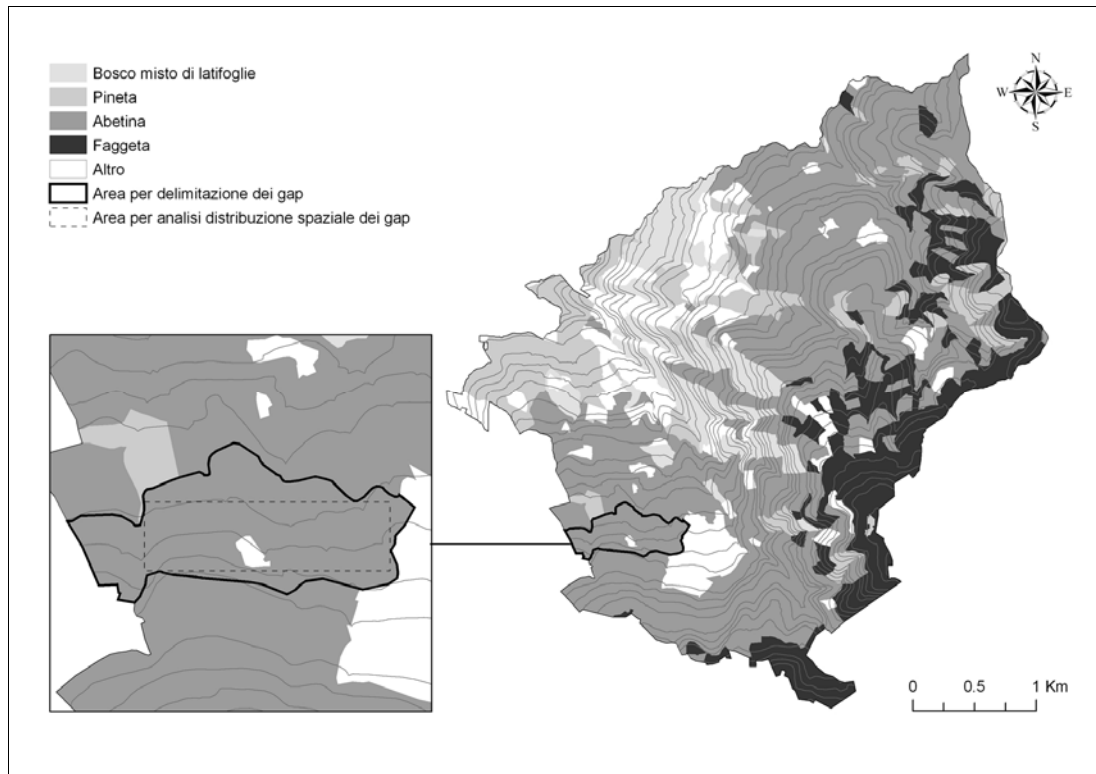


Figura 1. Area di studio.
Figure 1. Study area.

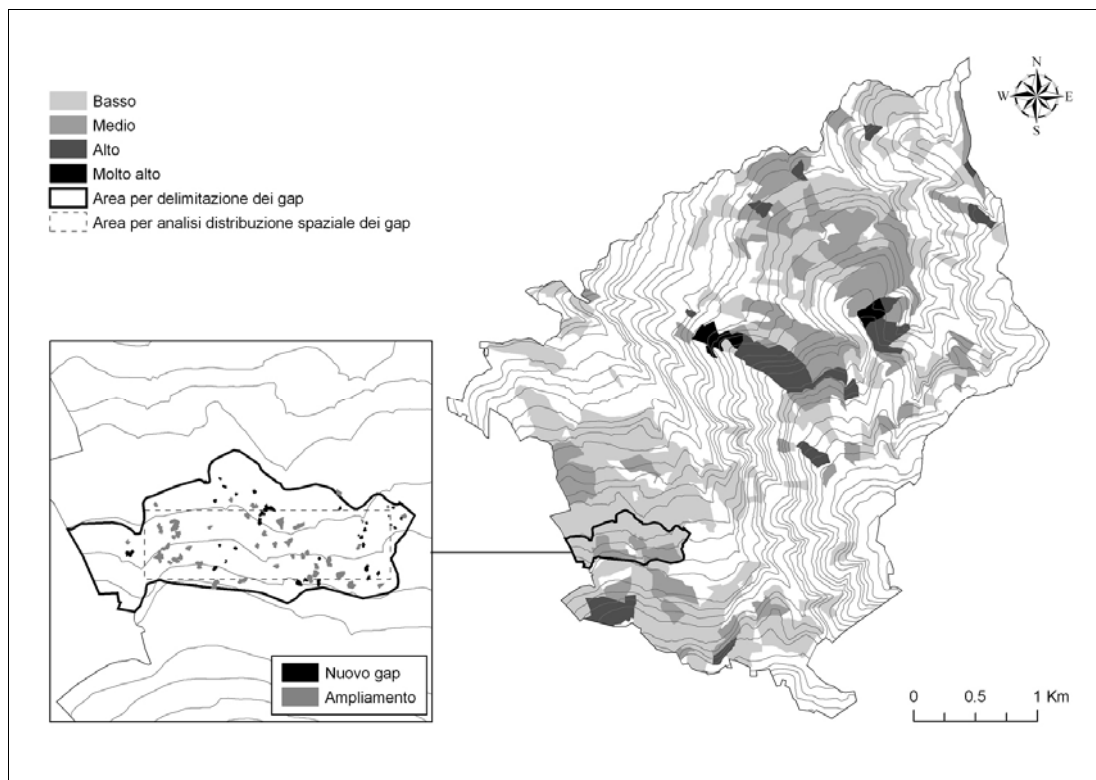


Figura 2. Intensità dei danni da vento (a destra) e distribuzione spaziale dei *gap* (a sinistra).
Figure 2. Level of damage induced by the windstorm (on the right) and spatial distribution of gaps (on the left).

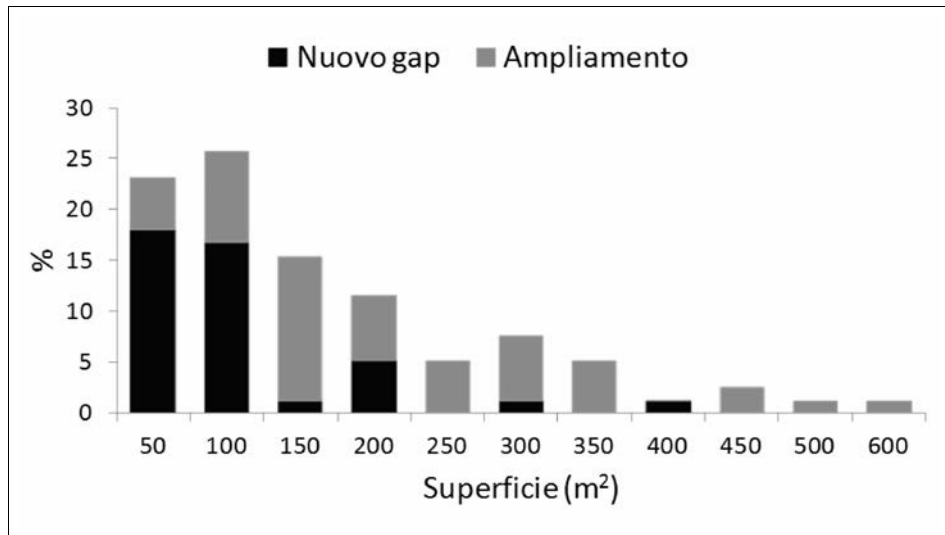


Figura 3. Distribuzione dei *gap* in classi di superficie.
Figure 3. Gap distribution in size classes.

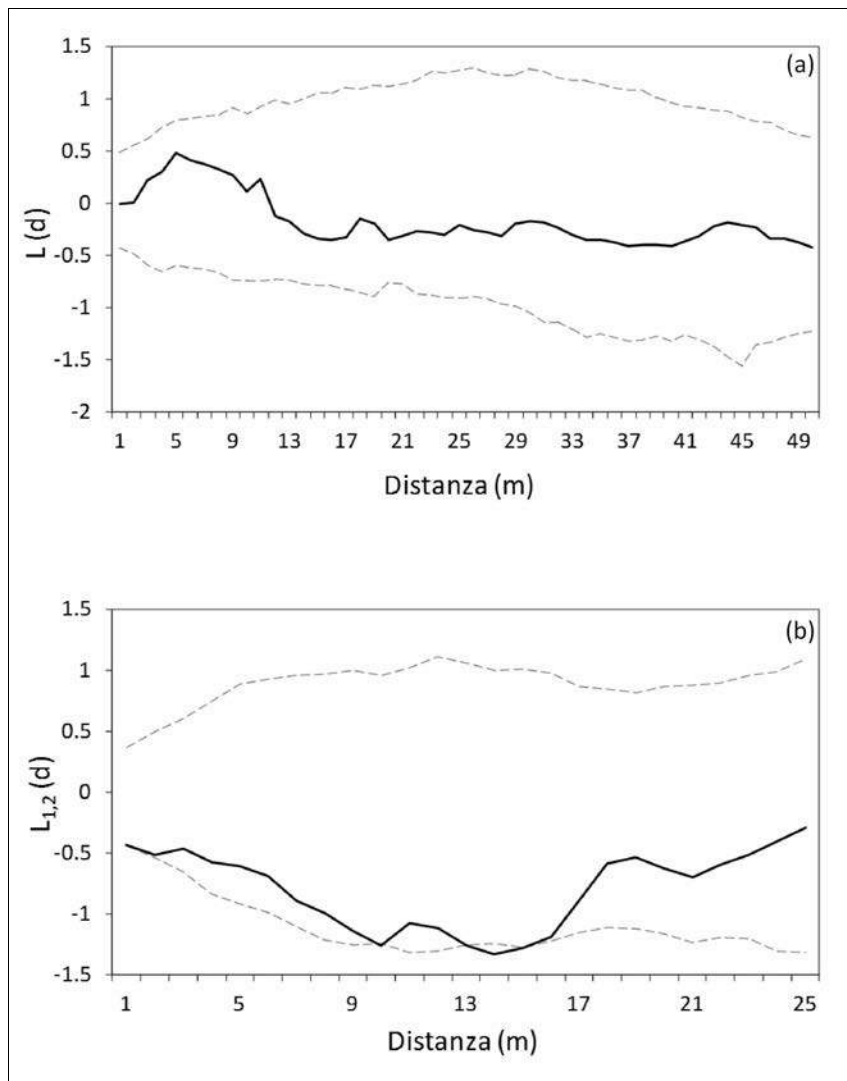


Figura 4. a) $L(d)$ rispetto alla distanza per tutti i *gap*. b) $L_{1,2}(d)$ rispetto alla distanza tra nuovi *gap* e *gap* in ampliamento. La linea grigia tratteggiata rappresenta l'intervallo di confidenza del 99%.

Figure 4. a) $L(d)$ versus distance for all gaps. b) $L_{1,2}(d)$ versus distance between new gaps and existing gaps. Grey line is the 99% confidence envelop.

SUMMARY

Naturally-induced gap formation in even-aged silver fir (*Abies alba* Mill.) stands. A case study in the Apennine mountains (central Italy)

In this study we analyze naturally-induced gap formation in even-aged silver fir stands. The study was carried out in the Vallombrosa forest (Florence), after a windstorm that occurred in 2013. We addressed the following issues: (i) what is the level of damage induced by the windstorm in silver fir stands? (ii) what is the size of gaps? (iii) what is the spatial distribution of naturally-induced gaps?

The impact of the windstorm was recorded in all stands based on field surveys and classified into four damage classes by visual inspection. Gap size was recorded in a sample of stands based on field measurements supported by a GPS device.

The distribution of gaps was investigated using a point pattern analysis. Our results show that low and medium damage classes prevailed in silver fir stands affected by the windstorm. Part of the recorded gaps were not new, being rather the extension of existing gaps, generally smaller than 200 m². In most of the cases the new gaps were smaller than 100 m².

BIBLIOGRAFIA

- Besag J.E., 1977 – *Discussion on Dr Ripley's paper*. In: *Modelling spatial patterns (with discussion)*. a cura di B.D. Ripley. Journal of the Royal Statistical Society, Series B, 39: 172-212.
- Besag J., Diggle P.J., 1977 – *Simple Monte Carlo test for spatial pattern*. Journal of the Royal Statistical Society. Series C, 26: 327-333.
<http://dx.doi.org/10.2307/2346974>
- Bobiec A., 2007 – *The influence of gaps on tree regeneration: a case study of the mixed lime-hornbeam (Tilio-Carpinetum Tracz. 1962) communities in the Bialowieza a Primeval Forest*. Polish Journal of Ecology, 55: 441-455.
- Bottacci A., Padula M., Radicchi S., Grasso E., 2012 – *Rilievi dendrometrici preparatori al Piano di gestione della Riserva naturale biogenetica di Camaldoli*. L'Italia Forestale e Montana, 67: 317-328.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2012.4.01>
- Bottalico F., Travaglini D., Fiorentini S., Lisa C., Nocentini S., 2014 – *Stand dynamics and natural regeneration in silver fir (Abies alba Mill.) plantations after traditional rotation age*. iForest, 7: 313-323.
<http://dx.doi.org/10.3832/for0985-007>
- Ciancio O., 2009 – *Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa, Piano di Gestione e Silvomuseo 2006-2025*. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa. Tipografia Coppini, Firenze, pp. 1-449.
- Ciancio O., Travaglini D., 2009 – *Suddivisione della foresta*. In: *Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa, Piano di Gestione e Silvomuseo 2006-2025*. A cura di O. Ciancio. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa. Tipografia Coppini, Firenze, pp. 55-57.
- Consorzio LaMMA, 2013 – *Report meteorologico 10-11 novembre 2013*. Firenze, pp. 1-7.
- Lertzman K.P., 1992 – *Patterns of gap-phase replacement in a subalpine, old-growth forest*. Ecology, 73: 657-669. <http://dx.doi.org/10.2307/1940772>
- Ripley B.D., 1977 – *Modelling spatial patterns (with discussion)*. Journal of the Royal Statistical Society, Series B, 39: 172-212.
- Vazzano E., Quilghini G., Travaglini D., Nocentini S., 2011 – *Evoluzione della copertura forestale nella Foresta della Lama (Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi) dal Piano di assestamento di Siemoni e Seeland del 1837 a oggi*. Forest@, 8: 78-87.
<http://dx.doi.org/10.3832/efor0655-008>
- Wiegand T., Moloney K.A., 2004 – *Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology*. Oikos, 104: 209-229.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12497.x>
- Wiegand T., Kissling W.D., Cipriotti P.A., Aguiar M.R., 2006 – *Extending point pattern analysis for objects of finite size and irregular shape*. Journal of Ecology, 94: 825-837.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01113.x>
- Woods K.D., 1984 – *Patterns of tree replacement: canopy effects on understory pattern in hemlock-northern hardwood forests*. Plant Ecology, 56: 87-107.

I LARICETI DI PROTEZIONE IN VAL VENOSTA (BZ). SFIDA SELVICOLTURALE IN UN CONTESTO DI IMPATTI NEGATIVI

Georg Pircher¹, Mario Broll¹

¹Ispettorato Forestale di Silandro, Silandro (BZ); ispettorato.forestale.silandro@provincia.bz.it

I lariceti di protezione in Val Venosta (BZ) si trovano in uno stato critico. Vetustà, assenza di rinnovazione, spiccata azione di protezione nei confronti delle infrastrutture di fondovalle, carenza di densità, danni da selvaggina, in combinazione con l'aumento delle temperature dovute ai cambiamenti climatici comportano un elevato stato di instabilità e la necessità di interrogarsi al più presto sulle strategie e le azioni da implementare nel breve, medio e lungo periodo al fine di garantire la stabilità minima degli stessi. L'analisi stazionale e di popolamento condotta con appositi rilievi sui 7.190 ettari di lariceti puri censiti, ha portato alla identificazione di 450 unità di popolamento omogenee. La conseguente valutazione per le stesse delle priorità di intervento in relazione alla stabilità, al grado di protezione delle infrastrutture di fondovalle, con la corrispondente elaborazione in ambiente GIS, offrono un supporto operativo indispensabile al fine della definizione delle aree di intervento future, della tipologia dello stesso e dei costi da sostenere nei prossimi 10 anni. Particolarmente critici e con priorità di intervento assoluta rivestono ben il 19.6% dei popolamenti, corrispondenti ad una superficie di 1.409 ettari che presentano pendenze superiori al 60%, con età superiore ai 200 anni, densità rada e con assenza di rinnovazione.

Parole chiave: cambiamento climatico, selvicoltura, larice, bosco di protezione, danni da selvaggina.

Keywords: climate change, silviculture, protection forest, *Larix decidua* Mill., damages caused by game animals.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-gp-lar>

1. Introduzione

1.1 Premesse

Difficilmente si trova una valle dominata in tal modo dal larice come la Val Venosta, che si trova nell'ovest della Provincia Autonoma di Bolzano confinante con l'Austria e la Svizzera. Soprattutto in autunno i boschi dorati sui versanti esposti a sud dominano la valle.

I lariceti sono molto particolari, non solo dal punto di vista paesaggistico, ma anche dal punto di vista culturale. I boschi radi a copertura erbacea rendevano possibile una doppia utilizzazione: pascolo, ma anche uso degli alberi per legna da ardere e legname da costruzione. Questa particolare gestione per secoli ha aumentato la percentuale del larice e diminuito le altre specie arboree. Comunque sui versanti è documentata l'utilizzazione agricola e pastorizia, la quale continua da almeno 4.000 anni, e la fondazione dei masi di media ed alta quota coltivati tutto l'anno risale almeno al Duecento. I popolamenti di larice però si trovano su terreni ripidi o scoscesi con spiccata funzione di protezione per paesi, terreni e infrastrutture a valle, che attribuisce grande importanza alla stabilità, evoluzione e gestione di questi boschi.

1.2 Il larice ed i lariceti nella zona oggetto dello studio

Il larice (*Larix decidua* Mill.) con 19% della massa legnosa è la seconda specie nella Provincia Autonoma di Bolzano dopo il dominante abete rosso (*Picea abies* L.

Karst.) con i suoi 61% (Provincia Autonoma di Bolzano – Alto Adige, 2014).

Nell'Ispettorato forestale di Silandro, con una estensione di 123.000 ettari e con un'area boscata di 39.500 ettari, il larice raggiunge ben il 37% della massa legnosa (anche qui dopo l'abete rosso) ed è così presente in modo sproporzionato - in confronto con gli altri ispettorati forestali della Provincia di Bolzano ha la percentuale decisamente più alta.

Considerando le regioni forestali, la Val Venosta si trova nella "Regione forestale Endalpica centrale". Questa costituisce l'ambiente più secco e continentale delle Alpi orientali. Le precipitazioni a fondovalle raggiungono soli 500 mm e anche risalendo rimangono al di sotto di 700 mm fino al piano subalpino creando la tipica vegetazione xerica endalpica. Il larice in generale edifica prevalentemente la fascia subalpina, con estensione verso le quote più basse e verso il limite superiore della vegetazione arborea.

I tipi forestali principali in Val Venosta dove spesso il larice prevale sono: nel piano altitudinale montano il *Lariceto montano a Brachypodium rupestre con Phleum phleoides* (*Brachypodium rupestre-Laricetum phleetosum phleoidis*); nella fascia subalpina inferiore la *Pecceta subalpina silicatica a Vaccinium vitis-idaea con Laserpitium halleri* (*Larici-Piceetum laserpitietosum halleri*) attualmente spesso anche completamente senza abete rosso; e nello strato subalpino superiore la *Larici-cembreta silicatica con Laserpitium halleri* (*Larici-pinetum cembrae laserpitietosum halleri*), anche questa

attualmente spesso senza pino cembro (Provincia Autonoma di Bolzano - Alto Adige, 2010).

1.3 Sviluppo recenti ed interrogativi

Queste unità caratteristiche, negli ultimi anni, stanno però perdendo inesorabilmente il loro equilibrio.

Sono stramature, carenti di rinnovazione, presentano una scarsa stabilità dei popolamenti e scarsa azione di protezione. I problemi sono stati intensificati e resi molto evidenti negli ultimi anni a causa di danni meteorici con schianti da neve. I danni meteorici e gli schianti da neve ci sono sempre stati, ma l'intensità e la frequenza sta aumentando. Si doveva osservare la ripetizione di eventi forti nell'ottobre 2010, in settembre 2011 e in ottobre 2013. Questi hanno portato i lariceti a una copertura sempre più rada e creato gaps notevoli.

Oltre il cambiamento climatico ci sono il pascolo e i danni da selvaggina (ungulati) come fattori estrinseci. Mentre il pascolo nel bosco a causa di cambiamenti socioeconomici e la possibilità di regolamento sulla base della legge forestale generalmente diminuisce, i danni da selvaggina restano ad un livello alto e in boschi di protezione spesso non tollerabile.

La situazione insoddisfacente soprattutto in Val Venosta degli anni '90 (Provincia Autonoma di Bolzano - Alto Adige, 1997) non è migliorata (Nicoloso *et al.*, 2012).

2. Obiettivi

I Problemi e i deficit dei lariceti di protezione sopra descritti (stramature, carenti di rinnovazione, scarsa stabilità, diminuzione di azione di protezione) sono "evidenti" per l'esperto, anche il loro lento degrado. Perciò il presente progetto si è posto tre obiettivi principali: compilazione di dati oggettivi, definizione di un programma di miglioramento ed informazione e sensibilizzazione.

A) Rilievo ed elaborazione di dati oggettivi relativi allo stato attuale ed alle tendenze evolutive (p.es. attuale attitudine protettiva; rilievo di tutte le opere di protezione) dei boschi di protezione dominati dal larice per avere una base concreta e certa.

B) Definizione di un programma di miglioramento con misure concrete per i prossimi dieci anni, per definire le priorità e i costi futuri, sia per le misure tecniche, sia per quelle selvicolturali.

C) Informazione e sensibilizzazione sul tema per allargare la tematica con riferimento a: proprietari di boschi, comuni, enti, cittadini, diversi gruppi d'interesse come cacciatori, contadini proprietari di ovini e caprini i quali pascolano la zona ecc.

La definizione del progetto si è limitata ai boschi di larice, perché sono molto tipici per la Val Venosta e perché presentano le problematiche più evidenti ed urgenti. Naturalmente anche nel resto dei boschi di protezione c'è la necessità di ricostituzione boschiva seppur con diverse intensità.

3. Metodologia

Nella prima fase tutti i popolamenti puri di larice (larice > 90%; definizione di popolamento puro secondo p. es.

Stinglwagner *et al.*, 2005) sono stati individuati e poi mappati su ortofotocarta in scala 1:10.000 dai forestali competenti. Sono state definite unità boschive omogenee attraverso i parametri principali di copertura ed età dei popolamenti. La copertura è importante per valutare i rischi naturali come il possibile distacco di valanghe e veniva suddivisa in quattro classi: 0-0.3; 0.3-0.6; 0.6-0.9 e 0.9-1. L'età invece è anzitutto importante per la futura stabilità e l'esigenza di rinnovazione, le cinque classi di aggruppamento erano: 0-30 anni; 30-80 anni; 80-200 anni; >200 anni; età variabile. In una seconda fase - cosiddetta di ottimizzazione - sono state riviste tutte le unità stabilite, integrandole con informazioni suppletive (percentuale di larice da database come p.es. schede boschive o tipologia forestale). In questa fase si è anche provveduto a verificare la coerenza, congruenza e plausibilità dei dati rilevati.

A seguito della delimitazione grafica, si è compilato per ogni unità un corrispondente modulo. Con questo modulo poi sono disponibili complessivamente 84 parametri per ogni singola unità.

La prima parte dello stesso evidenzia i parametri stazionali come altitudine, pendenza ed estensione in superficie. Nella seconda parte si è registrata la gestione - il trattamento attuale e passato con particolare riguardo alle pratiche selvicolturali, ai danni ed al pascolo (p.es. ripresa, schianti da neve, area pascolata). La terza parte contiene le misure selvicolturali previste (p. es. risarcimenti necessari). La quarta parte comprende le strutture ed opere esistenti (p.es. rete antiselvaggina, paravalanghe o rastrelliere da neve in legno) e nella quinta è stato definito un programma di misure tecniche da implementare nel prossimo decennio (p. es. manutenzione rete antiselvaggina). Sia per le misure selvicolturali, sia per quelle tecniche il programma è stato progettato sempre con la definizione di una scala di priorità: a "breve termine" (negli anni 2013-2015), a "medio termine" (2016-2018) o a "lungo termine" (2019-2022). Il progetto è stato definito e realizzato in toto internamente dai tecnici e dal personale dell'Ispettorato forestale di Silandro. L'ideazione, i rilievi e l'analisi sono stati implementati in sequenza nel corso dell'anno 2012. Come software è stato utilizzato il pacchetto Office® e ESRI® ArcGIS 10. I parametri ed i risultati così possono essere visualizzati e analizzati per ogni singola unità, aggregati per stazione forestale o altra unità ricercata, e sommati per tutto l'Ispettorato forestale di Silandro.

4. Risultati

4.1 Età, grado di copertura e condizioni stazionali dei lariceti

Nell'Ispettorato forestale di Silandro sono state individuate 450 unità boschive omogenee di lariceti di protezione, che comprendono complessivamente 7.190 ettari, corrispondenti al 18% della superficie boschiva.

Più di un terzo (36,8%) della superficie a larice presenta un'età superiore ai 200 anni. E più della metà (57,3%) dei boschi di larice mostrano copertura e densità insufficienti, vuol dire meno di 0,6.

Un'area di 1.392 ettari ha addirittura una copertura al di sotto di 0,3 (19,4%). Considerando che una protezione

valanghiva richiede come indicazione una copertura 0,5 con specie sempreverdi (Frehner *et al.*, 2005) è palese che la struttura attuale è insufficiente.

La maggior parte dei lariceti (79,4%) si trova su versanti con pendenza superiore al 60%. Pendenze tra 60% e 80% dimostrano 58% dei lariceti, pendenze tra 80% e 100% ancora 20% dei lariceti. Il rischio di distacco valanghe è più elevato tra il 58% e 119% di pendenza (Bafu-Wsl, 2007), perciò la maggior parte di questi boschi sono compromessi.

La parte più grande della superficie dei lariceti è collocata ad un'altitudine variabile da 1.750 a 2.000 metri (35,9%). Il 21% è collocato ad un'altitudine superiore a 2.000 metri. Di conseguenza la rinnovazione dei popolamenti avviene lentamente e si fanno sentire in modo determinante influssi negativi come per esempio quelli dovuti alla copertura nevosa. Anche l'esposizione – 76% dei popolamenti si trovano su versanti esposti a sud-est, sud, o sud-ovest – offre, soprattutto in questa situazione xerica della Val Venosta, delle condizioni stagionali sfavorevoli.

Già dall'analisi sommaria di questi dati grezzi e della loro combinazione si evince che presentano forti criticità e impellente necessità di intervento, anche per quanto concerne la rinnovazione, ben 1.409 ettari, pari al 20% di tutti i lariceti di protezione. Tale superficie comprende i boschi su pendii più ripidi del 60% con struttura rada (meno di 0,6) ed una età dei popolamenti superiore ai 200 anni.

4.2 Funzione protettiva

Per tutto il territorio della Provincia Autonoma di Bolzano esiste una carta relativa alla funzione protettiva del bosco. Se si considera l'azione di protezione del bosco in riferimento ai fenomeni valanghivi, di caduta massi e di regimazione delle acque, è possibile affermare che ben il 58 % del bosco esplica principalmente questa funzione (boschi a prevalente funzione autoprotettiva).

Se si limita l'azione di protezione del bosco ai popolamenti forestali che proteggono direttamente insediamenti, vie di trasporto e altre infrastrutture da pericoli naturali come fenomeni valanghivi, di caduta massi e di regimazione delle acque il 24% della superficie forestale può essere definita come bosco a prevalente funzione eteroprotettiva.

Su indicazione di questa carta delle funzioni protettive i vari popolamenti dei lariceti in Val Venosta sono stati assegnati ad una specifica categoria: il 65% dei popolamenti è stato assegnato alla categoria dei boschi con funzione eteroprotettiva ovvero quelli che provvedono alla protezione diretta di infrastrutture da eventi naturali catastrofici; altri 32% dei popolamenti sono boschi a prevalente funzione autoprotettiva.

Il confronto con tutto il territorio della Provincia Autonoma di Bolzano dimostra la particolarità di questi lariceti.

4.3 Criticità: danni da neve, carenza di rinnovazione naturale, pascolo e selvaggina

Solo nell'anno 2011 caddero, nei lariceti di protezione, ben 17.506 m³ a causa di danni meteorici. Nei dieci anni precedenti è caduta più massa a causa di schianti

che non a causa delle utilizzazioni programmate. Solo nel 2011 nei lariceti si sono verificati più schianti che nel periodo 2001-2009, e nel 2011 nei lariceti un assegno programmato di 4.136 m³ sta in confronto ai 17.506 m³ caduti a causa di danni meteorici.

Come già notato l'età dei lariceti è alta ed anche troppo alta. Aggravante è il fatto che la presenza di rinnovazione è sufficiente soltanto su 23% (1.301 ha), mentre su 77% (4.355 ha) non è sufficiente o mancante.

325 delle 450 unità sono attualmente pascolate. Anche se il pascolamento è spesso molto estensivo, al momento 75% della superficie (5.373 ettari) sono pascolate da ovini, caprini o bovini.

I danni da morso della selvaggina sono intensi ormai da decenni. L'esito del conteggio primaverile del cervo nel 2013 nel distretto di caccia Val Venosta era di 2.480 capi, l'abbattimento 2013 del cervo 1.196 capi. La densità del cervo è stimata dagli esperti a 8-12/100 ettari. Inoltre ci sono il capriolo (abbattimenti 2013 caprioli: 703) e il camoscio (abbattimenti 2013 camoscio: 429).

4.4 Il programma degli interventi 2013-2022

4.4.1 Programma decennale selvicolturale

Sulla base della situazione di partenza evidenziata prima, si è provveduto ad elaborare un piano di interventi decennale. Si rivelano per esempio necessari rimboschimenti e risarcimenti con la messa a dimora di 640.000 piante unitamente all'esecuzione di cure colturali e diradamenti su 527 ettari.

Nel prossimo decennio saranno invece molto limitate le utilizzazioni programmate di larice che potranno ammontare al massimo a 20.000 m³. Regolamento del pascolo è previsto su 900 ettari – naturalmente spesso in combinazione con misure tecniche, in questo caso con la costruzione di recinzioni in legno.

4.4.2 Programma decennale interventi tecnici

In questi popolamenti di protezione si è dovuto investire molto già nel passato: vi si trovano, infatti, per esempio 5.532 metri di ponti paravalanghe o rastrelliere da neve in legno, 220 metri di ponti paravalanghe in metallo e circa 500 treppiedi in legno contro lo scivolamento del manto nevoso. Nei lariceti di protezione si trovano anche 72.000 metri di rete antiselvaggina a protezione della rinnovazione e 59.000 metri di recinzioni per la gestione del pascolo nel bosco. Il piano delle misure cosiddette tecniche prevede la nuova costruzione di 1.536 metri di rastrelliere da neve e ponti paravalanghe in legno. Altrettanto importante si rivela la messa in opera di 1.700 treppiedi in legno. Al fine di garantire al meglio il progredire dei rimboschimenti d'alta quota e della scarsa rinnovazione si ritiene indispensabile la costruzione di 165.000 metri di rete a protezione dalla selvaggina.

Una sfida rappresenteranno sicuramente i lavori di manutenzione ai dispositivi paravalanghe, alle recinzioni ed alla viabilità camionabile e trattorabile di modo che queste opere possano assolvere anche in futuro alla loro funzione. Per esempio nei primi tre anni sono previsti complessivamente 650 metri di paravalanghe in legno nuove, ma dall'altra parte manutenzione indispensabile è necessaria su 1.300 metri di paravalanghe già esistenti.

4.4.3 Programma decennale totale: stima dei costi

Sulla base di una corrispondente stima, i costi si attestano, per il prossimo decennio su oltre 11 Milioni di Euro per l'implementazione delle misure necessarie al risanamento dei boschi di protezione.

Di questi, oltre 2 Milioni di Euro per interventi di rimboschimento e cure colturali e 9 Milioni per interventi tecnici. Gli ambiti più intensivi riguardano inoltre la costruzione di reti a protezione della selvaggina con circa 4 Milioni di Euro (45% dei costi), la manutenzione e completamento della rete viaria con 2,5 Milioni (28%) e la protezione attiva dal distacco delle valanghe con opere in legno per l'ammontare di 800.000 Euro (10%).

5. Informazione e sensibilizzazione

Uno dei obiettivi del progetto è informazione e sensibilizzazione ad ampia scala per diffondere la tematica della gestione dei boschi di protezione ed attivare più possibili stakeholder. Oltre la diffusione dei risultati in giornali, riviste locali e su internet è stato organizzato un convegno a Malles Venosta, aperto a tutta la popolazione, molto frequentato.

Un'altra iniziativa è stata un "campus" sul posto, dove ogni partecipante ha potuto assistere ad un progetto di ricostituzione boschiva piantando alberelli e costruendo paravalanghe in legno. La tematica dei lariceti di protezione è stata oggetto anche di congressi scientifici selvicolturali. L'informazione e la sensibilizzazione hanno conseguenze anche sulla questione del finanziamento degli interventi. Per esempio è stato possibile

iniziare un progetto triennale sponsorizzato da un'impresa assicurativa.

Altre misure sono iniziate con contributi di comuni e proprietari oltre a soldi della Provincia Autonoma di Bolzano per la ricostituzione boschiva.

6. Conclusioni

L'elaborazione dei dati ha dimostrato che i lariceti in Val Venosta sono in pessime condizioni, però hanno una forte funzione di protezione. Evoluzione negativa, nel contesto di cambiamenti climatici, mancanza di rinnovazione e scarsa stabilità dei popolamenti rende indispensabile interventi rapidi. Riassumendo si può asserire che principalmente gli interventi saranno da focalizzare sulla rinnovazione e sulla stabilizzazione dei popolamenti boschivi uniti alla manutenzione e completamento delle corrispondenti misure tecniche necessarie. Le problematiche principali da affrontare nel breve periodo sono la ricerca dei corrispondenti finanziamenti sulla base della priorità dei singoli progetti operativi di dettaglio, i danni da selvaggina ai boschi di protezione, la separazione del bosco dal pascolo e l'adeguamento dell'azione selvicolturale in considerazione della particolare situazione di partenza. Comunque, già dopo i primi mesi si è dimostrato il valore aggiunto di avere un progetto con un database accurato e modulare per: a) poter informare; b) definire il fabbisogno di finanziamenti; c) lanciare iniziative; d) dimostrare esplicito il problema; e) attivare i proprietari e in fine tutta la popolazione, che potrà usufruire di un bosco di protezione stabile e funzionante.



Figura 1. I lariceti hanno una spiccata funzione di protezione; a fondovalle: Silandro.

Figure 1. The larch-dominated stands have a pronounced protective function; in the valley plain: Silandro.

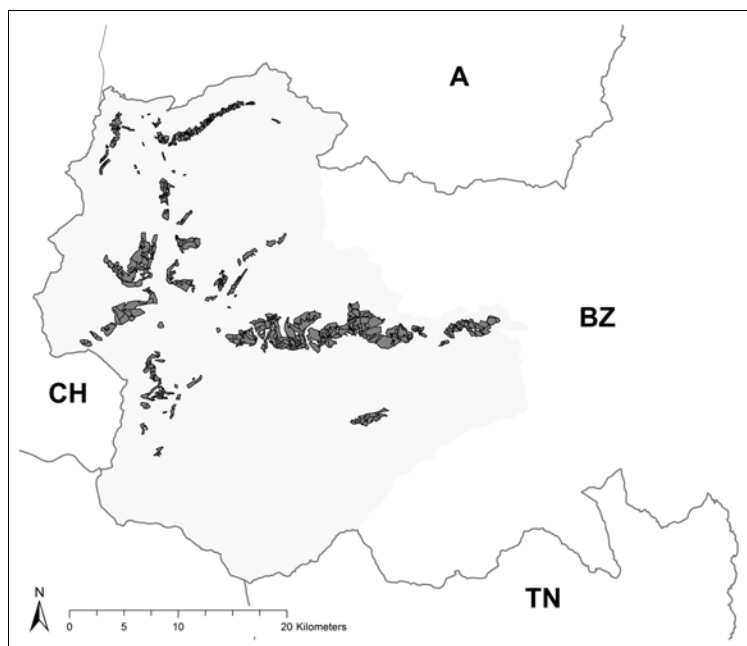


Figura 2. Le 450 unità di lariceti nell'Ispettorato forestale di Silandro - Val Venosta.

Figure 2. The 450 units of larch-dominated stands in the forest district Silandro - Val Venosta.

Figura 3. Situazione della rinnovazione nelle cinque stazioni forestali dell'Ispettorato forestale di Silandro.

Figure 3. Situation of the regeneration in the five forest stations of the forest district Silandro.

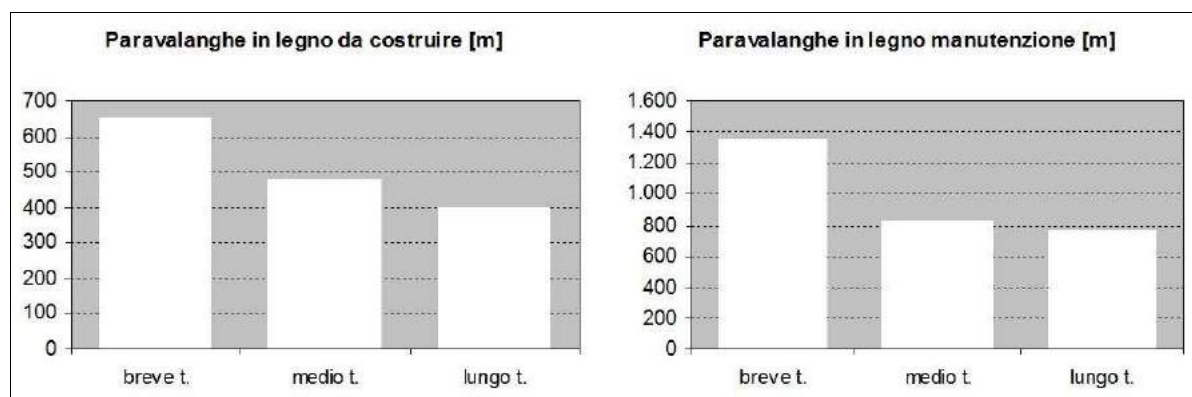
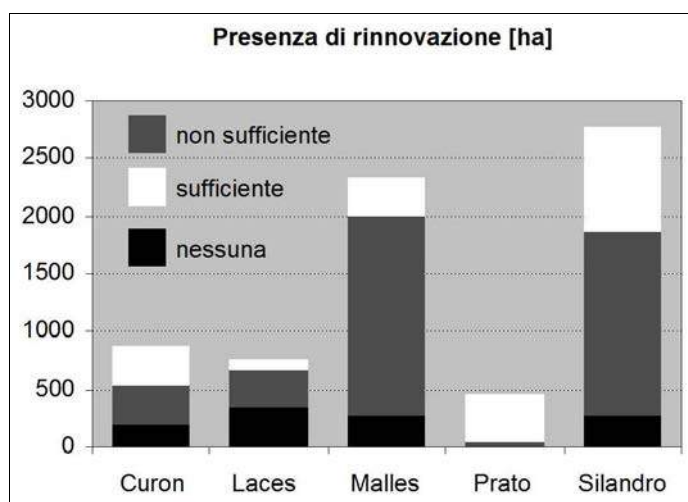


Figura 4. Esempio del programma degli interventi tecnici.
Figure 4. Example of the action plan on technical measures.

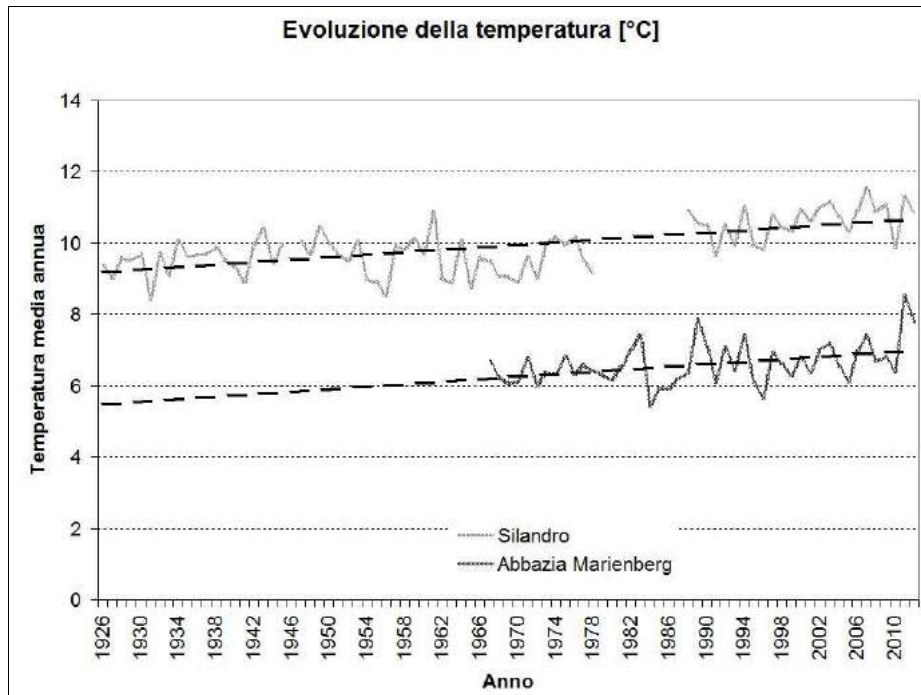


Figura 5. Anche in Val Venosta il cambiamento climatico è evidente.
Figure 5. Also data of the Val Venosta show evidently the climate change issue.

SUMMARY

The larch-dominated protection forest stands in Val Venosta (BZ). Silvicultural challenge in a context of negative impacts

The larch-dominated protection forest stands in Val Venosta (BZ) are in poor condition. The stands are overaged, have insufficient crown cover, are suffering from a lack of regeneration and damages caused by game animals.

Considering on one hand their important protective function also for infrastructure and on the other hand the climate change issue with increasing temperature and extreme precipitation events it is evident to search strategies and to define an action plan, both based on objective data, to restore the stability of those stands.

The examination of the forests in Val Venosta led to 450 units of homogeneous pure larch stands of a total amount of 7.190 hectares. The evaluation of those data in GIS-database considering the stability and the protection function provides an indispensable help to plan the priority and the type of intervention, as well as the costs of the measures in the next decade. For example nearly 20% of the investigated stands (1.409 hectares) are located on slopes steeper than 60%, are simultaneously over 200 years old and at the same time show poor canopy cover.

BIBLIOGRAFIA

- BAFU-WSL, 2007 – *Lawinenverbau im Anbruchgebiet, Technische Richtlinie als Vollzugshilfe*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Frehner M., Wasser B., Schwitter R., 2005 – *Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern,
- Nicoloso S., Pedrotti L., Gunsch H., 2012 – *Piano di conservazione e gestione del cervo (Cervus elaphus, L. 1758) nelle Unità di Gestione "Media Venosta – Martello" e "Gomagoi – Tubre" del settore sudtirolese del Parco Nazionale dello Stelvio*. Stato delle popolazioni, analisi consultive e piano di conservazione e gestione 2012-2016, Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio.
- Provincia Autonoma di Bolzano - Alto Adige, 1997 – *L'influsso della selvaggina sul bosco in Alto Adige*. Ufficio caccia e pesca, Ripartizione foreste, Bolzano.
- Provincia Autonoma di Bolzano - Alto Adige, 2010 – *Tipologie forestali dell'Alto Adige*. Ripartizione foreste, Bolzano.
- Provincia Autonoma di Bolzano - Alto Adige, 2014 – *Relazione Agraria e Forestale 2013*.
- Stinglwagner G., Haseder I., Erlbeck R., 2005 – *Das Kosmos Wald- und Forst-Lexikon*. Kosmos, Stuttgart.

RECENTI ASPETTI SELVICOLTURALI DI TERRE REGIONALI TOSCANE (AZIENDA AGRICOLA DI ALBERESE)

Valentina Cappelli¹

¹Dottore forestale; valentina.cappelli1978@gmail.com

L'Azienda regionale agricola di Alberese si estende per oltre 4.600 ettari, di cui circa 2.000 tra bosco ceduo e macchia mediterranea. La costituzione di quest'Azienda risale alle estese bonifiche iniziate dai Lorena a metà del XIX secolo; dagli anni '70 appartiene alla Regione Toscana. Dal 1975, tutta la proprietà ricade all'interno del Parco regionale dell'Uccellina. L'Azienda, dopo quasi trent'anni di abbandono, nel 2009 ha deciso di intraprendere nuovamente alcune attività selvicolturali all'interno dei boschi cedui a prevalenza di leccio, storicamente produttori di carbone e legna da ardere di ottima qualità. È stato così predisposto un Piano dei tagli, conforme non solo a tutte le normative ordinarie contenute nella Legge e Regolamento Forestale della Toscana, ma anche a quelle speciali stabilite dal Piano di Gestione Forestale e Faunistico del Parco Naturale della Maremma. Questo ha determinato una gestione attenta alle risorse naturali e paesaggistiche, attuando gli interventi forestali in modo compatibile e in equilibrio con le caratteristiche dei vari ambienti e anche con le attività zootecniche. Si è mantenuto il giusto equilibrio tra l'aspetto produttivo, importante per la storia e la cultura dei luoghi, e la conservazione da un punto di vista ambientale, naturalistico e biologico. Si riportano risultati e valutazioni dei primi cinque anni di tagli (ceduazioni e avviamenti all'alto fusto), soprattutto in relazione alla diffusa presenza di ungulati.

Parole chiave: area protetta, macchia mediterranea, ceduo, ungulati, conservazione.

Keywords: Natural Park, maquis, coppice, ungulates, preservation.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-vc-rec>

1. Inquadramento generale

L'Azienda Regionale agricola di Alberese è ubicata in provincia di Grosseto e si estende per oltre 4.600 ettari.

La costituzione di quest'Azienda risale alle estese bonifiche operate nel Granducato di Toscana durante il XIX secolo e la contestuale organizzazione in fattoria, appartenuta direttamente ai Lorena fino all'acquisizione da parte dello Stato italiano, che negli anni '30 la concesse in uso all'Opera Nazionale Combattenti.

La gestione statale per molti anni si è concentrata su tre attività di base: gli appoderamenti dei terreni bonificati, la manutenzione delle opere idrauliche; il taglio dei boschi. In seguito al decentramento amministrativo degli anni '70, la proprietà dell'intero complesso è passata alla Regione Toscana.

Il settore zootecnico (vacche e cavalli) è sicuramente diventato la componente aziendale più nota e significativa, tra l'altro inserito in un contesto ambientale e paesaggistico di grande rilievo. Il bosco è stato, nel tempo, oggetto di attenzioni differenti e variabili, sempre in equilibrio tra considerazioni economiche, difesa del suolo, valutazioni bio-ecologiche e ambientali. Alla metà degli anni '70 risale invece l'istituzione del Parco regionale della Maremma, al cui interno ricade interamente anche l'Azienda di Alberese, che assume così un ruolo ancor più importante, considerato come le attività di gestione agricola, zootecnica e forestale siano strettamente correlate alla protezione ambientale e, anche, alle

attività turistico – ricreative. L'Azienda Regionale agricola di Alberese, di proprietà della Regione Toscana, esplica le sue funzioni attraverso il proprio Ufficio tecnico – amministrativo, che ha sede all'interno della stessa Azienda. A seguito di recenti disposizioni di legge, la gestione fa adesso riferimento all'Ente pubblico denominato "Terre Regionali Toscane", istituito nel 2012 con il fine di valorizzare il patrimonio agricolo - forestale e, anche, gestire le aziende agricole regionali.

Il Parco regionale dell'Uccellina, istituito nel 1975, è anche denominato Parco naturale della Maremma. L'Ente Parco, contestualmente alla predisposizione dei nulla osta per l'esecuzione di interventi in aree protette, provvede anche, secondo le direttive regionali, al rilascio delle autorizzazioni di cui alla legge forestale 39/2000.

Il territorio del Parco include anche cinque S.I.C. (*Siti di Interesse Comunitario*) delimitati a seguito della Direttiva europea 92/43/CEE, cosiddetta *habitat*, relativa alla *Conservazione degli habitat naturali e seminaturali della flora e della fauna selvatiche*. Il loro perimetro coincide con i S.I.R. (*Siti di Interesse Regionale*) successivamente delimitati e approvati dalla Regione Toscana. Nello specifico, si segnala il S.I.R. denominato *Monti dell'Uccellina*, che racchiude al proprio interno i boschi oggetto della presente trattazione: al riguardo, l'Ente Parco approva anche il piano di incidenza ambientale riferito alla compatibilità degli interventi forestali.

2. Territorio e ambiente

L'Azienda Regionale di Alberese occupa la porzione nord occidentale del Parco, compresa tra la sponda sinistra dell'Ombrone e l'Abbazia di S. Rabano: include molti territori di pianura bonificati e la porzione settentrionale dei rilievi collinari che costituiscono la dorsale dei Monti dell'Uccellina.

L'area è limitrofa alla costa tirrenica e il clima è di tipo mediterraneo, con estati calde e siccitose, inverni miti e piovosi; la temperatura media annua è di 15°, le precipitazioni medie annue sono pari a 580 mm. Secondo la classificazione fitoclimatica di Pavari, l'area ricade nella zona del *Lauretum*, sottozona calda; dal punto di vista vegetazionale, Arrigoni *et al.* (1985) fanno rientrare la zona nell'area dei consorzi di sclerofille sempreverdi del *Quercetum ilicis* con possibili infiltrazioni di latifoglie decidue nei terreni con maggiore capacità idrica. La matrice geologica prevalente è di tipo calcareo, con presenza subordinata di arenarie e scisti. Ne derivano suoli bruni calcarei, mediamente poveri di carbonati, di profondità e fertilità variabili; lungo i versanti dell'Uccellina sono frequenti affioramenti rocciosi di banchi calcarei compatti e presenza di sassi; i bassi versanti e le vallecicole sono caratterizzati da suoli meno erosi, quindi più profondi, freschi e fertili. La matrice arenacea dà origine a suoli più profondi e sabbiosi ma, anche, più compatti.

L'Azienda ospita, al suo interno, svariate forme di vegetazione, naturale e artificiale, che caratterizzano anche i vari ambienti del Parco e ne valorizzano la biodiversità: la vegetazione delle dune, la gariga, la macchia bassa mediterranea, le formazioni forestali di arbusti mediterranei e i boschi di leccio, puri o misti con altre latifoglie; un aspetto particolare e molto interessante è poi costituito dalla cosiddetta pineta granducale, soprassuolo artificiale di pino domestico il cui impianto iniziale risale al XIX secolo.

Anche la fauna del Parco è molto ricca di specie; gli ambienti forestali sono caratterizzati dai tre ungulati tipici delle zone temperate: cinghiale (*Sus scrofa*), capriolo (*Capreolus capreolus*) e daino (*Dama dama*); i primi due costituiscono, per la Maremma, la fauna autoctona per eccellenza; il terzo è stato introdotto a scopo venatorio, forse già dai Lorena. Discretamente interessante anche l'avifauna dei boschi, tra cui spiccano rapaci notturni e diurni; tra questi, lo sparviero (*Accipiter nisus*) che nidifica proprio all'interno di soprassuoli forestali più evoluti e prossimi alla fustaia e il biancone (*Circus gallicus*), che predilige spazi ampi e più aperti: il primo è stanziale, il secondo migratore.

3. Il bosco ceduo

Nell'ambito della proprietà forestale dell'Azienda, vi sono circa 2.000 ettari di bosco, la cui gestione sistematica risale quanto meno al periodo lorenese ed è poi, abbastanza regolarmente, proseguita nel tempo con l'amministrazione di tipo pubblico. Si tratta di due soprassuoli costituiti da sclerofille sempreverdi e rispettivamente classificati, secondo "I tipi forestali –

boschi e macchie della Toscana" (Bernetti e Mondino, 1998):

- *macchia media mesomediterranea* caratterizzata dalla prevalenza di specie arbustive della macchia mediterranea: corbezzolo (*Arbutus unedo*), fillirea (*Phillyrea ss.pp.*) ed erica (*Erica ss.pp.*), con presenza subordinata di orniello (*Fraxinus ornus*) e leccio (*Quercus ilex*);
- *lecceta tipica* (e sue varianti) quando prevalgono le specie forestali tipiche di questi ambienti: leccio, orniello, roverella (*Quercus pubescens*), cerro (*Quercus cerris*) e, in minor misura, sughera (*Quercus suber*) e acero campestre (*Acer campestre*).

3.1 Selvicoltura

La loro selvicoltura riconduce, storicamente, al bosco ceduo per la produzione di carbone e legna da ardere di ottima qualità; in Toscana, a seconda che prevalgano le specie arbustive o quelle forestali, sono rispettivamente denominati *forteti* e *cedui vernini*. Già negli anni '30 la loro utilizzazione era molto estesa e codificata da regole semplici: turno di 14 anni, rilascio di 30 – 50 matricine per ettaro, superfici minime di taglio di 50 ettari, distribuzione uniforme dei tagli per consentire redditi regolari e costanti; l'estensione delle tagliate, in alcuni casi, arrivava anche a 100 ettari. Sono ancora facilmente individuabili le numerose *aie carbonili* e anche alcune superfici adibite a ricovero dei boscaioli e carbonai, molti dei quali provenivano dagli Appennini e si trasferivano in Maremma durante la stagione fredda.

Queste attività, salvo la pausa del periodo bellico, sono durate fino agli anni '60, decennio in cui la richiesta di carbone si è ridotta drasticamente per lo sviluppo di fonti energetiche derivanti da gas, petrolio ed energia elettrica. L'Azienda di Alberese, nel decennio 1980-'90, ha ripreso le ceduazioni, anche su ampie superfici, concentrando preferibilmente i tagli lungo le pendici più comode o in presenza di soprassuoli con buone provvigioni; questo fatto determina uno squilibrio di "tipo assestamentale", con prevalente presenza di classi di età giovane. Nel decennio successivo, l'Ente Parco ha predisposto il primo Piano di Gestione Forestale e, di conseguenza, alcune porzioni ubicate in aree di forte interesse ambientale e paesaggistico sono state opportunamente convertite all'alto fusto; questi soprassuoli si presentano adesso ben formati e sufficientemente densi, tanto da assicurare l'uniforme copertura del suolo e lo sviluppo diametrico delle piante.

3.2 Piano dei tagli e nulla osta del Parco

Dopo quasi trent'anni di *abbandono selviculturale*, l'Azienda nel 2009 ha deciso di intraprendere nuovamente alcune attività forestali specifiche, i cui risultati e prime valutazioni costituiscono l'oggetto della presente trattazione.

Dal momento che i territori da sottoporre al taglio ricadono comunque all'interno di un Parco naturale, i cedui e le fustaie presenti devono rientrare in un'ottica gestionale che concili le funzioni produttive con quelle ambientali pianificando i tagli secondo la loro ubicazione e importanza paesaggistica e di protezione idrogeologica. Si tratta comunque di soprassuoli situati

su suoli superficiali, poco evoluti e di scarsa fertilità, sassosi e anche con affioramenti rocciosi.

È stato quindi redatto un piano quinquennale di tagli boschivi, strumento molto utile per:

- recuperare la conoscenza dei boschi (tipologie e loro distribuzione);
- ripercorrere la fitta rete di sentieri e individuare la viabilità secondaria per lo smacchio e la concentrazione della legna tagliata;
- elaborare una, sia pur minima, pianificazione aziendale incrociando le attività selvicolturali con quelle zootecniche e subordinando alcune scelte alle direttive del Parco;
- stilare le corrette procedure amministrative da adottare in riferimento a nulla osta, stima dei soprassuoli in piedi e aggiudicazione dei tagli alle Ditte forestali, collaudi annuali dei lotti boschivi utilizzati.

Le previsioni di Piano, nel suo quinquennio di validità, prevedevano le seguenti operazioni:

- ceduzione per 86 ettari;
- conversioni all'alto fusto per ettari 63; questo tipo d'intervento è riferibile a tre diverse situazioni: recepimento delle direttive del Piano forestale del Parco; individuazione di soprassuoli di pregio e molto invecchiati, di fatto avviati naturalmente a cambiare struttura e forma di governo; organizzazione e gestione del pascolo brado dei bovini, là dove l'allevamento prevede una certa integrazione tra prati naturali e bosco.

Le operazioni preliminari alla stesura del Piano sono consistite nella ricognizione generale, cartografica e a terra, dei boschi cedui, restringendo poi il campo ai soprassuoli di maggiore età, quindi con provvigioni legnose di un certo interesse. La redazione del Piano si è sviluppata mediante periodiche consultazioni preventive con l'Ente Parco, ancor più giustificate nello specifico in quanto trattasi di due Uffici regionali. Il Piano ha quindi recepito fin dall'inizio non solo le disposizioni generali contenute nella Legge forestale della Toscana nr 39/00, ma anche le prescrizioni speciali indicate dal Parco naturale della Maremma; queste ultime sono più restrittive rispetto alla normativa generale e si basano su criteri di protezione e conservazione e, anche, estetico – paesaggistici; se ne riportano qui di seguito i punti più significativi:

- estensione massima della tagliata pari a 6 ettari;
- contatto di aree tagliate contigue non prima di due anni;
- matricinatura pari a 160 piante/ettaro, ripartita in tre classi di età, comprensiva quindi dei soggetti già presenti di maggiori dimensioni e, in proporzione, di un certo numero di polloni del turno;
- matricinatura costituita, in via prioritaria, da specie quercine quali leccio, roverella e cerro, salvaguardando anche sughera e specie rare o minori quali cerro sughera (*Quercus crenata*), frassino ossifillo (*Fraxinus oxycarpa*), olmo campestre (*Ulmus minor*) e ginepri (*Juniperus ss.pp.*);
- possibilità di rilascio della cosiddetta *matricinatura a voliera*, cioè (in caso di polloni deboli o di specie arbustive) rilascio sulla stessa ceppaia di almeno tre polloni. In questo caso la ceppaia *vale* come due singole matricine;

- periodo di taglio dell'alto fusto solo nei mesi invernali, per limitare il pericolo di incendio e non disturbare la nidificazione dei rapaci;
- esbosco da completare entro il 30 aprile di ogni anno.

4. Interventi eseguiti e prime valutazioni

Gli interventi di conversione del ceduo all'alto fusto non presentano alcuna problematica particolare, la loro tecnica di esecuzione è consolidata nel tempo e si tralasciano quindi le valutazioni del caso. Diverso è il caso rappresentato dalle ceduazioni e dai molteplici e differenti aspetti che implica: eco - biologico, selvicolturale, paesaggistico e faunistico. L'inizio dei tagli risale all'autunno 2011 e sono trascorse quindi tre annate silvane complete; la superficie utilizzata ammonta a 45 ettari circa ed è possibile fare un primo bilancio, parziale ma già abbastanza significativo. Tutte le considerazioni che seguono derivano dall'osservazione diretta dei risultati conseguiti, facilmente riscontrabili percorrendo le aree tagliate: alcuni fenomeni, già noti in letteratura, necessitavano di adeguato riscontro visto il particolare contesto in cui si è operato.

4.1 Rinnovazione agamica

Tutte le specie ceduate - leccio, corbezzolo e orniello - rispondono molto bene alla ceduzione emettendo numerosi e vigorosi polloni. Le dimensioni della ceppaia non costituiscono differenze significative.

Al contrario, la copertura delle ceppaie da parte delle matricine a chioma molto espansa sembra limitare l'emissione e lo sviluppo di nuovi polloni.

L'altro aspetto fondamentale dei primi anni successivi alla ceduzione consisteva nella verifica dello sviluppo dei piccoli polloni in relazione alla presenza di daini e caprioli e, in sintesi, tempi e modalità di ricostituzione del nuovo soprassuolo. Si riportano qui di seguito, per le specie principali, le prime osservazioni:

1. *leccio* - è la specie meno danneggiata. Nessuna ceppaia presenta danni tali da ipotizzarne la scomparsa. Nei soprassuoli di tre anni l'altezza dei giovani polloni è già di 2 - 3 metri, con punte anche di 4 nelle situazioni di maggior fertilità. Il leccio, rispetto alle altre specie, sembra decisamente meno appetito ed è quindi caratterizzato da uno sviluppo più regolare e superiore rispetto a corbezzolo e orniello, con ricacci verticali e ben formati. In alcuni casi è evidente come la brucatura sia stata limitata ai soli polloncini esterni di tutti quelli costituenti il fascio di rinnovazione agamica: in questi casi, i polloni interni hanno uno sviluppo diametrico e in altezza superiore a quelli esterni e sono oramai da considerarsi di sicuro avvenire. Un altro aspetto interessante della ceduzione del leccio è costituito dalle ceppaie sulle quali è stato rilasciato, come matricina, un pollone del turno precedente: in questo caso il numero dei ricacci è inferiore (rispetto a una ceppaia tagliata a raso) ma i polloni possono essere più vigorosi e di maggiori dimensioni. Nell'insieme, i giovani polloni di leccio si presentano dritti e ben formati ed è prevedibile che entro poco tempo, insieme alle matricine e alla rinnovazione agamica delle altre specie, possano determinare la copertura del suolo; questa è una *soglia*

molto importante, perché si riduce drasticamente la circolazione interna di daini e caprioli e il bosco recupera un'alta funzionalità di regimazione e protezione, oltre al mancato disturbo di cui si avvantaggiano le specie più brucate.

2. *corbezzolo* – è indubbio che questa specie subisca un discreto attacco da parte di daini e caprioli, come testimoniano molte ceppaie nelle tagliate del primo anno. Il corbezzolo, in ogni caso, ha una potenzialità di rinnovazione agamica molto forte, che mantiene elevata in condizioni di luce favorevole. Le ceppaie ceduate da tre anni mostrano già una significativa e favorevole ripresa del nuovo soprassuolo, con molti polloni che hanno già raggiunto i 150 – 200 centimetri di altezza e, in generale, sono da considerarsi fuori dalla fase *a rischio*. Rispetto al leccio, il corbezzolo mostra una maggiore difformità di situazioni che, nel tempo, non ne inficiano comunque lo sviluppo.

3. *orniello* – è decisamente la specie che risente maggiormente dei danni da brucatura. Le ceppaie di orniello sono generalmente in subordine rispetto alle altre specie forestali e tutte presentano fortissimi danni da morso da ungulati. Si salvano solo le ceppaie ben difese dalla frasca, situazioni in cui anche l'orniello può manifestare la sua forte capacità di rinnovazione agamica. Escluso quindi un limitato numero di ceppaie, inarrivabili fisicamente, tutte le altre presentano una corta coroncina di polloni interamente brucati. Sappiamo in ogni caso, dalla letteratura e conoscenza diretta, che anche l'orniello, nel tempo, riesce a sviluppare polloni d'avvenire, come dimostra una sua regolare, sia pur molto subordinata, presenza nei cedui adulti: lo sviluppo di questi polloni avviene solo quando gli accrescimenti di leccio e corbezzolo riducono drasticamente l'ingresso di daini e caprioli dentro le aree ceduate.

4.2 Matricinatura

L'abbondante matricinatura prescritta dall'Ente Parco è principalmente riferita a mitigare il negativo impatto ambientale costituito dalle aree ceduate e, forse, a compensare eventuali morie di ceppaie i cui polloni siano sottoposti a gravi danni da morso di ungulati. Come già riferito, gruppi di matricine con chioma molto espansa tendono un po' a limitare, sulle ceppaie sottostanti, lo sviluppo dei nuovi polloni. Il rilascio delle specie quercine, a partire da quelle già presenti, è corretto e doveroso in relazione alle necessità di tutela e conservazione proprie dell'area protetta.

La costituzione della cosiddetta *matricinatura a voliera* può costituire senza dubbio una valida alternativa, soprattutto per specie quali corbezzolo e orniello, che portano mediamente sulle ceppaie polloni molto inclinati e subiscono maggiormente, soprattutto il secondo, danni gravi dal morso degli ungulati. Tale pratica non è ancora sufficientemente recepita dalle ditte boschive, forse timorose di applicare correttamente una pratica per loro inusuale.

4.3 Ungulati

Le aree tagliate costituiscono un forte richiamo per tutta la fauna, dagli uccelli agli ungulati, per la maggiore offerta alimentare che vi trovano: erba, bacche,

ghiande, teneri polloni non lignificati, invertebrati e piccoli mammiferi. I cinghiali in alcuni punti sollevano e arano il terreno più intensamente di quanto avvenga sotto copertura ma non producono effetti negativi di rilievo sulla rinnovazione agamica. Diverso è il caso di daino e capriolo, come abbiamo già illustrato. Anche in queste situazioni riscontriamo tre aspetti già noti: i danni tendono a essere inversamente proporzionali alla superficie utilizzata; il margine può subire danni maggiori, specialmente lungo linee di confine con aree rifugio; l'altezza della ramaglia lasciata a decomporre impedisce loro il transito e mitiga il danno, anche in modo rilevante. Nel caso specifico di Alberese, l'impatto di daino e capriolo sembra mitigato non solo dagli estesi pascoli limitrofi ad alcune aree ceduate, ma anche dall'integrazione alimentare predisposta per i bovini e della quale, fortunatamente, approfittano anche loro; questo, senza eccedere, può costituire un metodo indiretto di difesa da approfondire e sviluppare in futuro.

Ancora, le aree appena ceduate, insieme a quelle limitrofe, costituiscono una buona opportunità per costruire recinti temporanei di cattura degli ungulati: questo aspetto, di competenza dell'Ente Parco, deve essere valutato all'interno delle strategie generali di gestione (e contenimento) di alcune specie di fauna selvatica.

4.4 Impatto paesaggistico

La distribuzione nel tempo e nello spazio delle aree ceduate, per altro di dimensioni non troppo estese, non ha prodotto danni e fenomeni negativi nella percezione visiva del paesaggio. Le medesime considerazioni valgono anche per le piste di smacchio (recuperata la viabilità esistente), gli imposti temporanei e i piazzali di carico. Si deve anche sottolineare come le specie sempreverdi contribuiscano in qualsiasi periodo dell'anno a mitigare, specie da lontano, la scarsa copertura del suolo. In alcuni casi particolari, prossimi a itinerari turistici, tempi e modalità esecutive sono stati anche adattati per interferire al minimo con escursionisti e visitatori. In ogni caso, non risultano pervenute segnalazioni negative in tal senso.

4.5 Biodiversità

Un'equilibrata alternanza di ecosistemi forestali, specialmente su ampie superfici, non solo interrompe la monotonia e l'uniformità del paesaggio, ma contribuisce in modo rilevante ad aumentare la biodiversità vegetale e animale. Le differenze di luce, temperatura e umidità tra spazi aperti, semi chiusi e densi è rilevante: all'interno delle superfici ceduate, si ricostituiscono velocemente i nuovi dinamismi evolutivi, inizialmente caratterizzati anche da una maggior presenza di specie erbacee e arbustive. Le fasce di contatto, cosiddette *ecotoni*, costituiscono punti di particolare interesse proprio per le condizioni intermedie di passaggio da una formazione all'altra.

4.6 Cultura, tradizione, economia

All'interno di grandi comprensori forestali, come quello dell'Uccellina, la presenza contemporanea, e limitrofa, di formazioni forestali differenti denota un'attenta ana-

lisi nella ricerca e applicazione delle forme selvicolturali più consone ai vari ambienti; questa diversificazione non è solo tecnico – scientifica: le differenti scelte gestionali consentono anche di mantenere attività antropiche strettamente correlate alla cultura e tradizione della Maremma. È molto significativo il fatto che la ripresa dei tagli abbia suscitato forte apprezzamento a partire proprio dalla popolazione locale e non per ragioni strettamente economiche. Per altro, una costante attività selvicolturale, anche se moderata, seleziona le ditte forestali e le incentiva a dare il meglio perché consapevoli di lavorare all'interno di un'area protetta.

5. Conclusioni

Una buona e razionale gestione forestale costituisce anche un'importante fonte di studio, conoscenza e divulgazione. La ripresa delle attività selvicolturali, soprattutto delle ceduazioni, ha costituito un positivo punto di partenza nella gestione dell'Azienda regionale agricola di Alberese, che può adesso, sulla scorta delle informazioni e dei risultati conseguiti, sviluppare in modo più organico la gestione dei boschi che ricoprono i Monti dell'Uccellina. La pianificazione rappresenta un processo rivolto a risolvere il conflitto fra uso eco-

nomico e sociale delle risorse naturali, conservazione ambientale e miglioramento della funzionalità degli ecosistemi. In senso lato esso è lo strumento per ottimizzare il rapporto tra uomo e ambiente, ricercando nuovi equilibri rispettosi dei diritti di entrambe le parti. Le attività selvicolturali sono compatibili con gli indirizzi e la gestione dell'area protetta.

La sintesi è data dal binomio *gestione e sviluppo sostenibile*: conciliare i fondamentali valori di tutela e conservazione di un'area protetta con attività di tipo produttivo specifiche della zona, quali appunto il taglio della foresta sempreverde.

Questo sviluppo passa attraverso una più approfondita ricognizione dei boschi e la loro conseguente pianificazione, attraverso la quale vengono individuate le tre forme base di gestione: nessun intervento, ceduazione e conversione all'alto fusto, rispettivamente riferibili a: protezione, produzione, considerazioni estetico – paesaggistiche o zootecniche.

Dalle osservazioni dirette, si ritiene anche possibile:

- diminuire il numero delle matricine, per avere un migliore sviluppo della rinnovazione,
- aumentare le superfici di taglio, in modo da avere un minore impatto degli ungulati sulla rinnovazione senza per questo compromettere la gestione sostenibile.

SUMMARY

Recent silvicultural aspects of “Terre Regionali Toscane” (Azienda Agricola di Alberese)

The regional holding farm of Alberese extends for more than 4,600 hectares, of which 2,000 coppice and maquis. The setting up of the holding goes back to extensive reclamation started during Granducato of Toscana in the mid 19th century; since the 1970s, belongs to the Toscana region. Since 1975, the property falls within the regional Park of Uccellina. The holding, after almost thirty years of neglect, in 2009 decided to begin again some silvicultural activities within coppice of holm oak and others mediterranean woody, historically producers of coal and firewood quality. Was thus prepared a plan of cuts, which conforms not only to all ordinary legislation contained in the forest Act of Toscana, but also special one established by forestry and fauna plan of the Maremma Natural Park. This has produced a sort of careful management of natural resources and landscape, putting in practice forestry activity sustainable and connected with the characteristics of the various environments and also with livestock activities.

Was maintained the right balance between the productive aspects, important to the history and culture of the places, and preservation of environmental, natural and biological conditions. We report results and evaluations of the first five years of operations (coppice and selection cutting), especially in relation to the widespread presence of ungulates.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Arrigoni P.V., Nardi E., Raffaelli M., 1985 – *La vegetazione del Parco naturale della Maremma (Toscana)*. Università degli studi, Firenze.
- Bernetti G., Mondino G.P., 1998 – *I tipi forestali*. In: Boschi e Macchie di Toscana. Regione Toscana, Firenze.
- Cappelli V., 2009 – *Azienda agricola regionale di Alberese (Grosseto). Piano dei Tagli boschivi 2011-2016*.
- Giovannini G., Faraoni L., 2012 – *Valutazione nel lungo periodo degli effetti della brucatura di ungulati selvatici nei cedui del Parco Regionale della Maremma*. Convegno “La ricerca scientifica nel Parco Regionale della Maremma”. Museo di Storia Naturale della Maremma. Grosseto, 24 marzo 2012.

PROVE DI DIRADAMENTO SELETTIVO IN UN CEDUO DI FAGGIO IN CONVERSIONE SULL'ALTOPIANO DEI SETTE COMUNI (VI)

Cristiana Colpi¹, Nicola Munari²

¹Università di Padova, Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali, Legnaro (PD); cristiana.colpi@unipd.it

²Dottore magistrale in Scienze Forestali ed Ambientali

Vengono riferiti i risultati ottenuti in due trienni di osservazione in alcune parcelle sperimentali in un ceduo di faggio, già sottoposte a taglio di avviamento a fustaia una trentina di anni fa. L'area sperimentale comprende 20 parcelle di 30 x 30 m, di cui 17 sottoposte al taglio e 3 lasciate ad evoluzione spontanea. Nel 2006, in occasione del secondo diradamento, si è voluto provare, accanto al tradizionale diradamento basso (B), anche un diradamento libero selettivo (S), per un totale rispettivamente di 9 + 8 ripetizioni. Le 3 aree lasciate ad evoluzione spontanea anche in questo caso non sono state trattate (NT). Vengono monitorati periodicamente in tutte le parcelle i parametri dendrometrici del popolamento e lo stato della rinnovazione, sia gamica che agamica. Gli incrementi correnti attuali di area basimetrica e di volume sono uguali tra le due tesi; nelle aree S tuttavia la buona risposta incrementale delle piante candidate spiega il più elevato incremento percentuale. La rinnovazione da seme, presente nelle aree trattate fin dai primi anni dopo l'avviamento, è attualmente più abbondante nelle aree S, dove più numerose sono state anche le nascite dopo l'ultima pascione. La densità delle piantine è invece più bassa nelle aree B, pur se di dimensioni mediamente maggiori. L'applicazione del diradamento selettivo, in alternativa al tradizionale diradamento basso, sembra dunque per ora rispondere bene agli obiettivi: ottenere buoni incrementi legnosi nelle piante candidate e consentire una scalarità temporale del processo di conversione, evitando di mettere contemporaneamente in rinnovazione estese superfici, con indubbi vantaggi in termini di tutela del territorio.

Parole chiave: faggio, conversione, diradamento selettivo.

Keywords: beech, conversion, free thinning.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cc-pro>

1. Introduzione

La nota crisi del ceduo che ha caratterizzato la selvicoltura italiana nella seconda metà del secolo scorso ha indotto a convertire all'altofusto ampie superfici di ceduo, soprattutto di faggio, specie in passato molto impiegata per ottenere legna da ardere e carbone, ma in grado di fornire, se ben allevata, anche legname da opera di qualità.

Come conseguenza, anche sulla pedemontana veneta e in generale nella fascia esalpica dell'Italia nord-orientale sono presenti oggi superfici di rilevante estensione coperte da fustaie transitorie di faggio di età molto simile.

Come è noto, il trattamento tradizionale della faggeta prevede il mantenimento di coperture uniformi e sufficientemente chiuse durante il turno, anche per reprimere la pre-rinnovazione, e alla scadenza di questo l'applicazione dei tagli successivi uniformi, che aprono la copertura per dar luogo al cambio generazionale. Un trattamento simile viene comunemente applicato anche alle fustaie transitorie, dove il mantenimento della copertura chiusa, in attesa dei tagli finali di rinnovazione, ha invece soprattutto la funzione di reprimere i ricacci delle ceppaie.

È presumibile dunque che, seguendo la forma consolidata di trattamento, ci si troverà nel giro di qualche decennio a dover intervenire su ampie superfici giunte contemporaneamente a maturità: questo costituirà ovviamente un problema importante, a livello locale, per l'assessamento forestale e, su scala più ampia, potrà avere conseguenze indesiderate in termini di economia e di mercato.

Facilmente immaginabile sarà anche l'impatto che la scopertura contemporanea di ampie superfici potrà comportare in termini di paesaggio e soprattutto in termini di tutela del territorio: argomento, quest'ultimo, centrale per questa sessione del Congresso.

Va detto però che una alternativa di trattamento delle formazioni di faggio è stata proposta anche per l'Italia, sulla scorta di consolidate esperienze europee, da Wolynski (2002a, 2002b): il cosiddetto "trattamento irregolare" delle faggete, finalizzato alla valorizzazione economica ed insieme ecologica dei soprassuoli, prevede interventi atti a privilegiare l'accrescimento degli individui potenzialmente migliori, e persegue un ricambio generazionale non episodico, ma continuo nel tempo: questo ultimo aspetto porta a strutture irregolari, sicuramente più apprezzabili ai fini della biodiversità strutturale e specifica, e consente una copertu-

ra continua, con indubbi vantaggi per la difesa del suolo.

Il trattamento irregolare è stato proposto ed applicato anche alle fustaie transitorie, come è avvenuto in Vallarsa in Trentino (Wolynski *et al.*, 2006) e in Val Sessera in Piemonte (Raviglione *et al.*, 2011).

Del resto, anche se con finalità diverse e in un quadro colturale finalizzato ad ottenere comunque strutture monoplane tradizionali a maturità, diradamenti selettivi, ispirati a quanto suggerito e praticato dalla scuola svizzera (Leibundgut *et al.*, 1971; Schütz, 1990) e alternativi ai tradizionali diradamenti bassi, sono stati sperimentati fin dagli anni '80 proprio nella pedemontana veneta, più precisamente sulle pendici del Cansiglio (Andriollo *et al.*, 1987), dando inizio ad una ricerca che, ampliata nei contenuti, prosegue tuttora (Alberti *et al.*, 2013).

2. La ricerca: contesto e metodi

La località oggetto di indagine si situa nella pedemontana veneta, nella porzione sud-orientale dell'Altopiano dei Sette Comuni, all'interno del territorio del Comune di Valstagna (VI), più precisamente della particella forestale n.15 del Piano di riassetto della proprietà silvo-pastorale di detto Comune. L'altitudine media dell'area è di 1100 m s.l.m.; la temperatura media annua di circa 7°C, le precipitazioni totali annue di 1500 mm. Il substrato litologico è tipicamente calcareo.

Il popolamento studiato è classificabile nel tipo forestale "Faggeta montana esalpica tipica" secondo la tipologia forestale regionale (Del Favero e Lasen, 1993). L'area sperimentale ricopre 3,2 ha dell'intera superficie particellare (circa 18 ha). Nel 1981, a 35 anni circa dal precedente intervento di ceduzione riconducibile ad una variante locale del ceduo a sterzo, l'area oggetto di studio, suddivisa in parcelle sperimentali, è stata sottoposta al taglio di avviamento all'alto fusto applicando diverse modalità di taglio. Questi i dati dendrometrici del ceduo precedenti al taglio: 6140 polloni/ha e 790 ceppaie/ha; 29.1 m²/ha di area basimetrica, 325 m³/ha di volume dendrometrico. Già in occasione del taglio di avviamento, una ridotta porzione di soprassuolo è stata preservata dall'intervento colturale e lasciata ad evoluzione spontanea. Inaspettatamente, già fin da questo primo intervento si assistette ad una abbondante rinnovazione da seme. In occasione della pasciona del 1983, infatti, in apposite trappole di campionamento si raccolsero dai 50 agli 80 semi/m² (Cappelli e Colpi, 1993).

La progressiva chiusura delle chiome verificatasi negli anni successivi comportò, oltre alla perdita di gran parte dei semenzali, anche un rallentamento degli incrementi del soprassuolo transitorio. Nel 1992, dunque, si procedette ad un primo intervento di diradamento sulla fustaia transitoria, tendendo ad uniformarne la struttura. A seconda delle condizioni locali, variabili da parcella a parcella, con questo intervento si asportò dal 30 fino al 40% di area basimetrica. La risposta incrementale in seguito al taglio fu soddisfacente e confermò la vitalità del soprassuolo trattato. Anche la produzione di seme e il protrarsi delle nascite di origine gamica in

occasione delle buone annate di pasciona e di mezza pasciona facevano sperare nella possibilità di anticipare il processo di sostituzione del soprassuolo, sfruttando la scalarità delle nascite (Cesaro e Colpi, 2002).

Nel 2006, anche constatato che si stava nuovamente verificando una diminuzione degli incrementi periodici, si è proceduto al secondo diradamento. In occasione di questo, considerando la precoce e abbondante comparsa di rinnovazione da seme a seguito dei tagli precedenti, si è voluto sperimentare, accanto al tradizionale diradamento basso, un diradamento selettivo ispirato al trattamento irregolare. Lo schema sperimentale adottato in occasione di questo intervento è rappresentato in Figura 1. Esso ha previsto 20 parcelle sperimentali, ciascuna ampia 30x30 m; di queste, alternando per quanto possibile gli interventi nello spazio, 9 sono state diradate adottando un diradamento basso ("B"), 8 seguendo i principi di un diradamento selettivo ispirato al trattamento irregolare delle faggete ("S"), mentre 3, dove fin dal taglio di avviamento del 1981 si era optato per la sospensione degli interventi, sono state lasciate ancora ad evoluzione spontanea ("NT"). Per quanto riguarda le modalità seguite per il taglio, con il diradamento basso si è proceduto ad eliminare il piano dominato, inclusi i polloni originatisi in seguito al diradamento precedente, e ad effettuare una selezione negativa allontanando i soggetti peggiori e deperenti; scopo principale era privilegiare il piano dominante nel suo complesso e conservare una copertura uniforme, lasciando il contatto di chioma.

Il diradamento selettivo, invece, è consistito in una selezione positiva a vantaggio delle piante più belle del piano dominante (piante candidate), delle quali si è proceduto a liberare la chioma dalle concorrenti; il piano dominato invece è stato, ove possibile e ove ancora presente, conservato con la funzione di compensare l'apertura del piano dominante mantenendo una parziale copertura del suolo, anche al fine di controllare l'emissione di nuovi polloni da parte delle ceppaie stimolate dal taglio, e garantendo una struttura più articolata.

Le variazioni indotte dai due tipi di intervento sull'area basimetrica, sulla densità e sulle dimensioni medie dei polloni rilasciati sono riassunte in Tabella 1: appare evidente come il diradamento basso, agendo prevalentemente sul piano dominato, abbia ottenuto una diminuzione più sensibile del numero di individui, ma meno sensibile in termini di area basimetrica; l'opposto, invece, per il diradamento selettivo, che ha insistito maggiormente su piante di discrete dimensioni per liberare le candidate, mentre ha preservato, ove utili per l'educazione individuale e collettiva del soprassuolo, piante dominate di ridotte dimensioni.

Le diverse modalità di intervento spiegano le notevoli differenze di diametro medio risultanti dal taglio: sensibilmente più elevato nel caso del diradamento basso, dove esso ha subito una notevole variazione positiva (+23,6%), molto più contenuto per il diradamento selettivo, dove è rimasto praticamente invariato.

Negli anni successivi al taglio, con cadenza triennale si è proceduto al cavallettamento totale delle 20 parcelle,

adottando una soglia di rilevamento molto bassa (dbh ≥ 1 cm). Si è campionata inoltre la presenza di rinnovazione da seme in ciascuna parcella, conteggiando e misurando diametro al colletto e altezza di tutte le piantine in rinnovazione presenti in 9 areole campione di 1 x 1 m, poste a distanze regolari lungo due transeetti ortogonali passanti per il centro dell'area. Sulle stesse areole campione è stata analizzata la flora spontanea presente, attribuendo a ciascuna specie un indice di copertura secondo la scala di Braun-Blanquet modificata da Pignatti.

Si sono controllati, infine, l'entità e il vigore del riscoppio vegetativo delle ceppaie, ancora presente in seguito al secondo diradamento, conteggiando il numero di ricacci e misurando l'altezza del ricaccio più alto su 20 ceppaie campione, casualmente scelte, in ogni parcella.

3. Risultati

3.1 Numero di individui censiti, dimensioni medie e numero di ceppaie

La variazione del numero di individui nei due trienni successivi al diradamento del 2006 (Remedio, 2010; Munari, 2013), sia nelle parcelle trattate che in quelle lasciate ad evoluzione spontanea, è deducibile dai dati in Tabella 2.

Considerata l'assenza di una soglia inferiore di cavallettamento, il numero dei censiti nelle aree trattate ha risentito sensibilmente dell'ingresso di nuovi polloni (il cui numero è riportato tra parentesi in tabella), di piccolo e piccolissimo diametro, in gran parte originati in seguito al taglio. Nelle aree sottoposte a diradamento basso la percentuale di nuovi nati era già sensibile nel primo triennio; nel secondo triennio, invece, il numero ad ettaro di nuovi censiti, decisamente cospicuo (circa 200/ha), quasi si uguaglia per i due trattamenti.

Le parcelle lasciate ad evoluzione spontanea hanno ovviamente densità di gran lunga superiore, anche se via via riducentesi per effetto della mortalità naturale; questa nell'intero trentennio di osservazione ha ridotto il numero di polloni presenti a meno di un terzo rispetto al dato iniziale: sono infatti all'ultimo censimento mediamente 2180/ha rispetto ai 6140/ha del 1981.

In queste parcelle l'emissione di nuovi ricacci dalle ceppaie è oggi praticamente assente, ad eccezione di una sola ceppaia posta sul margine di una di esse, che molto probabilmente ha risposto alla maggiore illuminazione conseguente al taglio delle parcelle limitrofe: cosa che, del resto, già si era verificata, in occasione dei tagli precedenti.

La persistenza della facoltà pollonifera nonostante l'età ormai avanzata del ceduo comporta dunque un aumento degli individui di origine agamica nelle parcelle trattate, anche se ovviamente di dimensioni trascurabili e limitati al piano inferiore. Il monitoraggio del numero di nuovi ricacci effettuato sulle 20 ceppaie campione (vedi sopra) alla scadenza del secondo triennio di osservazione (2012) non ha rilevato comunque differenze statisticamente significa-

tive tra i due tipi di trattamento, né in termini di quantità, né di dimensioni longitudinali: in media, nel 2012 si sono conteggiati 35 nuovi polloni per ceppaia nelle aree a diradamento basso, 44 nelle aree a diradamento selettivo; l'altezza media del più alto di questi è risultata di 182 cm nelle prime, di 190 nelle seconde.

La presenza di tanti individui di piccole dimensioni è responsabile in buona parte delle variazioni di diametro medio negli anni, che nascondono l'effettivo incremento diametrico degli individui rilasciati dal diradamento: esso passa infatti mediamente da 27,2 (subito dopo il taglio) a 23,5 (nel 2012) nelle parcelle trattate a diradamento basso, mentre resta invariato a 21,0 nelle parcelle trattate a diradamento selettivo.

Considerando invece i soli polloni di diametro superiore a 3 cm, la risposta incrementale dei soggetti rilasciati dal taglio è più facilmente apprezzabile, e in modo sensibilmente superiore nelle aree trattate con diradamento selettivo: in questo caso, infatti, il diametro medio nel 2012 risulta in queste ultime di 24,4 (+ 16,2% rispetto al diametro medio rilasciato dal diradamento del 2006), mentre è di 28,1 (+3,3 %) nelle aree a diradamento basso. Nelle aree ad evoluzione naturale, il diametro medio, molto più contenuto a causa delle elevate densità, prosegue comunque il suo trend di crescita, passando da un valore medio di 16,4 nel 2006 al valore medio di 18,22 del 2012; ciò avviene grazie al processo di selezione naturale per competizione tra gli individui, a vantaggio dei polloni presenti nel piano dominante. Una parte dei nuovi ricacci conseguenti al taglio è comunque destinata a non sopravvivere alla competizione. Nelle parcelle trattate, infatti, la necromassa in piedi, peraltro qui presente in quantità trascurabili, è in gran parte costituita proprio dai polloni di piccolo diametro. Le dimensioni diametriche medie dei polloni morti, per le aree trattate e non trattate, sono infatti le seguenti: 2,5 cm per le aree con diradamento basso, 3,3 per le aree con diradamento selettivo, 10,8 nelle aree lasciate ad evoluzione spontanea. È evidente come la mortalità nelle aree in conversione attiva interessi in gran parte i ricacci originati dalle ultime ceduazioni; nelle aree non trattate, invece, il diametro medio dei polloni secchi in piedi è un po' più alto, confermando come questa avvenga in generale a carico dei vecchi polloni rimasti nel piano dominato. La mortalità interessa nel tempo non solo i singoli polloni, ma anche intere ceppaie. La densità di queste, rilevata in occasione del taglio di avviamento del 1981 (circa 790 ceppaie/ha), si è ridotta mediamente a 317 ceppaie/ha e a 340 ceppaie/ha rispettivamente nelle aree a diradamento basso e a diradamento selettivo, e a 648 ceppaie/ha nelle aree non trattate. Nelle aree trattate, avviate a fustaia fin da allora, la progressiva inattivazione di molte ceppaie si spiega soprattutto con la ripetuta ceduzione, soprattutto se eseguita con un taglio basso a ceppaia senza rilascio di tirasucchi. Nelle aree lasciate fin da allora ad evoluzione spontanea, la mortalità interessa invece le ceppaie completamente dominate, in seguito alla morte progressiva dei loro polloni.

3.2 Area basimetrica e volume

L'andamento dell'area basimetrica nei due trienni considerati per le tre tesi (B, S e NT) è illustrato in Figura 2. Considerato l'intero periodo di sei anni (Remedio, 2010; Munari, 2013), le aree a diradamento basso passano dai 21,7 m²/ha rilasciati dal taglio del 2006 a 26,2 m²/ha del 2012; le aree a diradamento selettivo da 19,3 m²/ha a 23,7 m²/ha; le aree non trattate mantengono comunque un trend di crescita, passando dai 50,8 m²/ha del 2006 ai 55,7 m²/ha del 2012. I volumi, stimati attraverso la tavola di popolamento per i cedui di faggio di Sottovia e Tabacchi (1996), risultano in media, al censimento del 2012, 226,9 m³/ha, 205,7 m³/ha e 480,6 m³/ha rispettivamente per le parcelle dei gruppi B, S e NT.

La Tabella 3 riporta gli incrementi correnti di area basimetrica (calcolato come valore medio per ogni triennio) e i corrispondenti incrementi percentuali per le tre diverse tesi nei due trienni considerati. Incrementi correnti e percentuali del primo triennio nelle parcelle trattate sono assolutamente confrontabili con quelli verificati nel periodo immediatamente successivo al diradamento precedente, effettuato nel 1992 (Cesaro e Colpi, 2002). L'incremento corrente di area basimetrica realizzato in questo periodo, quasi 1 m²/(ha x a), è molto simile tra i due trattamenti e altrettanto tra aree trattate e aree ad evoluzione spontanea.

Nel secondo triennio l'incremento corrente di area basimetrica resta ancora assolutamente confrontabile tra i tre gruppi di parcelle, trattate e non, manifestando però per tutte le tesi un sensibile rallentamento del ritmo di crescita, con valori quasi dimezzati.

Le differenze tra trattato e non trattato, se dunque non percepibili in termini di incremento corrente, diventano tuttavia significative in termini di incremento percentuale: le aree trattate, che pareggiano gli incrementi correnti delle aree non trattate pur avendo aree basimetriche dimezzate rispetto a queste, hanno un saggio di accrescimento sensibilmente più alto.

In particolare, nel secondo triennio le aree trattate con diradamento selettivo sono quelle che più significativamente si distinguono ($P < 0,01$) dalle aree ad evoluzione naturale.

Viene dunque chiaramente manifestata la più elevata capacità di crescita individuale degli individui selezionati dal taglio rispetto a quella degli individui regolati dalla sola selezione naturale.

3.3 Rinnovazione gamica

L'analisi della rinnovazione da seme effettuata sulle areole campione alla scadenza del secondo triennio ha permesso di ottenere per le aree trattate i dati medi riportati in Tabella 4. Nelle aree ad evoluzione spontanea la rinnovazione da seme è invece assente fin dall'inizio della sperimentazione.

La Tabella 4 riporta densità e dimensioni medie delle piantine, evidenziando le differenze tra i due trattamenti. Per quanto riguarda la densità, questa viene indicata sia per il complesso delle piantine, sia per quelle di età inferiore o uguale a 3 anni, in gran parte determinata dalle nascite successive alla pasciona del 2009. Il numero di piantine presenti è significativamente più

elevato nelle aree trattate con diradamento selettivo, sia per quanto riguarda il complesso delle piantine, sia per quanto riguarda i semenzali fino a 3 anni di età. La densità complessiva presente in queste parcelle sembra soddisfare i parametri a suo tempo indicati da Susmel (1980) per garantire il ricambio generazionale nelle faggete (almeno 40000 piantine per ettaro).

Va tenuto conto però che a questa contribuisce il gran numero di semenzali fino a 3 anni di età, quindi di piantine non ancora sufficientemente affermate. La loro presenza significativamente più abbondante in queste parcelle rispetto a quelle a diradamento basso fa comunque presumere che il trattamento irregolare abbia creato condizioni microstazionali più favorevoli ad accogliere la rinnovazione in occasione dell'ultima pasciona. Proprio per l'abbondanza di piantine molto giovani, nelle parcelle del gruppo S le dimensioni medie della rinnovazione sono decisamente più contenute rispetto a quelle delle parcelle del gruppo B, sia in termini di altezza (più che doppia l'altezza media in queste ultime), che di diametro al colletto.

Ne consegue che l'indice di rinnovazione I_r di Magini (1967), notoriamente ottenuto dal prodotto della densità per l'altezza media del novellame sul m², non risulta invece significativamente diverso, dato che la più bassa densità delle aree a diradamento basso è qui compensata dalle maggiori altezze medie delle piantine.

3.4 Vegetazione spontanea

L'analisi floristica, effettuata nelle stesse areole campione impiegate per la quantificazione della rinnovazione gamica, evidenzia la prevalenza di specie di *Fagetalia* e, nell'ambito dell'ordine, di specie di *Fagion sylvaticae*, e conferma la rispondenza del popolamento al tipo forestale sopra indicato.

L'analisi non ha evidenziato uno spettro ecologico molto diverso tra i due trattamenti. Ovunque le forme ecologiche più rappresentate sono le Emicrittofiti e le Geofite, anche se le prime tendono ad essere leggermente più rappresentate nelle aree a diradamento selettivo e le seconde nelle aree a diradamento basso, dove la copertura è più chiusa.

Non risulta statisticamente diversa tra i due trattamenti la percentuale di copertura media del sottobosco, che invece risulta significativamente diversa (molto inferiore) nelle aree non trattate.

Per quanto riguarda la biodiversità specifica, va segnalato che il numero di specie presenti è invece significativamente diverso tra le tre tesi (B, S e NT): il numero di specie più elevato (57 specie presenti in media) spetta alle aree a diradamento selettivo, il più basso (44 specie presenti) alle aree non trattate; un numero intermedio (51 specie presenti di media) alle aree a diradamento basso. L'indice di Shannon, calcolato tenendo conto delle percentuali di copertura di ciascuna specie, non si è tuttavia rivelato significativamente diverso tra i tre gruppi di parcelle: in media 2,36 per le parcelle S, 2,44 per le parcelle B e 2,70 per le parcelle NT. Il valore medio dell'indice più elevato per le aree non trattate può essere giustificato constatando che, sebbene presenti in numero inferiore, le specie qui censite si presentano con percen-

tuali di copertura molto basse e molto simili tra loro, senza che vi sia una chiara prevalenza di una specie sull'altra, come si può osservare invece nelle aree diradate.

4. Conclusioni

In attesa di aggiornare i dati ai rilievi del terzo triennio, che si concluderà nel prossimo anno, si può intanto constatare quanto segue.

Nonostante l'età avanzata del ceduo originario, quasi una settantina d'anni, i polloni rilasciati in occasione della successione dei tagli dimostrano una buona risposta incrementale, che si ripropone in occasione di ogni diradamento, anche se tende ad attenuarsi visibilmente già a qualche anno dall'intervento colturale. Non sembrano al momento esservi differenze significative tra i due trattamenti, né in termini di incremento corrente né in termini di incremento percentuale; va tuttavia segnalato che per quanto riguarda l'incremento percentuale nel secondo triennio (2009-12) le parcelle trattate con diradamento selettivo tendono a differenziarsi maggiormente dalle aree non trattate, lasciate ad evoluzione spontanea, rispetto a quelle diradate con diradamento basso tradizionale.

Nelle aree non trattate, l'incremento corrente uguaglia quello delle aree diradate grazie alla maggior massa presente, ma l'incremento percentuale è, appunto, significativamente più basso. Qui la crescita del soprassuolo, a tanti anni dall'ultima ceduzione, prosegue lentamente, accompagnata da una selezione naturale che privilegia i polloni dominanti, ma non uguaglia certo l'azione selettiva compiuta dal taglio nelle parcelle trattate. L'assenza di interventi colturali spiega le dinamiche molto più lente del soprassuolo, regolate dalla competizione intraspecifica e ancora in parte inquadrabili nella fase di qualificazione (Wolynski, 2002b). La selezione naturale, che si manifesta soprattutto a scapito dei polloni sottostanti, spiega anche la morte progressiva di alcune ceppaie, caratterizzate appunto dalla presenza di soli polloni dominanti: la conseguenza è una sensibile diminuzione della densità di ceppaie rispetto ai valori originari. La diminuzione del numero di ceppaie è decisamente più vistosa nelle aree trattate fin dall'inizio della sperimentazione, dove la densità di queste si è più che dimezzata rispetto all'inizio dell'intera sperimentazione; in questo caso però la perdita di vitalità delle ceppaie è dovuta piuttosto alle modalità di ceduzione, poco gradite al faggio (taglio basso a ceppaia senza rilascio di tirasucchi), spesso adottate in occasione dei tagli fin dall'inizio della conversione. Le ceppaie rimaste vitali in queste aree, perché tenute vive dalla presenza di fusti anche di grosse dimensioni, sono invece ancora dotate di capacità pollonifera, e rispondono ad ogni taglio, compreso l'ultimo diradamento, con l'emissione di nuovi polloni; questo fenomeno si presenta con le stesse modalità e con la stessa intensità nelle parcelle sottoposte ai due diversi trattamenti; le dimensioni dei nuovi ricacci non sembrano tuttavia destare preoccupazioni per quanto riguarda la competizione nei confronti della rinnovazione gamica. Considerata la inattivazione di un numero così elevato di ceppaie originariamente presenti nelle aree

avviate all'altofusto, sembra lecito poter dichiarare che è qui in atto un progressivo allontanamento della "componente cedua" dal soprassuolo.

È ovviamente auspicabile, ai fini del successo di un processo di conversione che garantisca di preservare la copertura del versante, che la progressiva estinzione della componente di origine agamica sia compensata dalla sua graduale sostituzione con individui nati da seme. Questa sembra avere nelle aree diradate un discreto successo: infatti la presenza di semenzali, osservata fin dai primi interventi di conversione, si manifesta oggi con densità sicuramente soddisfacenti, anche se ancora non ovunque sufficienti a garantire l'affermazione di un futuro soprassuolo. La densità più elevata di rinnovazione da seme si è constatata nelle parcelle del gruppo S; in particolare, poi, si è osservata in queste una presenza più abbondante di semenzali nati a seguito della pascione avvenuta nel 2009, quindi a pochi anni di distanza dalle prove di diradamento. Il diradamento selettivo, grazie alle interruzioni di copertura operate dal taglio, sembra dunque fornire condizioni stazionali più favorevoli, rispetto al tradizionale diradamento basso, ad accogliere la rinnovazione gamica.

Concludendo, l'applicazione del diradamento selettivo, in alternativa al tradizionale diradamento basso, sembra al momento rispondere in modo soddisfacente agli obiettivi riposti: ottenere buoni incrementi legnosi concentrati negli individui candidati e garantire una anticipazione dell'affermazione della rinnovazione. Quest'ultimo aspetto consentirà di ottenere strutture verticali più articolate e tessiture più fini, nonché di sfruttare una scalarità temporale del processo di conversione sull'intero comprensorio, evitando la messa in rinnovazione contemporanea di estese superfici, a tutto vantaggio della protezione del territorio.

Interessanti anche le indicazioni che si possono ricavare dall'osservazione delle aree lasciate evolvere naturalmente: anche l'abbandono colturale, con l'obiettivo di perseguire una conversione per invecchiamento spontaneo, potrebbe costituire, infatti, una scelta gestionale, che va comunque debitamente ponderata. Come si è detto sopra, in assenza di interventi colturali nelle tre parcelle seguite nel corso di questa sperimentazione le dinamiche sociali ed individuali risultano rallentate rispetto alle parcelle diradate e il soprassuolo si inquadra in uno stadio evolutivo meno avanzato. In particolare, poi, in queste aree il processo di rinnovazione, sia per via gamica che per via agamica, appare ancora completamente bloccato: questo aspetto non va trascurato nella considerazione del rischio in caso di disturbi di forte entità.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Sindaco e i cittadini tutti del Comune di Valstagna (VI), che da tanti anni ospitano la ricerca. Sono inoltre riconoscenti ai tecnici assestatori, redattori dei Piani di riassetto del Comune, nonché ai tecnici dei Servizi Forestali Regionali, che l'hanno sempre tutelata e sostenuta.

Tabella 1. Prelievo percentuale medio di numero di individui (N/ha) e di area basimetrica (G/ha) e variazione di diametro medio (Dm) (tra parentesi il diametro medio dopo il taglio) per i due diversi tipi di diradamento (B = diradamento basso; S = diradamento selettivo).

Table 1. Average percentage of number of trees removed (N/ha) and of basal area removed (G/ha) and mean diameter (Dm) variations (between parentheses the mean diameter after the cut) by the two different treatments (B = thinning from below; S = selective thinning).

	<i>B</i>	<i>S</i>
N°/ha	-47%	-28%
G/ha	-20%	-29,8 %
Dm	+23,6 % (27,2 cm)	-0,5 % (21,0 cm)

Tabella 2. Numero di polloni/ha dopo il diradamento del 2006 e alla scadenza dei due trienni considerati (2009 e 2012): medie per tipo di trattamento (B = diradamento basso; S = diradamento selettivo; NT = nessun trattamento). Il numero tra parentesi indica i nuovi censiti.

Table 2. Number of trees/ha after the year 2006 thinnings and at the end of each 3-years period (2009 and 2012): mean values for each treatment (B = thinning from below; S = selective thinning; NT = untreated plots). The number between parentheses shows the new surveyed sprouts.

	<i>2006</i>	<i>2009</i>	<i>2012</i>
B	375	423 (60)	417 (201)
S	625	572 (11)	758 (210)
NT	2444	2259	2181 (18)

Tabella 3. Incremento corrente (i.c.) e corrispondente incremento percentuale (i %) di area basimetrica nei due trienni considerati: medie per tipo di trattamento (B = diradamento basso; S = diradamento selettivo; NT = nessun trattamento).

Table 3. Current annual increment (i.c.) and relative increment percent (i %) of basal area in the two observed 3-years periods: mean values for each treatment (B = thinning from below; S = selective thinning; NT = untreated plots).

		<i>B</i>	<i>S</i>	<i>NT</i>	
2006-09	i.c.	0,96	0,89	0,90	n.s.
	i %	4,51 a	4,69 a	1,75 b	*
2009-12	i.c.	0,52	0,53	0,54	n.s.
	i %	2,08 a	2,39 a	1,03 b	*

Anova + Duncan test:

2006-09: B,S ≠ NT per P < 0,05; 2009-12: B ≠ NT per P < 0,05; S ≠ NT per P<0,01

n.s. = differenza non significativa

Tabella 4. Numero di piantine per m² (N/m²) e numero per m² di piantine fino a 3 anni (N°/m² ≤ 3 anni), altezza in cm (H) e diametro al colletto in mm (D coll.) delle piantine; Indice di Rinnovazione secondo Magini (IR): medie per tipo di trattamento (B = diradamento basso; S = diradamento selettivo).

Table 4. Number of seedlings/m² (N/m²) and number/m² of seedlings aged up to 3 years (N°/m² ≤ 3 anni); height in cm (H) and collar diameter in mm (D coll) of seedlings; Magini's Regeneration Index (IR): mean values for each treatment (B = thinning from below; S = selective thinning).

	<i>B</i>	<i>S</i>	
N°/m ²	1,2	3,8	**
N°/m ² (≤ 3 anni)	0,32	1,45	*
H (cm)	40,12	18,90	**
D coll. (mm)	6,2	3,2	**
IR	41,3	58,0	n.s.

T test: ** = p < 0,01; * = p < 0,05 ; n.s. = differenza non significativa.

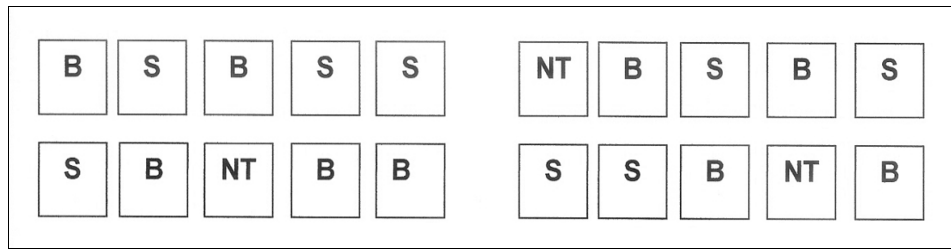


Figura 1. Schema rappresentativo della posizione delle 20 parcelle sperimentali e dei trattamenti effettuati (B = diradamento basso; S = diradamento selettivo; NT = nessun trattamento).

Figure 1. Schematic representation of the 20 experimental plots and of the performed treatments (B = thinning from below; S = selective thinning; NT = untreated plots).

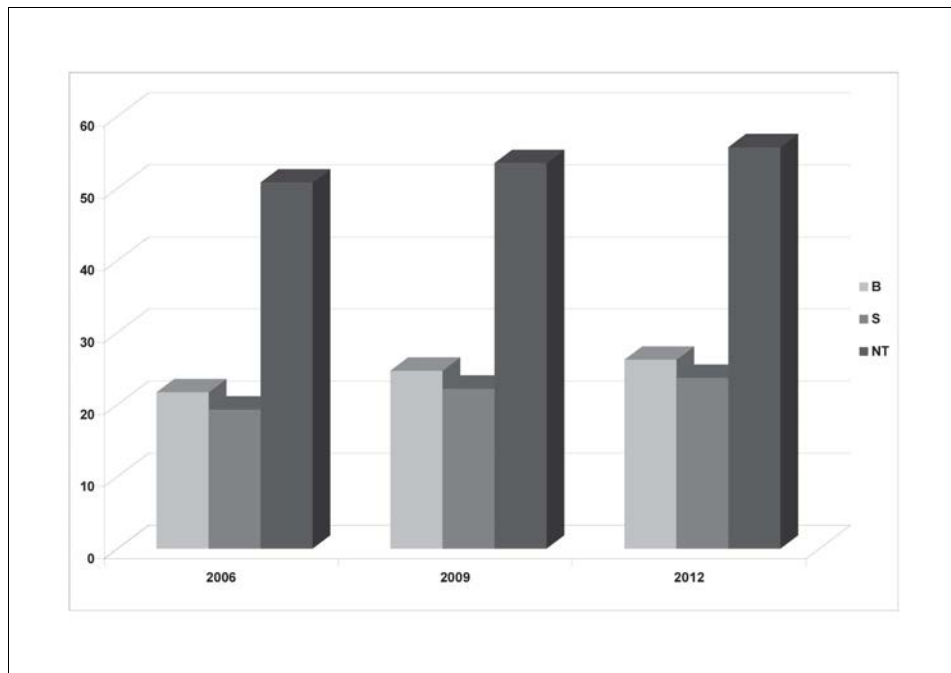


Figura 2. Area basimetrica dopo il diradamento del 2006 e alla scadenza dei due trienni considerati (2009 e 2012): medie per tipo di trattamento (B = diradamento basso; S = diradamento selettivo; NT = nessun trattamento).

Figure 2. Basal area after the year 2006 thinning and at the end of each 3-years period (2009 and 2012): mean values for each treatment (B = thinning from below; S = selective thinning; NT = untreated plots).

SUMMARY

Free thinning in a Beech coppice in conversion to high forest on The Seven Municipalities Plateau (North-Eastern Italy)

The results obtained in recent years in some experimental plots in a Beech coppice, where the first conversion cutting to high forest has been carried out about thirty years ago, are reported here. The research area includes 20 plots of 30 x 30 m, of which 17 were subjected to cutting and 3 left to spontaneous development. In 2006, when the second thinning was performed, in addition to the traditional thinning from below (B), also a free selective thinning (S) was tried, for a total of 9 + 8 replications respectively. The three non-treated plots (NT), left to spontaneous evolution

from the beginning of the research, even in this case were not affected by cutting. The dendrometric parameters of all the plots, treated and untreated, were periodically surveyed and the status of natural regeneration, gametic and agamic, was monitored by sampling. The current annual increments of basal area and of volume are quite equal for the two different treatments; S plots, however, because of the good growth recovery of elite plants, have the highest increment percent after the thinning. Seed regeneration is present in the treated plots since the early years after the first cutting; currently the seedling density is higher in S plots, where also the new births, resulting from the last mast year, are more abundant; seedlings density is significantly lower in the B plots, but their size is larger. So, the application of the selective thinning, as an alternative to the more traditional thinning from

below, seems, until now, to satisfy the purposes: to get good wood increments in elite trees and to allow a temporal sequencing of the conversion process on the entire area, avoiding the contemporary renewal of the forest in extended surfaces and ensuring a better watershed protection.

BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO

- Alberti G., Danelon M., De Simon G., Mariotti B., Maltoni A., Tani A., Piussi P., 2013 – *Valutazione della convenienza economica all'esecuzione di due tipi di diradamento e dei tagli di rinnovazione in fustaie transitorie di faggio nel Friuli occidentale*. IX Congresso SISEF, Bolzano, 16-19 Settembre 2013, Abstract Book Comunicazioni Orali, pp. 107-116.
- Andriollo R., Azzalini A., Ceschel F., Darra A., Gogliani P., Piussi P., Stiavelli S., 1987 – *Tagli di avviamento all'altofusto in cedui di faggio del Friuli occidentale*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, XXXVI: 221-262.
- Cappelli M., Colpi C., 1993 – *Le conversioni dei cedui nel Veneto. Risultati di alcune prove nel primo decennio*. Regione Veneto, Dipartimento Foreste, pp. 122.
- Cesaro G., Colpi C., 2002 – *Conversione a fustaia e "invecchiamento naturale": il caso di un ceduo di faggio sulle Prealpi Venete*. in: Il bosco ceduo in Italia, a cura di O. Ciancio e S. Nocentini, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 305-324.
- Del Favero R., Lasen C., 1993 – *La vegetazione forestale del Veneto*. II edizione. Progetto Editore, Padova, pp. 313.
- Leibundgut H., Auer C., Wieland C., 1971 – *Ergebnisse von Durchforstungsversuchen 1930-1965 in Sihlwald*. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 47 (4): 259-389.
- Magini E., 1967 – *Ricerche sui fattori della rinnovazione naturale dell'abete bianco sull'Appennino*. L'Italia Forestale e Montana, XXII (6): 261-270.
- Munari N., 2013 – *Prove di conversione a fustaia di un ceduo di faggio a "Col Novanta", Altopiano dei Sette Comuni – VI. La ricerca a 30 anni dal taglio di avviamento*. Università degli Studi di Padova, Tesi di laurea in Scienze Forestali ed Ambientali.
- Raviglione M., Collattin A., Motta R., Nosenzo A., Berretti R., Meloni F., Wolynski A., 2011 – *Interventi selvicolturali sperimentali in boschi di faggio della Val Sessera*.
http://www.regione.piemonte.it/foreste/images/files/pian_gest/ricerca/progetto_valsessera.pdf
- Remedio G., 2010 – *Evoluzione di un ceduo di faggio sottoposto a conversione sull'Altopiano dei Sette Comuni (VI). Stato della ricerca a 3 anni dal secondo diradamento*. Università degli Studi di Padova, Tesi di laurea in Tecnologie Forestali ed Ambientali.
- Schütz J.P., 1990 – *Sylviculture 1. Principes d'éducation des forêts*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, pp. VI + 243.
- Sottovia L., Tabacchi G., 1996 – *Tavole per la determinazione diretta della massa legnosa in piedi dei boschi cedui del Trentino*. ISAFA, Comunicazioni di ricerca, 1: 5-30.
- Susmel L., 1980 – *Normalizzazione delle foreste alpine. Basi ecosistemiche – equilibrio – modelli colturali – produttività*. Liviana Editrice, Padova, pp. XIV + 437.
- Wolynski A., 2002a – *Sul trattamento irregolare delle fustaie di faggio (Prima parte)*. Sherwood, 74: 9-14.
- Wolynski A., 2002b – *Sul trattamento irregolare delle fustaie di faggio (Seconda parte)*. Sherwood, 75: 5-13.
- Wolynski A., Berretti R., Motta R., 2006 – *Selvi-coltura multifunzionale orientata alla qualità. Caratterizzazione di una faggeta in provincia di Trento*. Sherwood, 118: 1-8.

PEDUNCULATE OR COMMON OAK (*QUERCUS ROBUR* L.) SILVICULTURE IN NATURAL STANDS OF GALICIA (NW SPAIN): ENVIRONMENTAL RESTRICTIONS

Ignacio J. Díaz-Maroto¹, Pablo Vila-Lameiro¹

¹Department of Agroforestry Engineering, University of Santiago de Compostela, Lugo, Spain;
ignacio.diazmaroto@usc.es

The silviculture applied in the *Quercus robur* L. forests is well developed in countries where the species has economic importance. The situation in NW Spain is different, as there is little knowledge about the silviculture to apply. Coppice forest predominates and requires continual management otherwise the stands will age and stagnate. Many of these forests have been intensively exploited, and in many cases inappropriate treatments have been used. Recently, as a result of rural depopulation, there has been a change from overexploitation to a lack of intervention. Their management must now be carried out in accordance with silvicultural criteria and environmental restrictions. Our hypothesis is that the environmental conditions do not preclude the application of an alternative silviculture to obtain more gainful outputs rather than with the traditional. To obtain the mosaics which *Q. robur* is present the Forest Map of Spain was asked, and the sampling zones were selected. Representative oak stands were chosen to dispose the resulted 39 plots. Once were replanted, a floristic inventory was carried out and abiotic-biotic data were recorded. The results show that with lower values of the altitude, slope and distance to the sea, the density is greater, and the best sites for *Q. robur* correspond to thalweg or intermediate slope with an oceanic influence. In these zones, the climatic characteristics combine optimally higher minimum temperature, lower thermal amplitude and higher precipitation. Alternative treatments must be proposed, which will range from a conversion to high forest to recovery of the stands by reforestation.

Keywords: forest management, high forest, coppice, *Quercus robur*, NW Spain.

Parole chiave: gestione forestale, foresta, cedui, *Quercus robur*, NO Spagna.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-dm-ped>

1. Introduction

Forest management has a considerable influence on the stability and sustainability of forest ecosystems (Johnson *et al.*, 2002; Decocq *et al.*, 2004). In the case of oak trees, the silvicultural practices applied form part of forestry mythology (Bouchon and Trencia, 1990).

The silviculture utilized to pedunculate or common oak (*Quercus robur* L.) are well developed and up to date in countries where the species is of great economic importance, such as France, where thousands of hectares of oak forest have been managed for centuries (Bary-Lenger and Nebout, 1993; Timbal and Aussenac, 1996; Harmer and Morgan, 2007). However, the situation in the study area is awfully different from that in the above-mentioned country, as there is minor knowledge about the silvicultural treatments that should be applied to autochthonous broadleaf forests, in general. Galician oaks present a varied range of ages and qualities, as a result of the different uses and status of conservation (Díaz-Maroto *et al.*, 2005). Coppice forest predominates and it requires continual management otherwise the stands will age and stagnate and may disappear (Díaz-Maroto *et al.*, 2006; Van Calster *et al.*, 2007).

Many of these forests have been intensively exploited (i.e. for the wood and firewood extractions for domestic and industrial uses or for the naval industry) (Manuel

and Gil, 2001), and in many cases inappropriate silvicultural practices have been applied (pollarding and felling of the best trees) (Díaz-Maroto *et al.*, 2005).

The shipbuilding was stimulated by the Spanish maritime expeditions, the commerce with Europe and the Indies, and the fishing activity. Due to transportation difficulties, the naval industry needed closer forests to fulfill their necessities. The wood proportion by ship was about 30-50% conifers, and 70-50% broadleaves, mainly oaks. The employed trees had to have specific dimensions and they were of the best quality and after their extraction, the rest was generally used for firewood or for vegetable coal, which contributed to the devastation of many forests (Manuel and Gil, 2001).

Most recently, as a result of rural depopulation, technological developments and social requests, there has been a change during the past century from overexploitation of many of these forests to a total lack of exploitation (Rodá *et al.*, 1999; Reque and Bravo, 2007). The status of these stands has changed recently and there is now a high social demand for their conservation and recovery (Díaz-Maroto *et al.*, 2005).

As outlined in Council Directive 92/43/EC, these forests comprise a habitat of interest to the community and should be conserved; therefore a better understanding of their ecological requirements is needed. Common oak forests, pure stands of *Quercus robur* or mixed with

other broadleaves, occupy an area of 246,445 ha in Galicia, i.e. approximately 18% of the total forest area (MAGRAMA, 2011). Within the region, *Q. robur* behaves as a robust, light-demanding species, which does not tolerate shade at early stages of development and the seedlings of which languish quickly under cover. The largest oak stands are found on steep slopes, where they have survived largely because felling would be complicated owing to the topography (Ruiz de la Torre, 1991). The starting hypothesis is that the environmental conditions do not preclude the application of an alternative silviculture to obtain more profitable outputs rather than with the traditional methods.

2. Material and methods

2.1 Study area

The study area comprises the Autonomous Community of Galicia which is located in the north-west of the Iberian Peninsula and covers an area of ~ 3 million hectares. The mean altitude in the region is 508 m and slopes of more than 20% occur in half of the region. The lithological composition of the substrate is wide and includes granite, schist, slates and quartzite; the climate is very varied, although generally classified as Humid Oceanic, with a certain Mediterranean influence in some zones. Annual precipitation varies between 600 to more than 3000 mm (Díaz-Maroto *et al.*, 2005).

2.2 Description of sampling, data recording and parameters measured

Initial stratification of the study area was not advisable because of the wide dispersal and heterogeneity of the oak stands throughout the region (Rubio *et al.*, 1997); therefore, we considered the study area as a single unit when selecting the areas for sampling and posterior data recording. The area was firstly delimited, avoiding certain areas where the presence of *Quercus robur* was unlikely because the forest site characteristics (physiographic, climatic and edaphic) are not appropriate for these species (Timbal and Aussenac, 1996). The sampling zones were then selected, taking care to include a sufficiently representative number of oak stands, on the basis of the data included in the Forest Map of Spain (Ruiz de la Torre, 1991), obtaining the existing vegetation mosaics where *Q. robur* is present, and the sampling zones were selected from within these, with the help of information provided by forestry administration personnel and data reported in previous studies. Representative oak stands by each zone were chosen to replant the inventory plots. The minimum area of the stands considered ranged between 0.5 and 1 ha, which avoided problems associated with the edge effect. The resulting network of 39 rectangular plots, of variable dimension (depending on the number of trees), contained at least 50 inventoriable trees ($\varnothing > 5$ cm) (Hummel *et al.*, 1959). Once the plots were established, physiographic, dendrometric and edaphic profile data were recorded. The climatic data were obtained from the network of stations of the National Meteorological Institute during 1960-2000, and they were interpolated to the sampling points according to the methodology of

Carballeira *et al.* (1983). All these data along with the results of the edaphological analysis were used to elaborate a set of parameters, in each plot, that best describe the forest site and the present management status (Rubio *et al.*, 1997; Lebourgeois *et al.*, 2004; Bravo-Oviedo and Montero, 2005).

A total of 39 parameters were measured: 28 ecological (5 physiographic, 5 climatic and 16 edaphic) and 14 stand parameters (Tab. 1). The physiographic parameters used to describe the orography of each of the zones studied were altitude and mean slope, soil depth to parent material and closest distance from the sea (Rubio *et al.*, 1997; Díaz-Maroto *et al.*, 2005, 2006).

The climate was described by the following parameters: total annual and summer precipitation, annual mean temperature and annual mean of absolute maximum and minimum temperature (Carballeira *et al.*, 1983). Within the ecological parameters, 16 edaphic parameters were also considered for evaluating the chemical properties and the soil fertility (Gallardo *et al.*, 1995; Covelo and Gallardo, 2002; Marcos and Lancho, 2002; Bravo-Oviedo and Montero, 2005), including pH (H₂O), organic matter, total nitrogen, carbon/nitrogen ratio (C/N ratio), available phosphorus and exchangeable potassium, calcium and magnesium.

We considered both the total value for the entire edaphic profile, calculating the weighted mean for the whole profile by the method of Russell and Moore (1968), as well as the surface value, using the data for the upper 20 cm, except where this corresponded to more than one horizon, when a weighted mean was calculated.

Finally, to evaluate the structure and the silviculture of these forests, the following stand parameters were calculated: number of trees and basal area per hectare, mean arithmetic and quadratic diameters, dominant diameter (mean diameter of 100 thickest d.b.h. trees per hectare), mean arithmetic and quadratic heights, Assmann's dominant height (Assmann, 1970), standard deviation and coefficient of variation of the diameter and height distributions, Hart's index (HAI) (which estimates the distribution of trees in relation to dominant height trees) and Czarnowski's index (trees number in a squared plot of side equal to the arithmetic mean height) (Timbal and Aussenac, 1996; Claessens *et al.*, 1999).

2.3 Statistical analysis

Measurement of the set of parameters allowed establishment of a database of information on the biotopes and the silvicultural characteristics of *Quercus robur* stands in Galicia. The application of univariate analysis (Walpole *et al.*, 1999) allowed calculation of a series of characteristic values for the habitat of the species. To identify the most important parameters, discriminant analysis of the plots was carried out, following the methodology proposed by Hill (1979) and using the TWINSpan program (Pisces Conservation LTD, 2004). To explain which of these parameters best characterize the silvicultural treatments and present situation of Galician oak forests, as well as to study the possible relationship with the biotope, two types of bivariate analysis were carried out. The first compared the stand parameters with the rest, and the second

compared the stand parameters with the environmental descriptors obtained by discriminant analysis (Fernández-Aláez *et al.*, 2005), which allowed principal components analysis (PCA) to be applied (SAS Institute Inc., 2004). This in turn allowed us to identify how the most closely related stand and ecological parameters explain the variability in the *Quercus robur* forests in Galicia (Timbal and Aussenac, 1996; Collins and Carson, 2004).

On the basis of the results, the silvicultural status of the stands was modelled using stepwise multivariate linear regression analysis (SAS Institute Inc., 2004).

3. Results

From the data obtained in the stand inventories and, later, from the parameters calculated, we obtained the information necessary to characterize the habitat of *Quercus robur* on a regional scale in Galicia.

The descriptive statistics for the 39 parameters considered are shown in Table 1. The stands are located in areas with slopes of between 0 and 72% and of altitudes of between 60 and 1300 m, the latter which is reached in the mountainous zone in the east of Galicia (Os Ancares and O Courel); the distance from sea ranges from 1 to 135 km.

The climate is characterized by high precipitation, with values higher than 700 in all stands, and close to 2000 mm in some. The summer precipitation is usually higher than 120 mm; those oak stands in which such high values are not reached are compensated by horizontal precipitation in the form of mist. The mean annual temperature is 11.5 °C, the maximum value of the absolute maximum mean temperatures is 32.6 °C, with a maximum temperature of 38.5 °C, whereas the absolute minimum value of the mTAB is -4.2 °C, with a minimum temperature of -11.5 °C (Tab. 2). In the PCA of all discretely defined stand parameters (tree density, BA, coefficient of variation of the diameter and height distribution, ADH, HAI and CZI, an optimal result was obtained, with a value of the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) coefficient > 0.8, and a single vector that explained more than 98% of the variability in the silvicultural data (Tab. 3).

With regard to the discriminant analysis, the worst result from all of the groups of data analyzed corresponded to the physiographic parameters (altitude, slope, soil depth and distance from the sea). As regards the climatic data, the discriminant analysis differentiated two groups of variables. On one hand the pluviometric variables and, on the other hand, the thermal variables.

The variability of the edaphic parameters was highly significant, especially that for pH, and to a lesser extent, organic matter, nitrogen and phosphorus. The CCA of the silvicultural variables defined by the PCA were very significant, with values of between 0.70 and 0.90, and it was possible to explain 93% of the edaphic variability.

In the bivariate correlation analysis, all of these were significantly related to the same silvicultural variable, the BA. The total number of species inventories was approximately 200. The discriminant analysis of the vegetation provided good results, as 95% of the

variability in the *Quercus robur* stands was explained by only two vectors. Both vectors showed a canonical correlation of more than 0.9, i.e. a highly significant value. The species included in the first vector were: *Castanea sativa* Mill., *Anthoxanthum odoratum* L., *Vaccinium myrtillus* L., *Agrostis capillaris* L., *Ruscus aculeatus* L., *Stellaria holostea* L., *Ilex aquifolium* L. and, to a lesser extent, *Hedera helix* L., *Melampyrum pratense* L., *Holcus mollis* L. and *Pyrus cordata* Desv. Regarding the second vector, the species included were: *Lonicera periclymenum* L., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Teucrium scorodonia* L., *Rubus* spp. and *Betula celtiberica* L. had a noteworthy influence. The five most abundant species in addition to *Quercus robur* (*Rubus* spp., *P. aquilinum*, *H. helix*, *L. periclymenum* and *T. scorodonia*) therefore showed a certain, although not very high, degree of discriminatory capacity.

Despite the results obtained with these two vectors in the previous statistical analyses, both show few significant correlations with the silvicultural variables, with the only noteworthy relationships those between the first vector and the BA, and between the second vector and the coefficient of variation for the diameter distribution.

4. Discussion

4.1 Univariate analysis of the ecological parameters

The pedunculate oak stands was most variable in terms of physiographic and climatic parameters, with coefficients of variation near or higher than 70% for parameters SLP and AmT; the rest of parameters presents coefficients of variation < 70% (Tab. 2). In the case of the slope, the data indicate that at present many oak stands in Galicia are located in steeply sloping areas, where they have remained because of the difficulty of harvesting (Ruiz de la Torre, 1991).

The high coefficient of variation for the annual mean of the absolute minimum temperatures parameter (AmT) was particularly noteworthy, in contrast to the other climatic parameters (Tab. 2). This pattern is due to the high thermal range, accentuated by the variation in altitude within the study area (Carballeira *et al.*, 1983). Analysis of the edaphic parameters shows above all, that many are highly variable.

This, however, is not unexpected given the wide range of lithological substrates on which these forests are established, mainly of siliceous nature, which gives rise to acid soils (Covelo and Gallardo, 2002).

4.2 Silvicultural characteristics and relationship between stand parameters and biotope

The age and site quality of the oak stands were very varied, as a result of their different uses (Díaz-Maroto *et al.*, 2005). More specifically, there was high variability in the parameters NT, BA and CZI, with a coefficient of variation higher than 50% (Tab. 2); in the other parameters related to normal diameter (AMD, QMD, SDD, CVD and DD) and especially to the total height (AMH, QMH, SDH, CVH, ADH and HAI), the variability was lower (Lévy *et al.*, 1992; Díaz-Maroto *et al.*, 2005).

From the set of stand parameters selected by bivariate analysis to describe the use and present status of the oak stands, the dominant height (ADH) must be eliminated, as well HAI, which depends on the former (Rondeux, 1993). This is because dominant height is affected by certain unsuitable silvicultural treatments to which the stands have been subjected, such as pollarding and felling of trees to provide firewood and food for livestock. Finally, only four stand parameters remained for pedunculate oak (AMD, QMD, AMH and QMH). All of these are closely related to the following biotope descriptors (Díaz-Maroto *et al.*, 2005): mean altitude (ALT), soil depth to the parent rock (DPTH), mean annual temperature (MT) and annual mean of absolute minimum temperatures (AmT), even, as with AMD and QMD, at a level of significance of 99%. Therefore, these parameters are suitable for correctly defining the features of pedunculate oak stands in Galicia (Timbal and Aussenac, 1996; Rubio *et al.*, 1997), and it can be established that the distribution of the stands are more closely related to the physiographic and climatic characteristics than to edaphic factors probably because the substrates' character on which the stands develop is similar (Díaz-Maroto *et al.*, 2005, 2006). The results of the PCA showed that the highest possible variability can be explained with four new vectors (SAS Institute Inc., 2004); the first of these is a vector about stand structure, formed by diametric components (AMD, QMD, DD), height components (AMH, QMH, ADH) and NT. The second vector can be defined as 'oceanity' (Díaz-Maroto *et al.*, 2006), because of the importance of the parameters distance from the sea and altitude, both have the same weighting, but with a negative sign. In the last two vectors, the climatic parameters, especially precipitation, and DPTH were particularly

important. The statistical relationships between stand and ecological parameters revealed by multivariate regression analysis showed that, although it is possible to establish close correlations with climatic factors, it is the physiographic parameters, slope (SLP), distance from the sea (DS) and depth of soil (DPTH), that best define the present status of these forests (Díaz-Maroto *et al.*, 2005, 2006).

5. Conclusions

The present location of many oak stands in steep areas indicates that they have remained in such areas from immemorial times because it was not feasible their harvesting and these stands are now very valuable in ecological and landscape terms. However, the results show that with lower values of the physiographic parameter, altitude, slope and distance from the sea, the stand density is greater and the spacing between trees is lower. Therefore the best sites for *Q. robur* in NW Spain correspond to thalweg zones or intermediate slopes with an important oceanic influence.

In these zones, the climatic characteristics combine optimally higher minimum temperature, lower thermal amplitude and higher precipitation.

This is related to the growth period of the species and guarantee adequate growth. As regards the floristic data, the results obtained indicate that the floristic composition of the undergrowth has little effect on the growth and production of pedunculate oak stands.

Given the present silvicultural status of these stands, alternative methods must be proposed for their management, which will range from a conversion to high forest to recovery of the most deteriorated stands by reforestation.

Table 1. Parameters measured in each plot.

Number	Parameter (unit)	Code
1	Mean altitude (m)	ALT
2	Mean slope (%)	SLP
3	Soil depth to the parent rock (cm)	DPTH
4	Closest distance from the sea (km)	DS
5	Annual precipitation (mm)	AP
6	Summer precipitation (mm) SP	SP
7	Mean annual temperature (°C)	MT
8	Annual mean of absolute maximum temperatures (°C)	AMT
9	Annual mean of absolute minimum temperatures (°C)	AmT
10	Total pH in H ₂ O	PH
11	Surface pH in H ₂ O	SPH
12	Total organic matter (%)	OM
13	Surface organic matter (%)	SOM
14	Total nitrogen (%)	N
15	Surface nitrogen (%)	SN
16	Total C/N ratio	C/N
17	Surface C/N ratio	SC/N
18	Total available phosphorus (ppm)	P
19	Surface available phosphorus (ppm)	SP
20	Total exchangeable potassium (ppm)	K
21	Surface exchangeable potassium (ppm)	SK
22	Total exchangeable calcium (ppm)	Ca

(Table 1. Continued)

23	Surface exchangeable calcium (ppm)	SCa
24	Total exchangeable magnesium (ppm)	Mg
25	Surface exchangeable magnesium (ppm)	SMg
26	Number of trees per hectare ($N_0 \text{ ha}^{-1}$)	NT
27	Basal area per hectare ($m_2 \text{ ha}^{-1}$)	BA
28	Arithmetic mean diameter (cm)	AMD
29	Quadratic mean diameter (cm)	QMD
30	Standard deviation of the diameter distribution (cm)	SDD
31	Coefficient of variation of the diameter distribution (%)	CVD
32	Dominant diameter (cm)	DD
33	Arithmetic mean height (m)	AMH
34	Quadratic mean height (m)	QMH
35	Standard deviation of the height distribution (m)	SDH
36	Coefficient of variation of the height distribution (%)	CVH
37	Assmann's dominant height (m)	ADH
38	Hart's index (%)	HAI
39	Czarnowski's index	CZI

Table 2. Descriptive statistics of the ecological parameters.

<i>Parameter (unit)</i>	<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>	<i>Mean</i>	<i>CV (%)</i>
ALT (m)	60	1300	539	48.2
SLP (%)	0	72	27	77.7
DPTH (cm)	46	150	94	27.6
DS (km)	1	135	42	66.6
AP (mm)	772	1947	1372	22.7
SP (mm)	61	283	164	31.3
MT (°C)	7.3	14.6	11.5	13.0
AMT (°C)	20.0	38.8	24.0	8.3
AmT (°C)	-4.2	6.2	0.8	300.0
PH	3.92	6.15	4.85	9.3
SPH	3.82	6.53	4.71	10.7
OM (%)	1.04	23.31	8.64	60.0
SOM (%)	1.19	34.21	12.85	60.4
N (%)	0.042	0.793	0.307	58.0
SN (%)	0.050	1.019	0.442	52.5
C/N	6.9	29.6	31.9	31.0
SC/N	10.4	30.1	16.8	25.3
P (ppm)	0.4	117.2	21.8	133.6
SP (ppm)	0.4	119.5	19.8	147.5
K (ppm)	19	252	103	48.5
SK (ppm)	3	1297	120	180.0
Ca (ppm)	4	1704	170	167.6
SCa (ppm)	0	85	29	72.4
Mg (ppm)	0	143	265	77.5

Table 3. Results of PCA of the stand parameters.

	<i>KMO test</i>	<i>Variable</i>	<i>Variability explained (%)</i>	<i>Accumulated variability (%)</i>	<i>Explanatory parameters</i>
Stand parameters	0.840	1	98.4	98.4	NT, BA, HAI, and CZI
		2	1.2	99.6	CVD and CVH
		3	0.4	100.0	ADH, HAI, and CZI

KMO: Kaiser-Meyer-Olkin coefficient.

RIASSUNTO

Selvicoltura della Quercia pedunculata o Farnia (*Quercus robur* L.) in popolamenti naturali della Galizia (NO Spagna): Restrizioni ambientali

La selvicoltura utilizzata nelle foreste di *Quercus robur* L. è ben sviluppata nei paesi in cui la specie ha importanza economica. La situazione in NW Spagna è diversa, in quanto vi è poca conoscenza circa la silvicoltura da applicare. Il ceduo predomina e richiede continua gestione altrimenti gli stand invecchieranno. Molte di queste foreste sono state intensamente sfruttate, e in molti casi sono stati applicati trattamenti inadeguati. Recentemente, a seguito di esodo rurale, vi è stato un cambiamento da eccessivo sfruttamento ad un mancato intervento.

La loro gestione deve ora essere effettuata secondo criteri selvicolturali e vincoli ambientali. La nostra ipotesi è che le condizioni ambientali non ostano all'applicazione di una selvicoltura alternativa per ottenere risultati più lucrativi, piuttosto che con il tradizionale. Per ottenere i mosaici che *Q. robur* è presente la Foresta Mappa di Spagna è stato chiesto, e sono state selezionate le zone di campionamento. Querce rappresentative sono state scelte per smaltire i provocato 39 trame. Una volta sono stati ripiantati, un inventario floristico è stato effettuato e sono stati registrati dati abiotici-biotici. I risultati mostrano che, con i valori più bassi di altitudine, pendenza e distanza dal mare, la densità è maggiore, e le migliori siti per *Q. robur* corrispondono al fondovalle con un'influenza oceanica. In queste zone, le caratteristiche climatiche si combinano in modo ottimale temperatura minima più elevata, escursione termica inferiore e superiore delle precipitazioni. Trattamenti alternativi devono essere proposti, che vanno da una conversione a fustaia al recupero degli stand di riforestazione.

CITED AND ANNOTATED BIBLIOGRAPHY

- Assmann E., 1970 – *The Principles of Forest Yield Study*. Pergamon Press, Oxford.
- Bary-Lenger A., Nebout J.P., 1993 – *Le chêne pédonculé et sessile en France et en Belgique*. Gerfaut Club Editions du Perron, Alleur-Liège.
- Bouchon J., Trencia J., 1990 – *Sylviculture et production du chêne*. Revue Forestière Française, 2: 246-253. <http://dx.doi.org/10.4267/2042/26070>
- Bravo-Oviedo A., Montero G., 2005 – *Site index in relation to edaphic variables in stone pine (Pinus pinea L.) stands in Southwest Spain*. Annals of Forest Science, 62: 61-72. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2004086>
- Carballeira A., Devesa C., Retuerto R., Santillan E., Uceda F., 1983 – *Bioclimatología de Galicia*. Xunta de Galicia-Fundación Barrie de la Maza, A Coruña.
- Claessens H., Pauwels D., Thibaut A., Rondeux J., 1999 – *Site index curves and autoecology of ash, sycamore and cherry in Wallonia (Southern Belgium)*. Forestry, 72: 171-182. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/72.3.171>
- Collins R.J., Carson W.P., 2004 – *The effects of environment and life stage on Quercus abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environment gradients?* Forest Ecology and Management, 201: 241-258. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.06.023>
- Covelo F., Gallardo A., 2002 – *Effect of pine harvesting on leaf nutrient dynamics in young oak trees at NW Spain*. Forest Ecology and Management, 167: 161-172. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00721-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00721-6)
- Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez-Franger A., 2004 – *Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems*. Journal of Applied Ecology, 41: 1065-1079. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x>
- Díaz-Maroto I.J., Vila-Lameiro P., Silva-Pando F.J., 2005 – *Autoecology of oaks (Quercus robur L.) in Galicia (Spain)*. Annals of Forest Science, 62: 737-749. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2005069>
- Díaz-Maroto I.J., Fernández-Parajes J., Vila-Lameiro P., 2006 – *Autecology of rebollo oak (Quercus pyrenaica Willd.) in Galicia (Spain)*. Annals of Forest Science, 63: 157-167. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2005108>
- Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M., García-Criado F., 2005 – *Spatial distribution pattern of the riparian vegetation in a basin in the NW Spain*. Plant Ecology, 179: 31-42. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-004-5702-6>
- Gallardo J.F., Santa Regina I.S., Harrison A.F., Howard D.M., 1995 – *Organic matter and nutrient dynamics in three ecosystems of the "Sierra de Bejar" mountains (Salamanca Province, Spain)*. Acta Oecologica, 16: 447-459.
- Harmer R., Morgan G., 2007 – *Development of Quercus robur advance regeneration following canopy reduction in an oak woodland*. Forestry, 80: 137-149. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpm006>
- Hill M.O., 1979 – *Twinspan: A Fortran Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-Way Table by Classification of the Individuals and Attributes*. Cornell University, New York.
- Hummel F.C., Locke G.M., Jeffers J.N., Christie J.M., 1959 – *Code of sample plot procedure*. Bulletin 31, Forestry Commission, London.
- Johnson R.H., Shifley R.R., Rogers R., 2002 – *The Ecology and Silviculture of Oaks*. CAB International, Wallingford. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851995700.0000>
- Lawesson J.E., Wind P., 2002 – *Oak dune forests in Denmark and their ecology*. Forest Ecology and Management, 164: 1-14. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00466-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00466-2)
- Lebourgeois F., Cousseau G., Ducos Y., 2004 – *Climate-tree-growth relationships of Quercus petraea Matt. stand in the forest of Bercé ("Futaie des Clos", Sarthe, France)*. Annals of Forest Science, 61: 361-372. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2004029>
- Lévy G., Becker M., Duhamel D., 1992 – *A comparison of the ecology of pedunculate and sessile oaks: radial*

- growth in the centre and northwest of France*. Forest Ecology and Management, 55: 51-63.
[http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90091-M](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(92)90091-M)
- Manuel C.M., Gil L., 2001 – *La transformación histórica del paisaje forestal en Galicia*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Marcos G.M., Lancho J.F.G., 2002 – *Atmospheric deposition in oligotrophic Quercus pyrenaica forests: implications for forest nutrition*. Forest Ecology and Management, 171: 17-29.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00458-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00458-9)
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) 2011 – *Cuarto Inventario Forestal Nacional. Galicia*, Madrid.
- Pisces Conservation LTD 2004 – *Community Analysis Package v3.0. A program to search for structure in ecological community data*. Ed. PISCES Conservation Ltd., Lymington Hants.
- Reque J., Bravo F., 2007 – *Viability of thinning sessile oak stands by girdling*. Forestry, 80: 193-199.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpm003>
- Rodá F., Retana J., Gracia C.A., Bellot J., 1999 – *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests*. Springer, Berlin.
- Rondeux J., 1993 – *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*. Les Presses Agronomiques de Gembloux, Belgique.
- Rubio A., Escudero A., Gandullo J.M., 1997 – *Sweet chestnut silviculture in an ecological extreme of its range in the west of Spain (Extremadura)*. Annals of Forest Science, 54: 667-680.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:19970707>
- Ruiz de la Torre J., 1991 – *Mapa Forestal de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Instituto Geográfico Nacional. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Russell J.S., Moore A.W., 1968 – *Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data*. In: Proceedings of 9th International Congress Soil Science 4, Ed. J.W. Holmer, Adelaide, pp. 205-213.
- SAS Institute Inc. 2004 – *SAS/STAT® 9.1. User's Guide*. Cary, NC, SAS Institute Inc.
- Timbal J., Aussenac G., 1996 – *An overview of ecology and silviculture of indigenous oaks in France*. Annals of Forest Science, 53: 583-591.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:19960243>
- Van Calster H., Baeten L., De Schrijver A., De Keersmaecker L., Rogister J.E., Verheyen K., Hermy M., 2007 – *Management driven changes (1967–2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest*. Forest Ecology and Management, 241: 258-271.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.007>
- Walpole R.E., Myers R.H., Myers S.L., 1999 – *Probabilidad y estadística para ingenieros*. 6th Ed. Prentice Hall, Londres.

PASSATO, PRESENTE, FUTURO DELLA SELVICOLTURA APPENNINICA

Adriano Gradi¹

¹ Professore ordinario a. r. dell'Università degli Studi di Padova

L'autore passa in rassegna la legislazione forestale italiana dall'unificazione del Regno d'Italia fino ai più recenti strumenti legislativi, il loro significato e collegamento pratico con la selvicoltura appenninica. In tale quadro la gestione delle foreste, la ricostituzione, l'impianto di nuovi boschi trovarono ampio spazio applicativo nell'area appenninica. Tuttavia la selvicoltura appenninica iniziava a fare i conti con mutate esigenze del Paese, con i primi sintomi della globalizzazione, con perdita di valore degli assortimenti legnosi, con lo spopolamento montano. Si accentuavano gli squilibri ambientali, si alterava il rapporto Terra-Uomo. Imprese forestali emigravano in città trasformandosi in ditte importatrici di legname. Si entra così in una fase di abbandono della montagna compreso vaste superfici rimboschite: la astensione da ogni operazione selvicolturale su molte superfici forestali appenniniche (40-50%), ha condotto ad invecchiamenti, a strutture anomale, all'involuzione naturale dei popolamenti. Quindi degrado tenuto conto dei notevoli aspetti di artificialità di molti ecosistemi in cui razionali interventi sono indispensabili per la loro funzionalità biologica, stabilità e normalità. Non si opera più con sistemazioni idraulico-forestali e le opere idrauliche esistenti rovinano senza manutenzione. Con sporadici, disorganici interventi in pianura si curano gli effetti del disordine idrogeologico dimenticandone le cause esistenti in montagna. Nessuno si preoccupa della ricostituzione di notevoli superfici boscate percorse annualmente dagli incendi. Aumentano i mezzi tecnici di difesa ma, stranamente, anche gli incendi. Il futuro della selvicoltura appenninica è quanto mai incerto essendo legato a fluttuanti avvenimenti politici e alla carenza di politici illuminati. Necessita ritornare a gestire i boschi sull'Appennino ormai troppo spesso senza presidio selvicolturale e idraulico evitando tuttavia ridde di competenze. Moderne tecniche e tecnologie offrono favorevoli possibilità anche economiche nonché lo strategico impiego di persone senza lavoro compreso gli immigrati. Questo è il problema a cui urge ormai dare una risposta con razionali moderni criteri capaci di mantenere un giusto equilibrio tra Uomo e Natura.

Parole chiave: legislazione forestale, bosco, selvicoltura appenninica.

Keywords: forestry legislation, woods, Apennines silviculture.

1. Evoluzione storica

Nei piccoli stati italiani prima dell'unificazione la conservazione dei patrimoni forestali appenninici non era certamente assicurata dalle numerose leggi vigenti. Il variegato aspetto legislativo forestale non poteva portare benefici economici ed ecologici sia per le difficoltà pratiche di applicazione delle numerose disposizioni che finivano per essere disattese, sia per le situazioni politiche di allora.

Oltre a vincoli di carattere idrogeologico, i proprietari di boschi erano assoggettati a severe disposizioni in molti casi senza giustificazione tecnica. Ciò induceva molti proprietari a disaffezionarsi alle proprietà boschive ed al loro abbandono. Occorrevano quindi nuove regole forestali moderne e razionali anche se il mondo forestale di allora non si prestava facilmente a leggi e disposizioni schematiche date le mutevoli condizioni dei popolamenti forestali, la presenza di molte specie, in un contesto di sistemi economici dissimili e di realtà rurali molto disomogenee. Emergeva la necessità di una legge unitaria allo stesso tempo compatibile con le diverse situazioni che avrebbe dovuto affrontare e

quindi realmente applicabile. Una legge che si sarebbe dovuta basare sul pubblico interesse come motivo cementante di tutte le disposizioni da essa derivanti. Si mise allora in evidenza come il bosco esercitasse numerose funzioni a beneficio della collettività indicandone per la prima volta ufficialmente l' "azione idrogeologica, igienica, climatica, estetica, oltre che economica".

Costituito il Regno d'Italia, sulla base di necessari principi razionali e di difesa del suolo, ecco quindi la prima legge forestale 20.06.1877 con specifici interventi pubblici. Così si introduceva il vincolo forestale che non disconosceva il diritto di proprietà, ma regolava l'utilizzazione dei terreni boscati in montagna in relazione ad interessi generali onde prevenire danni pubblici.

Ma forse ancor più storicamente importante fu la successiva legge 02.06.1910 (Luzzatti) con cui si istituiva l'Azienda speciale del demanio dello Stato e si sollecitava l'incremento della selvicoltura e del commercio dei prodotti forestali. Si dava, altresì, dignità ed importanza all'istruzione forestale: i beni forestali dei Comuni, Enti, Province, dovevano essere utilizzati con

precise norme selvicolturali attraverso un piano approvato dall'Autorità forestale.

Con la legge 30.12.1923, n. 3267 si intese dare un più preciso riordino a tutta la legislazione forestale esistente, assai complessa, per cui non si facilitavano le applicazioni selvicolturali, mentre con la legge n. 215/02.1933 (Serpieri) si affrontò il problema della "bonifica integrale" (montagna, pianura e connessa occupazione). Altro momento storico fu la legge per la Montagna n. 991/25.07.1952 (Fanfani) con la quale si adottavano provvedimenti mirati al miglioramento dei patrimoni forestali ed alla difesa del suolo nei limiti delle possibilità economiche ed umane. Seguirono poi i cosiddetti "piani verdi" ed altre specifiche disposizioni legislative. In tale quadro la gestione delle foreste, la ricostituzione di boschi deteriorati, i rimboschimenti, le sistemazioni idraulico-forestali, trovarono ampio spazio applicativo nell'area appenninica.

L'Azienda di Stato per le Foreste demaniali ampliava il patrimonio forestale con interventi mirati alla sua conservazione ed alla evoluzione in termini selvicolturali dei nuovi terreni acquistati, molti costituiti da cedui degradati per storiche eccessive utilizzazioni forestali.

2. Nuovi orizzonti

Intanto per la prima volta nei piani di assestamento forestale concepiti generalmente su base economica ed, indirettamente, di difesa idrogeologica, cominciava timidamente a farsi strada "la terza dimensione della foresta", ovvero turistico-ricettiva delle aree boscate con il paesaggio inteso come bene economico al pari delle altre economie esistenti nel territorio (Susmel, 1957, 1986). L'uomo con la sua intelligenza è sostanzialmente il "determinante del sistema, ma non può prescindere dal dato originario fisico-biologico senza annullare se stesso" (Susmel, 1957, 1986).

Riflettendo su queste considerazioni è lapalissiano dover procedere alle utilizzazioni dialogando con la natura, ovvero senza ledere il sistema bosco esaltandone, anzi, la biodiversità. Un "rapporto armonico tra natura e ratio che può concretizzarsi nella selvicoltura" (Susmel, 1957, 1986).

Tuttavia hanno preso campo generalizzazioni ed estremizzazioni di ambientalisti che fanno presa purtroppo su chi non conosce la vera essenza della selvicoltura, per cui alla "coltivazione del bosco" dovrebbe subentrare una non meglio definita "manutenzione" in grado di accelerare i tempi di transizione verso improbabili formazioni Climax.

Le utilizzazioni forestali vengono dunque considerate come un'attività distruttiva e non come un'arte con cui si cerca di creare armonia tra le esigenze dei popolamenti e quelle della società. Il termine "manutenzione", scrivono Baldini *et al.* (1993), "è sempre più usato ed escogitato per soddisfare l'esigenza ecologica di chi ignora fondamentali regole selvicolturali.

Questo clima rappresenta un effetto riflesso da ambientalisti, spesso fatto proprio ed utilizzato da politici, che dipinge l'industria forestale come un'attività economica suicida nell'atto di distruggere la propria fonte di sostentamento. Tuttavia – continuano Baldini *et al.* (1993)

rivolgendosi agli studenti – è incoraggiante riscontrare una preoccupazione sincera e generalizzata per la sorte del nostro patrimonio forestale poiché si può pensare che questi giovani sosterranno l'opportunità di una corretta selvicoltura quando qualcuno gliene illustri le finalità e sgombri il campo dai fraintendimenti".

3. Produzione e ambiente

Se la foresta è "l'unica riserva naturale rinnovabile di prodotti legnosi e l'unica fonte equilibratrice e disinquinante dell'ambiente" (Susmel, 1957, 1986), un paese civile commetterebbe un grave errore dando poco o nullo valore alla prima componente ed alle connesse tecniche culturali: ciò significherebbe rinunciare ad una serie di risorse, peraltro soggette ad imprevedibili evoluzioni tecnologiche che, nel contempo, se razionalmente prelevate, contribuirebbero a raggiungere e conservare situazioni di equilibrio, sollecitando e ripristinando la vitalità degli ecosistemi ed aumentandone anche le potenzialità disinfettanti (Susmel, 1957, 1986).

"Buio fitto nella foresta, la caotica e difficile gestione dei boschi, i troppi interessi impediscono di coniugare produzione ed ambiente". Ed ancora: "nel nostro paese diviene difficile programmare interventi pluriennali compatibili con l'ambiente".

La causa è da ricercare nella frammentazione delle competenze istituzionali e, assieme, il peso specifico che hanno gruppi di opinione o di interesse, come ambientalisti o cacciatori": questo il titolo di un coraggioso articolo apparso il 24.11.1991 sul giornale La Nazione, purtroppo ancor oggi più valido di allora (Bartolomei, 1991).

4. Amenità e slogans

È lecito pertanto domandarsi se siano proprio attendibili certe argomentazioni politico-filosofiche ormai monotone, alcune memorizzate e ripetute anche da eminenti politici, come ad esempio: "il legno è fattore minimale, accessorio, secondario, anche in termini monetari" (Corrado, 1992a, 1992b) o del tipo "non è un male importare l'80% della materia legnosa poiché così si salvano i nostri boschi" ed ancora, con carattere acronimo e ripetitivo, forse per giustificare l'abbandono del patrimonio forestale "occorre un'azione di risparmio che fra 20-30 anni ci porrà in una situazione produttiva legnosa ben diversa" ed anche "dobbiamo trasformare i boschi poveri in boschi ricchi": "bisogna aumentare il diametro di recidibilità per ottenere alberi monumentali" (!) ed inoltre "dobbiamo operare con manutenzioni del verde" e così via con più o meno colorite amenità.

5. Piogge acide e DNA

Un altro argomento che ha caratterizzato la selvicoltura appenninica ed italiana, catastroficamente amplificato da settori ambientalisti e politici, è stato quello delle "piogge acide". A causa degli inquinanti in esse contenuti, si diceva che la vegetazione forestale stava subendo danni molto spesso irreparabili. Ed allora ricerca, convegni, circolari, opuscoli divulgativi, per riconoscere i sintomi

delle piante colpite e tanto denaro speso inutilmente, credo anche con finanziamenti europei. Perché inutilmente? Perché il problema può essere solo eccezionale. Ad esempio è successo che, a seguito di tempestosi venti di libeccio, che in “aerosol” trasportavano boro e cloro versato in mare dai fiumi Serchio e Arno, vere cloache a cielo aperto, si verificarono fin nell'entroterra toscano ustioni sugli apici vegetativi di molte piante, soprattutto conifere. Fu però un evento mai visto prima: anche la rete di distribuzione dell'energia elettrica si bloccò, poiché gli isolatori scaricavano a terra bagnati dall'acqua impregnata delle suddette sostanze.

Già nel lontano 1954 il prof. Aldo Pavari ci faceva “toccare con mano” le cause del progressivo deperimento di alcune specie che egli riconduceva ad aspetti genetici per l'introduzione scriteriata di ecotipi a ridotta variabilità genetica e, conseguentemente, a minore resistenza alle avversità ambientali. A tal riguardo ci informava dell'importanza delle provenienze meridionali dell'abete bianco (*Abies alba* Mill.), avendo queste mantenuto nel tempo la variabilità genetica posseduta nel postglaciale.

Ciò era confortato anche dai risultati delle sue parcelle sperimentali: le provenienze calabresi erano (e lo sono ancora) in condizioni fisico vegetative ottime con meccanismi stomatici perfettamente funzionanti, al contrario di quelle settentrionali della Stiria e della Carinzia, veri cadaveri viventi al confronto con le prime.

Non a caso amministrazioni forestali austriache e di altri paesi europei da tempo ritirano quantitativi di seme di abete bianco preparato dal Centro sementiero vivaistico di Pieve Santo Stefano (AR) raccolto con garanzia nei boschi da seme calabresi per impiegarlo nei rimboschimenti e nelle ricostituzioni boschive con risultati ottimi. Negli anni ottanta, in un viaggio di studio nel Niederösterreich con gli studenti dell'Università di Padova entrammo occasionalmente in un grande bosco di larici con tutte le piante in condizioni fisicovegetative disastrose. “Non pensate - ci dissero subito i tecnici austriaci - che si tratti di piogge acide: il motivo di quanto vedete è genetico e risiede nel fatto che durante l'enorme sviluppo industriale nel 1800 occorrevano grandi quantità di legname. Si intrapresero grandi rimboschimenti ma le piantine non erano sufficienti per cui si andò a cercarle un po' dovunque. Le piante di questo bosco di larice provengono dal Sud Tirolo con caratteristiche genetiche assolutamente non adatte all'area in cui furono impiegate”.

6. Arboricoltura da legno

Altro problema è costituito dall'arboricoltura da legno, che avrebbe dovuto sostituire le biomasse non più prelevate da boschi in attesa che questi da “poveri” fossero diventati “ricchi”. “Sembra infine opinabile, scrivevano nel 1992 Marinelli e Casini, almeno così come è stata fino ad ora condotta, che l'operazione arboricoltura da legno negli ex coltivi con specie pregiate possa dare dei risultati mancando i presupposti tecnici e quindi un'adeguata vivaistica a monte, organizzazione tecnica ed assistenza ai privati.

A ciò si devono aggiungere le remore che frappongono i privati nel sostituire ordinamenti colturali con l'arbo-

ricoltura anche a prescindere da reali motivazioni di convenienza economica e ciò per oggettive difficoltà nell'acquisizione di informazioni sulle tecniche colturali, ma anche per l'estraneità colturale di questa coltivazione caratterizzata da tempi di ritorno estremamente lunghi e con specifiche problematiche colturali e commerciali” (Marinelli e Casini, 1992). Dopo venti anni quello che si prevedeva si sta puntualmente verificando e poi con la globalizzazione certi legni di pregio hanno perso valore, nonché per cambiate tecniche di costruzione di derivati dal legno. Tuttavia, anche se l'arboricoltura fosse andata a buon fine, l'abbandono dei boschi, in particolare dei patrimoni pubblici, è una strategia autodistruttiva, per cui non possiamo più attendere nell'inquadrare tra i vari problemi forestali dell'attuale realtà nazionale, anche la riqualificazione e la pianificazione delle utilizzazioni e dei rimboschimenti classici, ovviamente su basi scientificamente più moderne (Ciancio, 1987; Ciancio, 1998; Ciancio e Nocentini, 1996a, 1996b).

7. La montagna appenninica non ha più pazienza

Siamo dunque in una fase di abbandono delle foreste, comprese vaste superfici rimboschite: l'astensione da ogni operazione colturale di troppi boschi appenninici (40-50%), ovvero il ritenere di poterli impunemente imbalsamare, è dovuta dunque a molti fattori, tra cui la mancanza di una illuminata politica forestale: tutto questo porta, in molti casi, all'involuzione naturale dei popolamenti e quindi al loro degrado, tenendo presenti gli aspetti di artificialità di molti ecosistemi, in cui razionali interventi sarebbero indispensabili per la loro funzionalità biologica e quindi per la loro stabilità.

I piani di assestamento sono stati spesso messi da parte al Centro-Sud, invece di aggiornarli secondo le nuove moderne vedute della selvicoltura (Castellani, 1993).

Non si opera più con sistemazioni idraulicoforestali e le opere idrauliche esistenti rovinano senza manutenzioni. Con sporadici, disorganici interventi in pianura si curano gli effetti del disordine idrogeologico dimenticandone le cause esistenti in montagna. Nessuno si preoccupa della ricostituzione di notevoli superfici boscate percorse annualmente dagli incendi. Aumentano i costosissimi mezzi di difesa ma, stranamente, anche gli incendi.

Si accentuano, dunque, gli squilibri ambientali, si altera il rapporto terra-uomo per lo spopolamento dell'Appennino. Le imprese forestali si stanno dissolvendo in un grigio clima di sconforto e pessimismo e molte di esse svolgono ormai attività assolutamente non inquadrabili nel vero settore forestale. E così si riduce l'economia montana e, con essa, il presidio di territori di fondamentale importanza strategica. Ma nessuno pensa seriamente di organizzare un rimedio. Dove sono uomini come Luzzatti, Serpieri, Fanfani, legislatori ed economisti della montagna appenninica italiana? Sono stati forse gli ultimi individui di una specie in estinzione?

Si arriva anche a situazioni assurde: ad esempio in Calabria, nel tempo, con varie leggi e finanziamenti, si effettuarono estesi rimboschimenti - circa 150.000 ettari - con lo scopo di ridurre l'erosione e la portata solida delle acque discendenti da dissestati bacini montani. L'acqua, più limpida, avrebbe gradatamente rimosso in

pianura il materiale solido - ghiaie, sabbie - costituente gli alvei pensili delle grande fiumare con doppio beneficio, eliminandosi funeste esondazioni e ripascendosi le spiagge erose dalle correnti marine.

È successo però che, con la costruzione di grandi infrastrutture e di edifici, si sono abusivamente asportati inerti dagli alvei pericolosamente abbassati oltre limiti naturali e divenuti vere e proprie cave dopo aver eliminato la figura del sorvegliante e dell'ufficiale idraulico, quali ufficiali di polizia giudiziaria. Ciò ha causato crolli di argini e minato la stabilità di ponti stradali e ferroviari. Ma la colpa si è data ai rimboschimenti (Ferrucci, 1987)! Così l'Arno è divenuto un fiume di promesse e di buone intenzioni, per cui dal 1966 Firenze è ancora sotto pericolo ove si registrassero precipitazioni eccezionali. Occorrono concreti interventi organici che interessino la pianura e la montagna: quest'ultima, tuttavia, è stata dimenticata anche nelle buone intenzioni. Ma la montagna non ha più pazienza!

8. Il problema dei rimboschimenti, delle ricostituzioni boschive e delle sistemazioni idraulico-forestali

È dal lontano 1961 che non ci si occupa dei problemi dei rimboschimenti appenninici e comunque in Italia in maniera organica, ovvero da quando l'Accademia di Scienze Forestali di Firenze promosse un apposito convegno nel quale furono presentate e discusse numerose relazioni con principi interessanti, molti dei quali tuttora validi. I rimboschimenti, nonostante le affermazioni di principio e la conclamata volontà di aumento della vegetazione forestale, anche per motivi di disinquinamento atmosferico, sono caduti nel dimenticatoio insieme alle sistemazioni idraulico-forestali, per l'abbandono di una razionale difesa del suolo. Altre iniziative, peraltro interessanti, sono subentrare e diffuse, ad uso e consumo di una società che si evolve, con dovizia di audiovisivi, posters, pubblicazioni ecc., nel quadro di un ecologismo che però non può lasciar perplessi, poiché si sono messe da parte componenti fondamentali dell'ecologia stessa.

I rimboschimenti in Italia iniziarono timidamente nella seconda metà del 1800, per continuare, con entità modesta, nel 1900, intensificandosi nel periodo successivo alla prima guerra mondiale, ma, soprattutto, dopo la seconda guerra mondiale, fino agli inizi degli anni settanta, quando si resero altresì disponibili terreni ex agrari per cui si raggiunsero medie stimabili in 20-24.000 ha di terreni rimboschiti all'anno, cifra tuttavia modesta rispetto alle reali necessità dell'Appennino e della Nazione e che potremo valutare in 200-300.000 ha annui, compreso le ricostituzioni di boschi degradati o percorsi da incendi. Durante il periodo autarchico per le Sanzioni decretate all'Italia (metà degli anni trenta), si dette un notevole impulso ad impianti di conifere pensando di compensare in parte la mancanza di importazione di legno.

Si realizzarono buoni rimboschimenti, ma si fecero purtroppo anche errori, in particolare con le monocolture e nella scelta delle specie, non sempre rispettandone le esigenze ecologiche e facendone un uso improprio con

tutta una serie di conseguenze negative anche a carattere fitopatologico.

Nel dopoguerra con i cantieri-scuola, con la Legge della Montagna e, successivamente, con i Piani Verdi ed altre Leggi, le attività di rimboschimento ripresero con maggior successo. Contemporaneamente si effettuarono sistemazioni idraulico-forestali privilegiando in pratica la funzione protettiva.

Dopo gli anni 1973-1974, la superficie rimboschita annualmente è scesa rapidamente fino quasi ad annullarsi, poiché, nonostante gli impegni internazionali per il ruolo delle foreste come serbatoi di carbonio, oggi molto si parla, ma poco o nulla si fa per l'ampliamento e miglioramento della superficie verde, pur emergendo, appunto, urgenti altre funzioni della vegetazione forestale, al di là del grave passivo della voce legno.

Abbiamo visto che non possono certo confortare gli slogan ancora riecheggianti secondo cui saremmo "ricchi di boschi poveri e poveri di boschi ricchi", quasi a tranquillizzare l'opinione pubblica che, tutto sommato, dall'inventario forestale nazionale ci si è accorti di avere molti più boschi di quanto non si credesse, compresi i cespugliati, non si sa se e quando, suscettibili di divenire superfici a vero significato selvicolturale e funzionale.

In tale quadro, come già accennato, l'arboricoltura da legno avrebbe dovuto costituire una nuova fonte di produzione legnosa ma, purtroppo, tutta l'operazione ha mostrato troppi limiti e aspetti negativi.

Lo stabilimento di Pieve Santo Stefano, vera banca di sementi forestali controllate nell'ambito della legislazione nazionale e delle direttive della U.E., uno dei più moderni nel mondo per i suoi impianti e che distribuiva 40-50 tonnellate di sementi all'anno e anche 3-3,2 milioni di piantine forestali dal suo vivaio, languì perché non si fanno più rimboschimenti. Per sopravvivere è stato costretto a diversificare in parte la sua attività. E così quello di Verona. Nei vari tempi si operava in territori estremamente degradati senza traccia di terreno forestale, ovvero su "pendici dilavate dalle piogge e sbriciolate dai venti" (Fanfani, 2008).

Da ciò derivava la necessità dell'impiego di specie rustiche e frugali, capaci di sopravvivere a prolungate siccità ed a forti geli invernali. Ad esempio, il *Pinus nigra* con le sue varietà austriaca - Villetta Barrea - calabrica si prestava quindi ad essere massicciamente impiegato e lo fu, purtroppo, anche fuori dall'ottimo climatico della specie, che è il piano del faggio. Pochi erano gli ambienti in cui si potevano usare specie definitive più esigenti, come ad esempio l'abete bianco e il faggio. In altri termini il pino nero era in molti casi utilizzato come specie pioniera preparatoria destinata ad essere sostituita nel tempo, una volta ricreate favorevoli condizioni stazionali, da specie più pregiate. Quanto sopra attraverso opportune tecniche colturali, ovvero, diradamenti su piccole superfici ove si stava insediando, ad esempio, vegetazione eliofila di latifoglie ed anche integrando questa con introduzione artificiale di piantine nel quadro, tuttavia, di una selvicoltura dettata dalla natura. Con tali tecniche si sarebbe giunti, in un primo momento, a boschi misti disetanei a gruppi e poi, in tempi più lunghi, a boschi disetanei omogenei, ideali per le catene appenniniche, esaltandosi nel con-

tempo la biodiversità e la stabilità di questi popolamenti.

Ciò purtroppo non è avvenuto né da parte dello Stato, né da parte delle Regioni, delle Province e delle Comunità montane. I rimboschimenti sono rimasti, salvo eccezioni che confermano la regola, alla densità iniziale che poteva giungere anche a 4.800 piante per ha di superficie, quando si riteneva che la capacità di attecchimento sarebbe stata molto bassa in certi ambienti.

Da considerare poi che sui gradoni, sulle buche, sulle piazzole, tutte aperte a mano con picco e badile, oltre alla piantagione, in condizioni ambientali più favorevoli, si effettuava anche la semina di latifoglie (querce, faggi, aceri, frassini ecc.). Per cui, se le cose andavano bene, è facile immaginare quale fosse risultata la densità delle piante abbandonate a loro stesse, esaltandosi nel contempo attacchi di parassiti fitofagi ed incendi.

Sull'Appennino, migliaia e migliaia di ettari di rimboschimenti, eseguiti con sacrifici umani e costi elevati, si stanno dunque deteriorando. Sottolineiamo ancora che l'astensione da ogni operazione selvicolturale, ha condotto ad un invecchiamento, strutture anomale, a problemi fitopatologici e tecnologici delle biomasse. Abbiamo visto, con calcoli forse per difetto, come sulle aree appenniniche il 40-50% dei popolamenti forestali siano abbandonati e non è pensabile che possano evolversi, trattandosi di ecosistemi estremamente fragili. Ogni anno si contano 50-60.000 ha di boschi incendiati, ma nulla si fa per la loro ricostituzione. Non è questa certamente la via adatta a raggiungere quegli obiettivi che dovremmo ottenere anche nel contesto internazionale.

I terreni privati nudi o cespugliati rimboschiti con fondi pubblici, mediante esproprio temporaneo, avrebbero dovuto essere riconsegnati per Legge ai legittimi proprietari nel momento in cui il rimboschimento fosse stato assicurato, momento variabile secondo le specie impiegate e l'ambiente tuttavia valutabile al massimo in 20-30 anni. I proprietari avrebbero dovuto gestire il nuovo bosco secondo un preciso piano di coltura rilasciato dall'autorità forestale. Ciò non è stato messo in atto dalle varie amministrazioni che si sono succedute nel tempo nella gestione di questi impianti (Stato - Regioni - Province ecc.) le quali nel contempo non hanno nemmeno provveduto ai diradamenti ed agli interventi precedentemente descritti. Ora succede che si riconsegnano questi popolamenti forestali ed i privati si trovano a dover utilizzare piante secche o stramature, spesso di nessun valore oltre ad avere, previa cauzione, l'obbligo dell'onerosissimo, difficile, successivo rimboschimento con scarsa disponibilità economica e preparazione tecnica, per cui le superfici torneranno ad essere cespugliate e degradate come un tempo.

Alcuni anni or sono guidai una delegazione di colleghi della Facoltà di Biotecnica dell'Università di Lubiana attraverso l'Appennino centrale. Quei docenti rimasero esterrefatti nel vedere migliaia di ettari di foresta e rimboschimenti abbandonati quando, dicevano, che con un minimo di meccanizzazione e di organizzazione di

filieri corte, molte biomasse avrebbero potuto essere utilizzate non solo per scopi tecnologici, ma anche per bioenergia, ridando contemporaneamente funzionalità biologica a molti ecosistemi e quindi stabilità: *“ma come – esclamavano ad un certo punto quei colleghi – venite a ritirare in Slovenia gli scarti delle nostre foreste ed, addirittura, legna da ardere quando avete l'oro in casa vostra!”*.

9. Quale programmazione per il futuro?

Nelle difficili situazioni economiche ed occupazionali in cui si trova attualmente l'Italia, una seria efficiente, trasparente, pianificazione nel settore forestale, significherebbe un aspetto positivo non trascurabile. Occorre “una nuova strategia che si basi sulle recenti e moderne conoscenze scientifiche e che sia in grado di coniugare l'aumento della complessità della foresta senza deprimerne la produzione, con l'accettazione di esigenze ambientali e culturali” (Ciancio, 1987; Ciancio, 1998; Ciancio e Nocentini, 1996a, 1996b).

La via da seguire dovrebbe essere:

- efficaci interventi diretti al miglioramento ed ampliamento dei patrimoni forestali, alla difesa del suolo, con continuo controllo ed interventi appropriati nei bacini montani, ponendo ordine all'uso selvaggio del territorio;
- provvedimenti mirati ad un razionale sviluppo dell'economia montana, peraltro modificabili ed adattabili nel tempo a possibili nuove esigenze della società e quindi flessibili, rispettando un giusto equilibrio tra uomo e natura;
- eliminare le deleterie, dispersive ridde di competenze, rimuovendo ostacoli burocratici e politici.

È urgente ritornare ad operare sulle montagne appenniniche, ormai senza presidio selvicolturale ed idraulico.

Moderne tecniche e tecnologie offrono favorevoli possibilità di organizzazione dei lavori e l'ottenimento di risultati anche economici, utilizzando vari tipi di prodotti, anche di scarto. Da recenti notizie di stampa (Giuseppe Bortolussi, Cgia, Mestre, giornale La Nazione, 11.10.2014) si apprende che *“nel 2012 imprese e famiglie italiane hanno versato all'Erario, Regioni ed Enti locali, oltre 47 miliardi di euro in tasse ambientali, ma solo un misero 0,86% (463 milioni di euro) è stato destinato alle attività di salvaguardia ambientale. In venti anni le tasse verdi ammonterebbero ad una cifra esorbitante: 847,3 miliardi di euro di cui appena 7,3 investiti a protezione del territorio. Da anni sentiamo ripetere che per fronteggiare il dissesto idrogeologico non ci sono risorse o che le blocca la burocrazia. E tutti questi soldi che fine hanno fatto?”*.

Perché, dunque, non ritornare ad organizzare cantieri dei vari lavori forestali e di difesa del suolo come un tempo? Questa la domanda che sorge spontanea ed alla quale si deve dare una risposta politica illuminata, come fecero nel tempo Luzzatti, Serpieri, Fanfani, legislatori ed economisti della montagna.



Figure 1 e 2. Rinnovazione naturale (castagno, carpino, frassino maggiore, acero di monte, cerro) in popolamenti di *Pinus nigra* abbandonati da molte decine di anni.



Figure 3, 4, e 5. Vari esempi di estesi rimboschimenti appenninici con conifere a suo tempo messe a dimora con scopi preparatori e quindi che avrebbero dovuto essere da molto tempo sostituite.



Figure 6 e 7. Come si presentano popolamenti forestali di circa ottanta anni con densità uguale a quella di impianto (3.000 - 4.500 piante per ettaro) e privi di rinnovazione naturale.



Figura 8. Densissimo rimboscimento in cui è completamente assente la rinnovazione naturale che si è invece sviluppata all'esterno (*Pinus nigra* e varie latifoglie indigene).



Figura 9. Esempio di sviluppo di varie piante di latifoglie indigene in una piccola area di un vasto rimboscimento di conifere sulla quale sono stati effettuati diradamenti per cui la rinnovazione del bosco è assicurata.

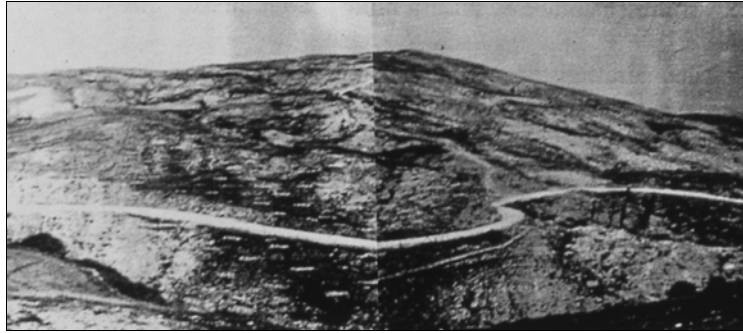


Figure 10 e 11. Bacino montano appenninico (tor-rente Singerna, affluente di destra del fiume Tevere) all'inizio dei lavori di rimboschimento con preparazione del terreno a buche e gradoni nell'anno 1929. Lo stesso bacino come si presenta attualmente, con piante ormai vetuste ed aventi la stessa densità di impianto poiché è stato assente ogni intervento culturale.



Figura 12. Denso rimboschimento sulla catena appenninica del Pratomagno (AR) con *Pinus nigra* v. *austriaca* e *Abies alba* di circa sessant'anni di età abbandonato e quindi senza nessun diradamento.

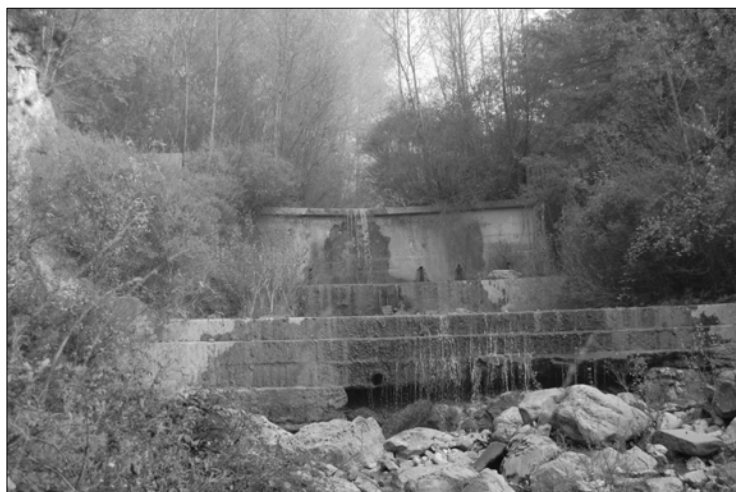


Figura 13. Uno degli innumerevoli manufatti idraulici (briglie) sui torrenti appenninici senza manutenzione da molte decine di anni che rischia di essere travolto dalle acque come è già successo per tante altre opere.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Bagnaresi U., 1993 – *Problemi e prospettive della pianificazione forestale*. Centro ricerche ENEA del Brasimone (BO), Atti del seminario 23-24 novembre 1993.
- Baldini S., Rescic L., Spinelli F., 1993 – *La forza lavoro nelle imprese di utilizzazioni forestali; risultati di un'indagine nazionale*. Monti e Boschi, 1.
- Bartolomei R., 1991 – *La caotica e difficile gestione dei boschi. Buio fitto nella foresta*. La Nazione, 24.11.1991, Firenze.
- Castellani C., 1993 – *Normalizzare i boschi per l'assolvimento al meglio di tutte le loro funzioni nel quadro irrinunciabile della conservazione ambientale*. Centro ricerche ENEA del Brasimone (BO), Atti del seminario 23-24 novembre 1993.
- Chiarugi A., 1939 – *La vegetazione dell'Appennino nei suoi aspetti d'ambiente e la storia del popolamento montano*. S.I.P.S., 1939, Roma.
- Ciancio O., 1987 – *La ricerca forestale in Calabria*, Atti Conf. Reg. in Cal. Bovalino (RC), 13.12.1987.
- Ciancio O., 1998 – *Ancora sul secondo congresso di selvicoltura. Il bosco, l'ambiente, il territorio: una questione di civiltà e di cultura*. L'Italia Forestale e Montana, n. 53, 1998.
- Ciancio O., Nocentini S., 1996a – *La selvicoltura sistemica: conseguenze scientifiche e tecniche*. L'Italia Forestale e Montana, n. 51, 1996.
- Ciancio O., Nocentini S., 1996b – *Il bosco e l'uomo. L'evoluzione del pensiero forestale dall'umanesimo moderno alla cultura della complessità. La selvicoltura sistemica e la gestione su basi naturalistiche*. Accademia Italiana di Scienze forestali, Firenze.
- Corrado G., 1992a – *Parchi ed attività selvo pastorali*. Cellulosa e carta, 4.
- Corrado G., 1992b – *Il bosco oggi: aspetti normativi e selvicolturali*. Linea Ecologica, 5.
- Fanfani A., 2008 – *Una Pieve in Italia*. Editore Marsilio, Venezia, 2008.
- Ferrucci B., 1987 – *Le fiumare calabresi. Situazione attuale e necessità sistematiche*. Conservazione del suolo e forestazione in Calabria. Conf. reg.le, Bovalino, 1987.
- Giacomini V., 1964 – *Equilibri biologici e produttività biologica delle foreste*. Annali Accademia Italiana di Scienze forestali, XIII, 1964.
- Giannini R., Borghetti M., 1984 – *La conservazione del germoplasma degli alberi forestali*. Monti e Boschi, maggio-giugno.
- Gradi A., 1983 – *I vivai forestali al servizio del rimboschimento. Un ingranaggio essenziale che non funziona*. Economia Montana, 10, ott. 1981.
- Gradi A., 1983 – *Declino e riespansione dell'abete bianco*. Economia Montana.
- Gradi A., 1987 – *Il ruolo dell'Università nel futuro delle attività forestali in Calabria*. Conservazione del suolo e forestazione in Calabria. Conf. Reg. Bovalino.
- Gradi A., 1991 – *Aspetti tecnici della diffusione delle conoscenze forestali nelle aree montane della Calabria: le carenze del sistema e proposte di rinnovamento*. Italia Forestale e Montana, 1.
- Gradi A., 1991 – *Utilizzazioni forestali e selvicoltura su basi naturalistiche*. Cellulosa e Carta, 3: 31-35.
- Gradi A., 1993 – *La pianificazione delle utilizzazioni forestali su base naturalistica in relazione alle possibilità offerte da nuove tecnologie*. Atti Seminario Centro ricerche Brasimone (BO) 23-24 nov. 1993.
- Gradi A., 1993 – *Vivaistica forestale e rimboschimenti in Italia*. Italia Forestale e Montana, 1, genn.-febb. 1993.
- Gradi A., 1994 – *Vivaistica forestale, preparazione delle sementi, moderne tecniche vivaistiche, legislazione vivaistico-sementiera, boschi da seme*. Edagricole (Bologna).
- Iovino F., Menguzzato G., 2014 – *Presupposti e contraddizioni della selvicoltura in ambiente appenninico*. In: Storia del pensiero forestale, Selvicoltura Filosofia Etica. A cura di Ciancio O., Rubbettino editore, Soveria Vannelli.
- Magini E., 1976 – *Metodi di miglioramento delle piante forestali*. CLUSF, Coop. Ed. univ. Firenze.

- Marinelli A., Casini L., 1992 – *Il fabbisogno dell'industria di trasformazione del legno e possibilità di sviluppo della produzione nazionale*. Convegno nazionale "Più verde e più legno" dal set aside ai rimboschimenti, Bologna 07.02.1992.
- Morandini R., 1961 – *Approvvigionamento del seme e del postime: la base genetica*. Atti Congresso naz. Sui rimboschimenti e sui boschi degradati. Accademia Italiana di Scienze forestali, Firenze, 1961-1.
- Padula M., 1979 – *Criteri naturalistici dei rimboschimenti nella regione mediterranea*. Informatore Botanico Italiano vol. II.
- Pavari A., Susmel L., 1961 – *I rimboschimenti sulla catena appenninica*. Congresso naz. sui rimboschimenti e sulla ricostituzione dei boschi degradati, Firenze, apr. 1961.
- Pavari A., 1938 – *Selvicoltura naturalistica e selvicoltura autarchica*. Atti Accademia Georgofili, XVII.
- Pavari A., 1939 – *Problemi di genetica forestale*. Rivista Forestale Italiana, 1: 1-4, 1939.
- Pavari A., 1951 – *Esperienze ed indagini sulle provenienze e razze dell'abete bianco (Abies alba Mill.)*. Staz. Sper. Selvicoltura, n. 8, Firenze.
- Pavari A., 1959 – *Sul miglioramento genetico in selvicoltura*. Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali, vol. VIII, Firenze, 1959.
- Rohmeder E., Schoenbach H., 1959 – *Genetik und Zuechtung der Waldbaume*. Berlin, 1959.
- Susmel L., 1957 – *Premesse storico climatiche e bioecologiche alla selvicoltura della foresta montana appenninica*. Acc. Ec. Agr. Dei Georgofili, 1957.
- Susmel L., 1986 – *Prodromi di una nuova selvicoltura*. Prolusione inaugurazione 35° anno accademico, Accademia Italiana di Scienze Forestali Annuali, vol. 35.

IMPATTO DI ERBIVORI SELVATICI SULLA VEGETAZIONE ERBACEA ED ARBUSTIVA NELLE ABETINE DELLE RISERVE NATURALI CASENTINESI: ASPORTAZIONE DI BIOMASSA, ALTERAZIONE DELLA DINAMICA DELLA VEGETAZIONE, SEMPLIFICAZIONE DELLA FLORA E IMPATTO SULLA RINNOVAZIONE FORESTALE

Vincenzo Gonnelli¹, Francesco Grifoni², Giovanni Quilghini³, Alessandro Bottacci⁴, Antonio Zoccola⁵

¹Istituto Statale di Istruzione Superiore "A.M. Camaiti", Pieve S. Stefano Italy; gonnelli@agrotecnici.it

²Dottore Forestale, Viale Matteotti, Arezzo Italy

³Corpo Forestale dello Stato, UTB di Pratovecchio, Pratovecchio, Arezzo, Italy

⁴Corpo Forestale dello Stato, Ufficio per la Biodiversità, Isp. Gen CFS, Roma, Italy

⁵Corpo Forestale dello Stato, UTB di Pratovecchio PF. Camaldoli Poppi, Arezzo, Italy

Si espongono i risultati di un decennio di rilievi sull'impatto di erbivori selvatici nelle Foreste Casentinesi. In accordo con l'UTB (C.F.S.) di Pratovecchio (AR), sono stati condotti rilievi in buche create per il crollo della componente forestale in abetine artificiali. I rilievi sono relativi a sei località, diverse per altitudine ed esposizione. In ogni località sono state individuate un'area recintata, perciò protetta da erbivori selvatici, e una contigua aperta, pascolabile, nelle quali rilevare le specie vegetali e l'entità del consumo di ciascuna specie e della biomassa. La produzione vegetale epigea delle due aree è stata tagliata e distinta nelle tre frazioni erba, rovo, lampone, poi pesate prima e dopo l'essiccazione. Nelle aree aperte e chiuse sono state eseguite anche misurazioni sulla rinnovazione forestale presente; di ogni pianta sono state misurate l'altezza e i due diametri ortogonali della chioma. Dai rilievi effettuati emergono i seguenti risultati: è elevata la biomassa vegetale asportata dalla fauna (rovo in particolare), sottratta quindi localmente ai processi pedogenetici; nelle aree recintate la dinamica evolutiva della vegetazione prosegue, mentre è alterata nelle aree aperte con innesco di una verosimile semplificazione della flora locale; la rinnovazione prevalente è di Abete bianco e Acero montano; nelle aree chiuse il numero di individui di specie forestali affermate e le dimensioni sono maggiori rispetto a quelle presenti nelle aree aperte dove, invece, la rinnovazione forestale risulta non affermata, di piccole dimensioni e in stato vegetativo precario. I risultati evidenziano la necessità di gestione del carico degli erbivori selvatici.

Parole chiave: pascolo, rinnovazione forestale, foreste di abete bianco, ecosistemi forestali.

Keywords: grazing, forest regeneration, silver fir forest, forest ecosystems.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-vg-imp>

1. Introduzione

Le abetine costituiscono una delle formazioni forestali più rappresentative del territorio delle Riserve Bio-genetiche Casentinesi. Esse testimoniano l'importanza della gestione forestale nel comprensorio casentinese che, attraverso una secolare pratica selvicolturale, ha prodotto boschi unici in termini di estensione, di valore paesaggistico, ambientale, economico e culturale.

La definizione dei principi di gestione conservativa di questi soprassuoli comporta valutazioni di carattere storico - paesaggistico oltre che naturalistico. Istanze di mantenimento della compresa di abetina monumentale (abetina coetanea di origine artificiale) devono essere conciliate con l'esigenza di approcci di tipo conservativo, nei quali al centro degli obiettivi gestionali si colloca la salvaguardia delle stesse dinamiche evolutive, nell'ottica della tutela della biodiversità. Numerosi studi specifici condotti da tempo nel territorio consentono di ipotizzare che, in assenza di interventi diretti, nelle for-

mazioni pure coetanee di abete bianco si assiste ad una fase più o meno accentuata di crollo degli attuali soprassuoli, durante la quale si innescano dinamiche evolutive complesse nelle quali si succedono stadi vegetazionali diversi, che convergono verso formazioni a prevalenza di faggio. Allo stato attuale occorre sottolineare che la pressione da parte della fauna ungulata costituisce un importante fattore che limita e impedisce la dinamica evolutiva di questi soprassuoli.

Per l'evidenza dei danni sulla vegetazione forestale, in particolare in fase di rinnovazione, negli ultimi anni sono state condotte varie ricerche sull'impatto di ungulati ed erbivori selvatici sugli ecosistemi delle Foreste Casentinesi (Gualazzi, 2004; Bianchi *et al.*, 2007; Scopigno *et al.*, 2004; Mencucci e D'Amico 2006a, 2006b; Bresciani e Hermanin, 2009; Gonnelli *et al.*, 2009; Fantoni, 2010; Gonnelli *et al.*, 2013; Landi *et al.*, 2014; Gonnelli *et al.*, 2014; Grifoni *et al.*, 2014).

Nel presente contributo si è inteso approfondire le conoscenze relative agli effetti prodotti dal pascolamento

sulla biodiversità; oltre il danno diretto alla rinnovazione forestale, vengono indagati una serie di altri effetti sulla vegetazione e quindi sull'ecosistema foresta:

- l'asportazione di biomassa erbacea ed arbustiva nelle 6 aree di rilievo individuate;
- la selezione pabulare effettuata dai selvatici sulla flora locale e quindi la sua incidenza sulla evoluzione della vegetazione;
- l'impovertimento della flora.

L'impostazione di questa ricerca è in linea con una serie di sperimentazioni sugli effetti del pascolo in ambienti forestali toscani (Gonnelli e Grifoni, 2004; Grifoni *et al.*, 2007).

2. Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta in collaborazione con il Corpo forestale dello Stato-UTB di Pratovecchio (AR), gestore delle Riserve statali Casentinesi.

Sono stati effettuati rilievi finalizzati alla stima del consumo alimentare della produzione erbacea ed arbustiva (rovo e lampone) presente in buche createsi naturalmente in seguito al crollo della componente arborea in abetine artificiali. I rilievi sono stati effettuati in sei diverse località site ad altitudini ed esposizioni differenti, tutte ubicate in abetine artificiali appartenenti al *Cardamino chelidoniae-Abietetum* (Viciani e Agostini, 2008).

In ogni località sono presenti aree recintate (6x6m, 36m²) per la protezione da erbivori selvatici realizzate nel 2003, a fianco delle quali è presente una contigua area aperta (pascolabile) di controllo, analoga per caratteristiche ambientali e di copertura. Per ogni località, in entrambe le aree (recintata e aperta), sono stati effettuati in vari anni rilievi sulla composizione floristica, secondo la metodologia e la scala proposta da Braun Blanquet (1932, 1964), e sulla pabularità delle specie presenti, stimata e distinta tramite quattro classi di consumo della pianta: dalla classe 1, che individua specie non pascolate, fino alla classe 4 che individua specie totalmente pascolate a livello epigeo. I dati floristici, trasformati in matrice numerica secondo la scala Van Der Maarel (1979), di tutte le aree aperte e chiuse relativi al 2004 (inizio sperimentazione) e al 2013 (termine decennio di sperimentazione) sono stati sottoposti ad analisi multivariata tramite l'algoritmo Non-metric MDS (Hammer, 2013) con il software PAST (Hammer *et al.*, 2001).

La nomenclatura delle specie segue Conti *et al.* (2005), Conti *et al.* (2006) e Pignatti (1982). Per ogni area sono state individuate anche una coppia di microaree contigue di 4m² (2x2), una nell'area chiusa e una nell'area aperta, per i rilievi di asportazione.

Nell'estate 2008 la produzione erbacea ed arbustiva epigea (biomassa vegetale) presente nelle due microaree contigue è stata tagliata e distinta in tre frazioni: erba, rovo, lampone. Nell'estate 2009 si è ripetuta la stessa operazione nelle medesime aree per stimare l'entità del pascolamento annuale. Ogni volta le tre componenti della biomassa sono state pesate prima e dopo l'essiccazione in stufa. La differenza tra

le quantità di biomassa, in grammi di sostanza secca, prelevate nell'area chiusa ed aperta permette dunque di stimare in percentuale la quantità di biomassa asportata con il pascolamento. Nel 2013 sono stati effettuati gli ultimi rilievi floristici e, sempre nelle parcelle chiuse ed aperte, sono stati rilevati alcuni parametri dimensionali della rinnovazione forestale presente: altezza e diametri ortogonali della chioma. L'analisi statistica delle caratteristiche della rinnovazione forestale è stata effettuata con la procedura MIXED (SAS, 2003), considerando quali fattori fissi la specie, il pascolamento (chiusa/aperta) e la relativa interazione, e quale fattore casuale la zona. In questo lavoro vengono riportati i risultati più rappresentativi.

3. Risultati e discussione

3.1 Asportazione biomassa vegetale da parte degli erbivori selvatici

Dai rilievi effettuati nell'estate 2008, a quattro anni dalla creazione delle aree recintate, confrontando le microaree risulta un'elevata asportazione media di biomassa vegetale nelle aree aperte, pari al 72,73% del totale (rappresentato dalla biomassa tagliata nelle aree chiuse); anche il consumo medio del rovo risulta elevatissimo, ovvero del 99,36%.

Nell'estate 2009, nelle stesse microaree dell'anno precedente si è asportata la biomassa epigea rilevandone così la produzione ed il consumo relativo ad un solo anno vegetativo; emerge di nuovo una discreta differenza fra le microaree chiuse ed aperte: la biomassa vegetale pascolata, espressa in grammi di sostanza secca (Fig. 1 - Grafico A) è del 68,77%; il consumo del rovo risulta ancora elevatissimo (Fig. 1 - Grafico B) e si attesta al 98,49%. Nella microarea Scodella 2 non risulta presente il rovo (Fig. 2).

3.2 Alterazione della dinamica della vegetazione

Dall'analisi dei dati relativi alle aree oggetto di studio, si rileva che il corteggio floristico delle aree chiuse ed aperte nel 2004 era sostanzialmente lo stesso (tabelle non pubblicate e Fig. 3).

La copertura erbacea in prevalenza era determinata da specie non o poco pascolate, come *Senecio ovatus* (P. Gaertn., B. Mey e Scherb.) Willd., *Melica uniflora* Retz., *Salvia glutinosa* L. e *Adenostyles australis* (Ten.) Nyman. Ben rappresentate anche *Stellaria nemorum* L., *Galium rotundifolium* L. e *Sanicula europaea* L..

La lettura della tabella 1, che riporta i dati floristici del 2013 (Braun Blanquet) relativi alle aree (6x6 m), evidenzia come nelle aree chiuse la copertura della componente erbacea, in genere prossima al 100%, si presenta stratificata con la significativa percentuale di *Rubus hirtus* Waldst. e Kit., *Rubus ideus* L., e *Athyrium filix-femina* (L.) Roth..

Il corteggio floristico, inoltre, in generale si è arricchito di un insieme di specie legate ad ambienti più evoluti e ricchi di nutrienti come ad esempio *Urtica dioica* L., *Lunaria rediviva* L., *Actaea spicata* L., *Circaea lutetiana* L., *Paris quadrifolia* L., ecc. (Tab. 1). Da osservare che *Rubus hirtus* Waldst. e Kit. già

dal quarto anno dalla chiusura delle aree assume valori di copertura significativi (tabella non pubblicata). Nelle aree aperte invece, la copertura erbacea non si è evoluta, è più ridotta ed il corteggio floristico semplificato è in genere monostratificato.

Nella copertura erbacea si registra anche la quasi totale scomparsa del rovo e del lampone ed un sensibile aumento della copertura delle specie non o poco pascolate, di scarso valore fitogeografico e maggiormente legate ad ambienti disturbati, come ad esempio *Salvia glutinosa* L., *Senecio ovatus* (P. Gaertn., B. Mey e Scherb.), *Melica uniflora* Retz., *Luzula nivea* (L.) DC., *Cardamine chelidonia* L., *Brachypodium sylvaticum* (Huds.) P. Beauv., ecc. (Tab. 1).

La variazione della componente erbacea è messa in evidenza anche dall'analisi multivariata Non-metric (MDS) eseguita con il software PAST. Dalla lettura della figura 3 si osserva che i rilievi del 2004 e quelli relativi alle aree aperte del 2013 si dispongono quasi tutti sui quadranti di destra del grafico. Mentre quelli relativi ai rilievi delle aree chiuse del 2013 si dispongono sulla sinistra, a testimoniare la variazione del corteggio floristico.

3.3 Semplificazione della flora e pabularità delle specie vegetali

Durante i rilievi sono state condotte osservazioni sulla pabularità delle specie vegetali sia nelle aree di studio che in zone circostanti. Sono stati ricavati dati relativi a 76 specie delle quali è stato stimato, nelle condizioni di carico attuali, il consumo animale distinguendo 4 categorie di pabularità (Tab. 2); risultano totalmente pascolate 4 specie, parzialmente 12, occasionalmente 11, non pascolate 49.

Poiché il pascolamento comporta l'asportazione o l'impossibilità di sviluppare gli apparati riproduttivi, le piante totalmente o parzialmente pascolate difficilmente riescono a riprodursi.

Questo fenomeno nel tempo può portare a una semplificazione della flora, anche relativamente a specie rare in questa parte dell'Appennino (Gonnelli *et al.*, 2013; Landi *et al.*, 2014.).

3.4 Impatto sulla rinnovazione forestale

Il numero totale di piante individuabili come rinnovazione forestale in tutte le 6 parcelle (6x6m) risulta differente nelle aree aperte (73 piante) rispetto alle chiuse (152 piante), testimoniando un forte impatto del pascolamento selvatico sulla numerosità della rinnovazione forestale; le aree recintate, infatti, presentano un numero di piante praticamente doppio rispetto alle aperte.

Le caratteristiche dimensionali delle piantine sono state analizzate statisticamente solo per *Abies alba* Mill. e *Acer pseudoplatanus* L., tenuto conto della loro elevata presenza nelle aree. Non sono state invece sottoposte all'analisi statistica 5 specie (*Salix caprea* L., *Sambucus nigra* L., *Laburnum alpinum* (Mill.) Bercht. e J. Presl, *Sorbus aucuparia* L. e *Picea abies* (L.) H. Karst.) sporadicamente presenti nelle 6 zone indagate, con un totale di 8 piante. L'effetto del pascolamento risulta evidente confrontando l'entità

dei parametri dimensionali della rinnovazione di *Abies alba* L. e *Acer pseudoplatanus* L. rilevati nelle aree pascolabili e in quelle recintate. L'altezza media delle piantine di abete bianco nelle aree aperte al pascolo risulta di 20,54 cm rispetto ai 30,86 cm delle piantine in aree recintate; le piante di acero montano presentano analogo andamento: 25,59 cm di altezza media (area aperta) rispetto a 64,11 cm (area chiusa); la differenza è statisticamente significativa per entrambe le specie (Tab. 3).

L'interazione significativa tra i fattori specie e pascolamento (chiusa/aperta) evidenzia però che il pascolamento ha avuto un effetto mortificante più forte sulla rinnovazione di *Acer pseudoplatanus* L. che di *Abies alba* L. (Tab. 3). Anche lo sviluppo della chioma, individuato tramite la misura del diametro medio, risulta nettamente influenzato dall'attività pascoliva; infatti il diametro medio delle piantine di *Abies alba* L. nell'area aperta al pascolo è 6,03 cm contro i 16,20 cm della superficie recintata e le piantine di *Acer pseudoplatanus* L. mostrano un andamento analogo: 8,48 cm (area aperta) rispetto a 34,67 cm (area chiusa); per entrambe le specie la differenza di diametro medio è statisticamente significativa (Tab. 3).

Dall'interazione tra i fattori specie e pascolamento (chiusa/aperta), anch'essa statisticamente significativa, emerge di nuovo una maggiore penalizzazione dello sviluppo di *Acer pseudoplatanus* (Tab. 3).

Per il diametro 1 e il diametro 2 si registra un analogo andamento con le stesse differenze statistiche e la medesima interazione del diametro medio (Tab. 3).

4. Conclusioni

La biomassa asportata dal morso della fauna selvatica, e quindi sottratta localmente ai cicli biogeochimici e ai processi pedogenetici, risulta elevata; la produzione di rovo viene quasi totalmente asportata determinando una semplificazione strutturale della compagine vegetale. La selezione pabulare effettuata dai selvatici sulla flora locale incide sulla evoluzione della vegetazione, alterandone le dinamiche.

Le specie erbacee ed arbustive appetite dagli erbivori selvatici presenti nelle Foreste Casentinesi risentono direttamente di tale pressione nello svolgimento completo del loro ciclo vitale (fioritura e disseminazione); si può così giungere, nel tempo, ad un impoverimento della flora locale proprio perché viene impedito il completamento del ciclo riproduttivo delle specie appetite e, conseguentemente, la loro diffusione. Tale impoverimento, oltre che determinare perdita di biodiversità, innesca anche la perdita di habitat.

Nelle aree aperte al pascolo, contrariamente a quanto riscontrato nelle aree chiuse, non si registra l'affermazione della rinnovazione delle specie forestali, che si fermano a livello di plantula. Al fine di meglio analizzare l'effetto del pascolo dei selvatici sul complesso delle Foreste Casentinesi, sono state individuate altre otto zone in differenti tipologie forestali, nelle quali sono state realizzate nel 2013 ulteriori aree recintate con lo stesso protocollo di sperimentazione.

Per approfondire, invece, se e quanto l'elevata asportazione di biomassa possa influire sui processi pedologici e sui cicli biogeochimici, si ipotizza a breve l'inizio di un ricerca apposita. Concludendo, dai dati emersi già in questo decennio di ricerche si evidenzia la necessità e l'urgenza di politiche di gestione degli erbivori selvatici presenti nelle Foreste Casentinesi.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Prof. Oreste Franci, del Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente (DISPAA) Università di Firenze, per la collaborazione fornita nell'elaborazione dei dati relativi alla rinnovazione forestale.

Tabella 1. Tabella floristica (Braun Blanquet) delle sei zone, recintate ed aperte, anno 2013.

Table 1. Floristic table (Braun Blanquet) of the six areas, fenced and open, in 2013.

	RILIEVI 2013						X	X	X	X	X	X		
	LOCALITÀ	Stamer	Bertesca	Bagnatoio	Scodella1	Scodella2	Camaldoli	Stamer	Bertesca	Bagnatoio	Scodella1	Scodella2	Camaldoli	
	SUPERFICIE m ²	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	
	COPERTURA TOTALE	85	95	95	80	100	98	75	85	70	50	60	85	
	STRATO C COPERTURA	60	95	70	65	100	98	40	80	70	40	60	80	
	NOTE	Chiusa	Chiusa	Chiusa	Chiusa	Chiusa	Chiusa	Aperta	Aperta	Aperta	Aperta	Aperta	Aperta	Frequenza
	COPERTURA TOTALE	85	95	95	80	100	98	75	85	70	50	60	85	Classe
St	SPECIE													
A	<i>Abies alba</i> Miller	2	4	3	2	2	2	3	4	3	2	2	3	12 V
A	<i>Fagus sylvatica</i> L.	4						2					2	3 II
A	<i>Picea excelsa</i> (Lam.) Link					2						2		2 I
B	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	2		2		2								3 II
B	<i>Salix caprea</i> L.				1	1								2 I
B	<i>Sambucus nigra</i> L.						2							1 I
B	<i>Fagus sylvatica</i> L.			1				2			1			3 II
B	<i>Abies alba</i> Miller										1			1 I
B	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.							+						1 I
B	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link							+						1 I
C	<i>Alchemilla</i> cfr <i>glaucescens</i> Wallr.					r								1 I
C	<i>Stachys officinalis</i> (L.) Trevisan				+									1 I
C	<i>Alliaria petiolata</i> (Bieb.) Cavara et Grande					+								1 I
C	<i>Rumex sanguineus</i> L.					+								1 I
C	<i>Paris quadrifolia</i> L.						+							1 I
C	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.						+							1
C	<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.			+										1
C	<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	+												1 I
C	<i>Euphorbia dulcis</i> L.			+										1 I
C	<i>Juncus effusus</i> L.	r				+								2 I
C	<i>Anemone ranunculoides</i> L.			+			+							2 I
C	<i>Aconitum lycoctonum</i> L. emend. Koelle subsp. <i>neapolitanum</i> (Ten.) Nyman					+	+					+		3
C	<i>Daphne laureola</i> L.	1												1 I
C	<i>Festuca gigantea</i> Vill.		1											1 I
C	<i>Geum urbanum</i> L.					1								1 I
C	<i>Myosotis sylvatica</i> Hoffm.					1		+						2 I
C	<i>Aegopodium podagraria</i> L.					1					+			2 I
C	<i>Silene dioica</i> (L.) Clairv.		+			1								2 I
C	<i>Actaea spicata</i> L.						1						r	2 I
C	<i>Carex remota</i> L.					1						1		2 I
C	<i>Impatiens noli-tangere</i> L.						1						1	2 I

(Segue Tabella 1)
(Table 1. Continued)

C	<i>Carex pendula</i> Hudson		2										1	I	
C	<i>Circaea lutetiana</i> L.				2								1	I	
C	<i>Lunaria rediviva</i> L.					2						+	2	I	
C	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	1		1		1							3	II	
C	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	1	+	3		2	3	1	+	1	1		10	V	
C	<i>Rubus idaeus</i> L.		2	1	1	5	4					+	1	7	III
C	<i>Rubus hirtus</i> W. et K.	4	4	5	3		4	1	+	1	1		10	V	
C	<i>Geranium nodosum</i> L.			+	1	2	2	1			1	+	1	8	IV
C	<i>Geranium robertianum</i> L.		+			2	1		+		r	+	1	7	III
C	<i>Dryopteris dilatata</i> (Hoffm.) A. Gray			2						+	1	+		4	
C	<i>Urtica dioica</i> L.					2							1	2	I
C	<i>Fragaria vesca</i> L.	+	+		1	1	1	+		+		+		8	IV
C	<i>Prenanthes purpurea</i> L.		+	1	1		1			1	+	+		7	III
C	<i>Saxifraga rotundifolia</i> L.			1			1			1			1	4	II
C	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.		+	1	+				+			+		5	III
C	<i>Cardamine bulbifera</i> (L.) Crantz			+	+	+	1	+		+	+		1	8	IV
C	<i>Milium effusum</i> L.			1		1	1	1		1		1	1	7	III
C	<i>Oxalis acetosella</i> L.	1		1				1			1	+	1	6	III
C	<i>Cardamine enneaphyllos</i> (L.) Crantz					+							+	2	I
C	<i>Epilobium montanum</i> L.	+	+			+	+			+	+	+	+	8	IV
C	<i>Sanicula europaea</i> L.	1	1		1		+	3	1		1	1	1	9	IV
C	<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Boreau	1	+	1	1	1	1	2	1		1	1	1	11	V
C	<i>Senecio ovatus</i> (P. Gaertn., B. Mey & Scherb.) Willd.	1	1	1	1	1		2	3		r		1	9	V
C	<i>Melica uniflora</i> Retz.	1	2	1	+			1	4	2	1	1	1	10	V
C	<i>Luzula nivea</i> (L.) Lam. et DC.		1	1					2	2	1			5	
C	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	+		+		1		2				2		5	III
C	<i>Salvia glutinosa</i> L.				+		1			2		2	4	5	III
C	<i>Adenostyles australis</i> (Ten.) Nyman									2		+	3	3	
C	<i>Hieracium cfr murorum</i>		+		1				+	+	2			5	III
C	<i>Festuca heterophylla</i> Lam.										+	2		2	II
C	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	3			2	1					2	1		5	III
C	<i>Galium rotundifolium</i> L.			1					1	1	1			4	II
C	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	+			1	1		+		+		+		6	III
C	<i>Veronica montana</i> L.		+		+			1	+	1	+	+		7	III
C	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	+				1					1	+		4	II
C	<i>Aremonia agrimonoides</i> (L.) DC.	+			+	1		+	+		1		+	7	III
C	<i>Galeopsis speciosa</i> Miller			+	+		+	1		+		+		6	III
C	<i>Carex sylvatica</i> Hudson	+						1				+		3	II
C	<i>Stellaria nemorum</i> L.							1			r		1	3	II
C	<i>Cardamine chelidonia</i> L.				+			+	+	+		+	1	6	III
C	<i>Dactylis glomerata</i> L.				+						1	+		3	II
C	<i>Rumex cfr conglomeratus</i>					+						+		2	I
C	<i>Prunella vulgaris</i> L.				+							+		2	I
C	<i>Cardamine hirsuta</i> L.										+	1		2	I
C	<i>Veronica chamaedrys</i> L.											+	1	2	I
C	<i>Cardamine impatiens</i> L.											1		1	I
C	<i>Galium aristatum</i> L.									+	1			2	I
C	<i>Hesperis matronalis</i> L.											+		1	I
C	<i>Veronica officinalis</i> L.											+		1	I
P	<i>Abies alba</i> Miller	1	1	+	2	2	+	1	1	1	1	+	+	12	V
P	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	1		1			1	1	+	1	+	+		8	III
P	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link								+					1	I
P	<i>Laburnum alpinum</i> (Miller)								+					1	
P	<i>Picea excelsa</i> (Lam.) Link											+		1	I
P	<i>Quercus cerris</i> L.						+							1	I
P	<i>Sambucus nigra</i> L.	+												1	I
P	<i>Sorbus aucuparia</i> L.										+			1	I

Tabella 2. Indice di pasbularità di alcune specie vegetali nelle sei aree.

Table 2. Consumption index of some plant species on the six areas.

n°	Specie	Ind_Pab	n°	Specie	Ind_Pab
1	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	4	39	<i>Carex flacca</i> Schreber	1
2	<i>Rubus hirtus</i> W. et K.	4	40	<i>Carex pendula</i> Hudson	1
3	<i>Rubus idaeus</i> L.	4	41	<i>Carex remota</i> L.	1
4	<i>Trollius europaeus</i> L.	4	42	<i>Carex sylvatica</i> Hudson	1
5	<i>Abies alba</i> Miller	3	43	<i>Circaea lutetiana</i> L.	1
6	<i>Rumex acetosella</i> L.	3	44	<i>Clematis vitalba</i> L.	1
7	<i>Paris quadrifolia</i> L.	3	45	<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	1
8	<i>Matteuccia struthiopteris</i> (L.) Tod.	3	46	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	1
9	<i>Lunaria rediviva</i> L.	3	47	<i>Daphne laureola</i> L.	1
10	<i>Geum urbanum</i> L.	3	48	<i>Digitalis micrantha</i> Roth	1
11	<i>Fagus sylvatica</i> L.	3	49	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	1
12	<i>Epipactis flaminia</i> P.R. Savelli & Aless.	3	50	<i>Euphorbia dulcis</i> L.	1
13	<i>Dryopteris</i> spp.pl.	3	51	<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	1
14	<i>Dactylis glomerata</i> L.	3	52	<i>Galeopsis speciosa</i> Miller	1
15	<i>Atropa belladonna</i> L.	3	53	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	1
16	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	3	54	<i>Galium rotundifolium</i> L.	1
17	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	2	55	<i>Galium sylvaticum</i> L.	1
18	<i>Aconitum lamareckii</i> Rchb	2	56	<i>Hypericum humifusum</i> L.	1
19	<i>Adenostyles australis</i> (Ten.) Nyman	2	57	<i>Juncus effusus</i> L.	1
20	<i>Carex sylvatica</i> Hudson	2	58	<i>Melica uniflora</i> Retz.	1
21	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	2	59	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	1
22	<i>Fraxinus ornus</i> L.	2	60	<i>Oxalis acetosella</i> L.	1
23	<i>Hieracium</i> gruppo <i>murorum</i>	2	61	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.	1
24	<i>Luzula nivea</i> (L.) Lam. et DC.	2	62	<i>Prunella vulgaris</i> L.	1
25	<i>Ruscus aculeatus</i> L.	2	63	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	1
26	<i>Senecio ovatus</i> (P. Gaertn., B. Mey & Scherb.)	2	64	<i>Quercus cerris</i> L.	1
27	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	2	65	<i>Rosa</i> cfr <i>arvensis</i>	1
28	<i>Actaea spicata</i> L.	1	66	<i>Salvia glutinosa</i> L.	1
29	<i>Alchemilla glaucescens</i> Wallr. (Gruppo)	1	67	<i>Sambucus nigra</i> L.	1
30	<i>Alliaria petiolata</i> (Bieb.) Cavara & Grande	1	68	<i>Sanicula europaea</i> L.	1
31	<i>Anemone nemorosa</i> L.	1	69	<i>Saxifraga rotundifolia</i> L.	1
32	<i>Arisarum proboscideum</i> (L.) Savi	1	70	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	1
33	<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	1	71	<i>Stellaria nemorum</i> L.	1
34	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	1	72	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	1
35	<i>Cardamine bulbifera</i> (L.) Crantz	1	73	<i>Veronica montana</i> L.	1
36	<i>Cardamine chelidonia</i> L.	1	74	<i>Veronica officinalis</i> L.	1
37	<i>Cardamine enneaphyllos</i> (L.) Crantz	1	75	<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	1
38	<i>Carex contigua</i> Hoppe	1	76	<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Boreau	1

Legenda:1) Pianta non pascolate; 2) piante pascolate solo occasionalmente; 3) piante pascolate, in genere viene utilizzata solo parte della chioma; 4) piante totalmente pascolate.

Tabella 3. Caratteristiche dimensionali della rinnovazione forestale nelle aree recintate ed aperte; Medie con lettere diverse sono statisticamente differenti (p<0,05); d.s.r. = deviazione standard residua.

Table 3. Dimensional characteristics of forest regeneration in the fenced and open areas. Means with different letters are statistically different (p<0,05); r.s.d. = residual standard deviation.

	<i>Abies alba</i>		<i>Acer pseudoplatanus</i>		d.s.r.	significatività		
	<i>aperta</i>	<i>chiusa</i>	<i>aperta</i>	<i>chiusa</i>		<i>specie</i>	<i>chiusa/aperta</i>	<i>Specie x chiusa/aperta</i>
Altezza (cm)	20,54 a	30,86 b	25,59 ab	64,11 c	18,63	<0,01	<0,01	<0,01
Diametro medio chioma (cm)	6,03 a	16,20 b	8,48 a	34,67 c	14,37	<0,01	<0,01	<0,01
Diametro 1 chioma (cm)	6,76 a	17,98 b	8,91 a	39,02 c	16,04	<0,01	<0,01	<0,01
Diametro 2 chioma (cm)	5,17 a	14,29 b	7,90 a	30,23 c	13,50	<0,01	<0,01	<0,01

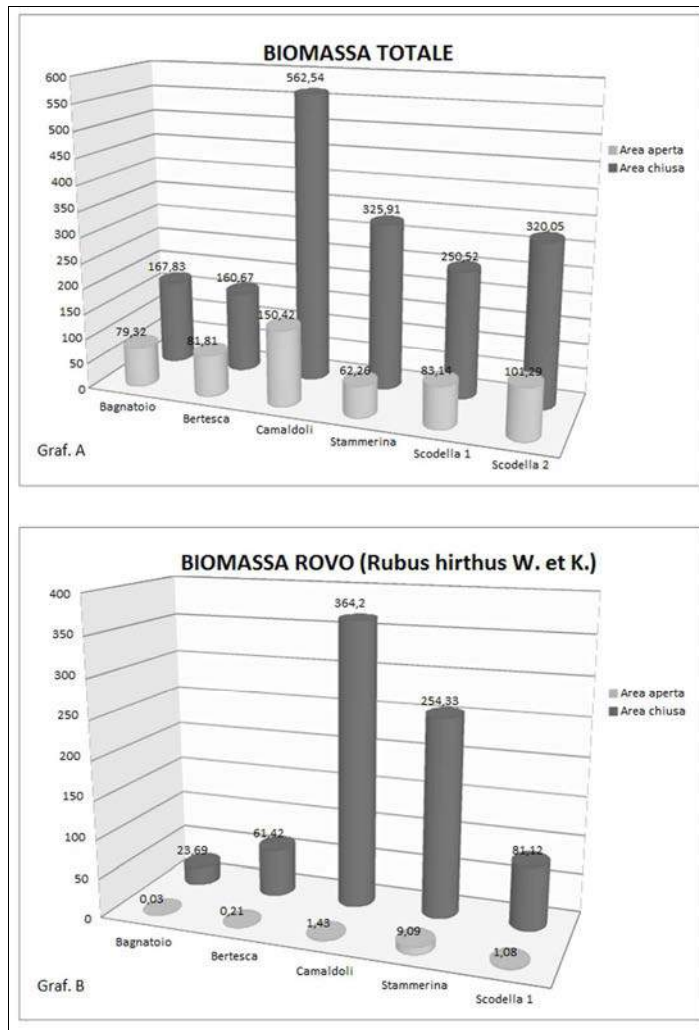


Figura 1. Grafico A - Produzione e residuo (s.s. in grammi) della biomassa vegetale nelle microaree (2x2 m) recintate ed aperte, anno 2009. Grafico B - Produzione e residuo (s.s. in grammi) della biomassa di rovo nelle microaree (2x2 m) recintate ed aperte, anno 2009.

Figure 1. Graphic A - Production and residual (d.m.in grams) of plant biomass in fenced and open micro-areas (2x2 m), in 2009. Graphic B - Production and residual (d.m.in grams) of blackberry biomass in fenced and open micro-areas (2x2 m), in 2009.

Figura 2. Area chiusa e area aperta in località Scodella 2 - Foreste Casentinesi.
Figure 2. Fenced and open areas in Scodella 2 place - Foreste Casentinesi.



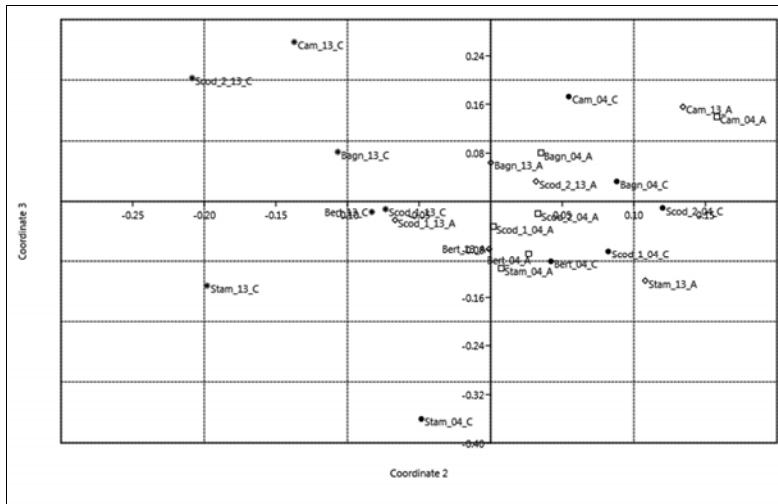


Figura 3. Rilievi floristici aree recintate e aperte nel 2004 e nel 2013 rappresentate tramite analisi multivariata Non-metric (MDS).

Figure 3. Floristic surveys in the fenced and open areas in 2004 and in 2013 represented by multivariate analysis Non-metric (MDS).

SUMMARY

Impact of wild herbivores grazing on herbaceous vegetation and shrubs at the silver fir forests of the Riserve Naturali Casentinesi: removal of biomass, alteration of vegetation dynamics, simplification of flora and impact on forest regeneration

Findings of ten years of measurements about the impact of wild herbivores in the Foreste Casentinesi are presented here. The research has been carried out with the "UTB (CFS)" of Pratovecchio (Arezzo). The work dealt with flora consistency and consumption of plants and with forest regeneration living in the openings which follow the collapse of trees in the fir plantation forests. Measurements were taken at six locations, at different elevations and aspects. Open and fenced plots for the protection of vegetation by wild herbivores were established in each location, to estimate the specific composition of flora, the vegetable production and the consumption from animal grazing.

The vegetable production cut and divided into grass, blackberry, raspberry, was determined and weighed before and after drying. Measurements of stem height and crown diameter were made on forest regeneration in open and fenced areas. Findings are: the amount of biomass removed by grazing, especially blackberry, subtracted in this way to pedogenesis, is high; this phenomenon contributes to change the vegetation dynamics that continue inside the fenced plots.

It results in a simplification of local flora too; regeneration is mainly made by silver fir and sycamore and it becomes established into the closed areas where is more abundant than into the open (grazed) areas.

The relative size is higher in the former condition; into the open areas seedlings size is smaller and the vegetation status much worse, forest regeneration appears to be not established. Findings suggest the careful management of wild herbivores load.

BIBLIOGRAFIA

- Bianchi L., Paci M., Tartaglia C., 2007 – *Rinnovazione di abete bianco caratteri del novellame e danni da fauna*. Sherwood, 129: 7-11.
- Braun-Blanquet J., 1932 – *Plant sociology*. Mc Graw-Hill Book Comp., New York and London.
- Braun-Blanquet J., 1964 – *Pflanzensoziologie*. Springer Verlag, Wien and New York.
<http://dx.doi.org/10.1007/978-3-7091-8110-2>
- Bresciani A., Hermanin L., 2009 – *Rapporti tra fauna ungulata e vegetazione forestale nel complesso Foreste Casentinesi*. In: I GEORGOFILI- Quaderni 2009 - I, Edizioni Polistampa, Firenze, pp. 121-145.
- Conti F., Abbate G., Alessandrini A., Blasi C., 2005 – *An Annotated Checklist of the Italian Vascular Flora*. Palombi Editore, Roma.
- Conti F., Alessandrini A., Bacchetta G., Banfi E., Barberis G., Bartolucci F., Bernardo L., Bonacquisti S., Bouvet D., Bovio M., Brusa G., Del Guacchio E., Foggi B., Frattini S., Galasso G., Gallo L., Gangale C., Gottschlich G., Grunanger P., Gubellini L., Iiriti G., Lucarini D., Marchetti D., Moraldo B., Peruzzi L., Poldini L., Prosser F., Raffaelli M., Santangelo A., Scassellati E., Scortegagna S., Selvi F., Soldano A., Tinti D., Ubaldi D., Uzunov D., Vidali M., 2006 – *Integrazioni alla checklist della flora vascolare italiana*. Natura Vicentina, 10: 5-74.
- Fantoni I., 2010 – *Il casentino degli ungulati*. Sherwood, 160: 21-26.
- Gonnelli V., Grifoni F., 2004 – *Pascolo in bosco: produttività e limiti. "I limiti"*. Incontro tecnico sul programma di ricerca "Salvaguardia e valorizzazione della razza Cinta Senese", Siena, 16 settembre 2004.
- Gonnelli V., Grifoni F., Bottacci A., Zoccola A., Quilghini G., 2009 – *Impatto di erbivori selvatici sulla biomassa erbacea ed arbustiva nelle abetine delle Riserve Naturali Casentinesi. Primi risultati*. In: VII Congresso Nazionale S.I.S.E.F. Sviluppo e adattamento, naturalità e conservazione: opportunità per un si-

- stema forestale in transizione. Poster. 29 Settembre - 3 Ottobre 2009.
- Gonnelli V., Bottacci A., Quilghini G., Zoccola A., 2013 – *Il Botton d'oro (Trollius europaeus L.) torna a fiorire nelle foreste casentinesi*. Silvae rivista tecnico-scientifica del Corpo Forestale dello Stato, ottobre 2013. On line:
<http://www.silvae.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/46>
- Gonnelli V., Grifoni F., Bottacci A., Quilghini G., Zoccola A., 2014 – *Impatto degli erbivori selvatici sugli ecosistemi forestali delle Riserve Naturali Casentinesi: risultati delle ricerche condotte negli ultimi 10 anni*. In: 1914-2014 Cento anni della Foresta Casentinese. Badia Prataglia, 6-7 giugno 2014.
- Grifoni F., Gonnelli V., Fabbio G., Benvenuti C., 2007 – *Rearing of Cinta Senese Pigs in oak and chestnut stands in central Tuscany – Proposal of a field survey method to estimate type and intensity of the damage*. In: Option méditerranéennes, 76. A. Audiot, F. Casabianca, G. Monin (eds.). 5th International Symposium on the Mediterranean pig - Saragoza, 16-19 novembre 2004, Ciheam, Inra, Seae, pp.119-122.
- Grifoni F., Gonnelli V., Quilghini G., Bottacci A., Zoccola A., 2014 – *Impact of wild herbivores grazing on herbaceous vegetation and shrubs of the silver fir forests in the Reserve Naturali Casentinesi: removal of biomass, simplification of flora and alteration of vegetation dynamics*. In: International Plant Science Conference - 109° Congresso della Società Botanica Italiana onlus: "From Nature to Technological Exploitations". Poster. Florence, 2 - 5 September 2014.
- Gualazzi S., 2004 – *Offerta alimentare e utilizzazione da parte degli ungulati selvatici – Un'esperienza nel Parco Nazionale Foreste Casentinesi (Toscana)*. Sherwood, 102:25-29.
- Hammer Ø., Harper T., David A.T., Ryan P.D., 2001 – *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis vers. 3.0*. Palaeontologia Electronica, 4 (1): 9.
http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hammer Ø., 2013 – *PAST Paleontological Statistics Version 3.0, Reference manual*. Natural History Museum University of Oslo.
- Landi M., Zoccola A., Gonnelli V., Lastrucci L., Severi C., Quilghini G., Bottacci A., Angiolini C., 2014 – *Effect of grazing on the population of Matteuccia struthiopteris at the southern limit of its distribution in Europe*. Plant Species Biology, early view.
<http://dx.doi.org/10.1111/1442-1984.12069>
- Mencucci M., D'Amico C., 2006a – *Effetti degli ungulati - Il caso del parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (prima parte)*. Sherwood, 120: 25-32.
- Mencucci M., D'Amico C., 2006b – *Effetti degli ungulati – Il caso del parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (seconda parte)*. Sherwood, 121: 17-21.
- Pignatti S., 1982 – *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- SAS, 2003 – SAS/STAT software, release 6.12 SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- Scopigno D., Hermanin L., Zoccola A., Quilghini G., Gonnelli V., Grifoni F., 2004 – *Valutazione dell'impatto degli ungulati in ecosistemi forestali delle Riserve Naturali Casentinesi*. 99° Congresso della Società Botanica Italiana, Torino, 24-26 settembre 2004.
- Van Der Maarel E., 1979 – *Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity*. Vegetatio, 39: 97-114.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00052021>
- Viciani D., Agostini N., 2008 – *La carta della vegetazione del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (Appennino Tosco – Romagnolo). Note illustrative*. Quad. Studi Nat. Romagna, 27: 97-134.

IL BOSCO PER L'UOMO, L'UOMO PER IL BOSCO CONSIDERAZIONI ANTROPOLOGICHE SULLA SELVICOLTURA

Amerigo A. Hofmann¹

¹Osservatorio Foreste e Ambiente della Fondazione S. Giovanni Gualberto - Abbazia di Vallombrosa (Firenze);
fondazioneegg@libero.it

Storicamente l'uomo ha tenuto un atteggiamento padronale nei confronti del bosco, nel senso che si è ritenuto in diritto di sfruttarlo secondo le sue necessità immediate, di modificarne la composizione e la struttura se questo rispondeva meglio all'economia del momento, di distruggerlo se ipotizzava forme d'uso del suolo più convenienti.

La selvicoltura, intesa come insieme di attività fondate su conoscenze scientifiche dei popolamenti forestali, volte ad assicurare l'impianto, la cura, lo sfruttamento razionale e la rinnovazione del bosco, ha una storia di pochi secoli, anche se non sono mancate esperienze precedenti sia pur limitate ad alcuni ambiti territoriali, come le proprietà monastiche dell'Appennino settentrionale o le foreste della Repubblica di Venezia.

Ancor più recente è lo studio e l'attenzione posta dai selvicoltori ai processi naturali che regolano lo sviluppo e la vitalità del bosco, per evitare che il suo sfruttamento porti a forme di regressione delle biocenosi che lo costituiscono. Il progresso delle ricerche scientifiche ed il diversificarsi delle utilità che ci si attendono dal bosco hanno suggerito forme culturali diverse rispetto a quelle che spingevano in primo luogo a massimizzare e uniformare la produzione legnosa.

Nel tempo è maturata così un'attenzione crescente per la biologia del bosco, che sollecita i selvicoltori ad abbandonare un'impostazione di tipo agronomico e ad assecondare invece le forze naturali che operano nelle cenosi forestali. Presso alcuni studiosi, questa attenzione si spinge a capovolgere il rapporto che aveva tradizionalmente legato l'uomo al bosco: essi pongono al centro del nesso uomo-bosco non gli interessi economici ed extra-economici del primo, ma i cosiddetti "bisogni" o "diritti" del secondo.

In una visione prettamente biocentrica, la selvicoltura parte da presupposti nuovi rispetto al passato, come quando rappresenta il bosco come un'unità organica o quando gli attribuisce un valore in sé, indipendente dai valori perseguiti dall'uomo.

Occorre invece – ed è questa la tesi della presente relazione – recuperare la centralità dell'uomo nella natura, la quale, se astratta dalla storia dell'uomo, vale a dire dalla sua cultura, dalla sua economia, dai suoi ordinamenti politici e giuridici, per noi sarebbe persino inimmaginabile, al di là di visioni mitiche o religiose.

Il selvicoltore, in conclusione, cura il bosco interpretando i bisogni del proprietario, ma anche quelli dell'intera società, che nei confronti del bosco stesso nutre molte e diversificate aspettative. Lo farà con la sapienza di chi sa leggere o vuole leggere nel libro della natura e di chi mantiene la coscienza etica di custode, non di predatore, delle risorse forestali disponibili.

Parole chiave: selvicoltura, valore del bosco, bio-ecocentrismo, antropocentrismo.

Keywords: silviculture, woods value, biocentrism, anthropocentrism.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ag-bos>

Una parte significativa della storia dell'uomo è legata al bosco, all'utilizzazione che egli ne ha fatto e anche alle modalità con cui lo ha coltivato. Per alcuni autori, quando l'uomo ha alterato la vita di un bosco primordiale, non si riprodurranno più le condizioni di partenza, neppure se viene sospesa ogni attività umana e il bosco viene abbandonato alla sua evoluzione naturale. Quella che noi chiamiamo "vegetazione naturale potenziale" non realizzerà mai il *climax* della vegetazione originaria (Küster, 2003). Anche a voler giudicare eccessiva tale affermazione, è indiscutibile che le foreste e i boschi nella loro attuale diffusione, estensione, composizione e struttura sono sempre il

riflesso della nostra coltura nei loro confronti, cioè dell'uso che ne facciamo e di quello che ne abbiamo fatto in passato. Tutto ciò è vero, quanto meno, se ci riferiamo ai Paesi europei.

Nella preistoria, nella protostoria, ma anche nelle epoche seguenti, l'uomo s'è sentito libero di sfruttare il bosco secondo le sue necessità e di ricavarne la quantità di risorse che riteneva per lui necessaria, senza porsi limiti di prelievo. S'è sentito anche libero di disboscare, quando lo riteneva necessario per le sue esigenze agricole, di pascolo, di residenza o comunque di diversa destinazione d'uso del suolo. La deforestazione, che in molte aree del nostro pianeta ha

cambiato radicalmente il paesaggio forestale esistente fino al neolitico, è andata anche al di là delle necessità di spazio per le pratiche agricole e di allevamento e per le esigenze abitative; molte volte si è imposta per assicurare l'uomo dalle sue paure per ambienti che riteneva insicuri e opposti alla visione ordinata e civile del territorio ch'egli perseguiva. Il Cristianesimo dell'alto medioevo temeva la "selva oscura" del Maligno e delle streghe, dei riti e della superstizione pagana, ma anche negli affreschi del nostro Rinascimento e, più tardi, nella letteratura riferita a viaggi e paesaggi, il bosco appare come un luogo lontano, pericoloso oppure invadente e inutile, in contrasto con l'opera di razionale coltivazione dei terreni. Possiamo pure aggiungere, nel novero dell'opera distruttrice del bosco, gli sfruttamenti di rapina che si sono susseguiti nei secoli, fino alle recenti manomissioni di tante foreste equatoriali e pluviali.

In molte regioni del mondo mediterraneo il paesaggio forestale s'è addirittura polverizzato, nonostante la presenza di civiltà avanzate e colte. Può valere per tutti l'esempio della Sicilia, emersa dalla preistoria con non meno di 1.300.000 ettari di foreste di diverso tipo, annoverata ancora nella Roma repubblicana fra le *provinciae ad silvam et colles*, cioè fra le province forestali; ma già durante l'impero la copertura boschiva era ridotta a non più di 800.000 ettari, per precipitare in seguito ai 100-200.000 ettari dell'età moderna (Hofmann *et al.*, 2011).

Nella sua storia, dunque, l'uomo percepisce il bosco come una risorsa a sua disposizione, di cui liberamente fruire. Collegamenti che per noi, oggi, sono scontati, come quelli fra riduzione e manomissione della superficie forestale e dissesto dei suoli e disordine delle acque di superficie e profonde, oppure quelli dell'esaurimento progressivo di risorse indispensabili per la nostra sopravvivenza in assenza di tempi e modi adeguati per consentire loro di rinnovarsi, maturano in lui solo lentamente e all'inizio, come poteva essere in epoca greco-romana, solo nelle menti più illuminate. In modo istintuale, verrebbe da dire, vede il bosco come una sorta di giacimento di legno, di cui impadronirsi (o, eventualmente, distruggere). Quando il giacimento è esaurito si passa ad un altro, proprio come si fa con i filoni minerari.

I limiti posti a questo atteggiamento predatorio sono circoscritti: li troviamo ad esempio per i boschi sacri. Per quello di Monteluco, presso Spoleto, esiste anche una lapide originaria del III secolo a.C. con l'incisione della cosiddetta *Lex luci spoletina*. Enfatichemente indicata come la prima legge forestale romana, è in effetti una norma che si limita a proibire il taglio dei lecci, allora come oggi presenti, e a stabilire le pene per il trasgressore. Neppure i boschi sacri però si salvarono dall'editto dell'imperatore Teodosio I, che nel IV secolo ne imponeva la distruzione e proibiva il culto pagano degli alberi.

Anche le successive leggi romane e quelle che, secoli dopo, ne raccolsero la saggezza secondo la valutazione di Adolfo Di Béranger, vale a dire le leggi della Repubblica Veneta, non pongono una normativa

forestale come oggi la intendiamo, cioè tale da promuovere interventi selvicolturali utili al buon governo del bosco, ma si limitano per lo più a tutelare i diritti del proprietario o del soggetto cui erano riservati gli assortimenti di pregio, come tipicamente sono quelli destinati agli arsenali (Di Béranger, 1858).

Il comportamento predatorio dell'uomo verso i boschi è stato senz'altro favorito dal fatto di percepirli, nel loro insieme, come risorsa inesauribile rispetto alle sue necessità o, comunque, enormemente superiore ai suoi bisogni, con masse legnose disponibili insondate e insondabili. Se in un dato territorio non ci sono o non ci sono più, il problema, come detto, è solo quello di spostarsi altrove, di cercare nuove "vie del legno", per lo più vie d'acqua. Quando gli Etruschi distrussero le antiche foreste di leccio dell'Isola d'Elba per alimentare i forni fusori del ferro e del rame, la pirite e gli altri minerali furono fusi a Populonia, mettendo in utilizzazione i boschi e le macchie della costa prospiciente l'Isola. Più tardi, nel I secolo d.C., l'impero di Roma, allorché ritenne insufficienti le foreste della Penisola per rifornire i suoi cantieri navali, mise sotto taglio le foreste dell'Asia Minore (Piusi, 2000). Questa realtà, protrattasi per secoli e secoli, ha prodotto un vistoso ritardo dell'"uomo coltivatore" rispetto all'"uomo raccoglitore", se poniamo a confronto l'agricoltura vera e propria con la selvicoltura.

Non che siano mancate, dal periodo del mondo classico in poi, norme e regole per razionalizzare l'utilizzazione dei boschi. Il Di Béranger ne fa una ricca descrizione nei capitoli "La selvicoltura" e il "Governo forestale", risalendo a Teofrasto, Varrone e Virgilio: si riferisce essenzialmente a quelle che indica come "ilotomia" e "ilagogia", vale a dire alle modalità di taglio dei boschi e alla raccolta e trasporto del legname, in una parola alla fase terminale del processo selvicolturale, processo che ai nostri occhi, oggi, appare molto più complesso. Spesso ricordiamo anche l'attenzione con cui alcuni statuti comunali e soprattutto le regole degli ordini monastici provvedevano alla conservazione di querceti, pinete e abetine: sulle colline senesi, lungo la costa ravennate, a Camaldoli, a Vallombrosa. La coltivazione del bosco, però, la selvicoltura vera e propria ha una storia recente, che risale al XVIII secolo.

Si sviluppa quando l'uomo matura la convinzione che, se vuole ottenere a livelli ottimali i prodotti forestali di cui ha bisogno e se vuole assicurare continuità a tale produzione, deve mettere in atto forme di coltivazione che realizzino un punto d'equilibrio fra le sue esigenze economiche e le esigenze biologiche del bosco. L'ambito territoriale nel quale per prima si consolida tale cultura è l'Europa centrale. Molti sono i fattori che sospingono in tale direzione: fra questi si possono ricordare la maggior presa di coscienza della finitezza e del restringersi delle risorse naturali forestali, la riforma delle finanze pubbliche (con la razionalizzazione di tassazione e controlli) innescati dal colbertismo francese e dal cameralismo tedesco, il valore simbolico e patriottico assunto dalla ricostruzione boschiva negli Stati tedeschi, e altro ancora. Ma sono soprattutto le necessità di materiale energetico e costruttivo della

prima rivoluzione industriale europea a richiedere una quantità sostenuta e continua di prodotti forestali. A questa richiesta il selvicoltore deve saper rispondere mettendo a frutto tutte le sue conoscenze in campo scientifico. Nello spirito illuministico dell'epoca, ogni sforzo va posto nella sperimentazione e nello studio, anche con metodi matematici, di quanto l'empirismo indicava allora in merito all'accrescimento del bosco. L'uomo lo considera alla stregua di una macchina produttrice di legno; come tutte le macchine, deve avere un'alta resa, che deve inoltre protrarsi nel tempo: i suoi prodotti, oltre che massimi, devono essere costanti. Solo così il bosco può contribuire allo sviluppo economico della società. Va sfruttato al massimo livello, ma non va degradato o distrutto. La sua coltura, che ora ha definitivamente acquisito il nome di "selvicoltura", interessa tutte le fasi della sua vita, dal suo insediamento alla sua utilizzazione e, di nuovo, alla sua ricostituzione.

Il nuovo legame fra uomo e bosco si consolida dapprima negli Stati tedeschi e da lì influenza la selvicoltura di altri Paesi, Italia compresa. Dà vita a una coltura intensiva, schematica, che produce per lo più soprassuoli uniformi per composizione e struttura, diversi da quelli originari che spesso sono andati a sostituire.

Gli alberi non possono essere ridotti a fabbrica di legno: questo viene percepito dalle menti più attente allo sviluppo delle scienze naturali che informano la selvicoltura e ai diversi valori che il bosco può assumere per il benessere non solo materiale dell'uomo, ma anche per la sicurezza e qualità della sua vita su questa terra. Già all'indomani del dilagare della foresta coetanee di abete e di pino in Prussia, Sassonia, Assia, Baviera, Boemia - ordinatamente schierati, con precisione geometrica, come soldati in marcia, in soprassuoli apparentemente solidi, ma esposti, come tutte le monoculture, a parassiti, meteore e riduzione di fertilità del suolo -, vengono tentate e percorse altre strade colturali, che tengono conto dell'azione integrata dei fattori ecologici operanti nei vari ambienti e della capacità evolutiva naturale delle diverse cenosi forestali. Ci si orienta verso boschi con strutture diversificate, curati con interventi di maggiore flessibilità, che ne rispettino e consolidino la stabilità e l'efficienza funzionale. Il processo è lento, non privo di contraddizioni, anche perché richiede un certo salto culturale: il selvicoltore rimane a lungo in bilico, praticamente fino ai nostri giorni, fra la tentazione di estendere al bosco le tecniche del suo collega agronomo e il desiderio di mantenere un approccio da naturalista verso una realtà che conserva o potrebbe acquisire un elevato grado di naturalità.

Se riduciamo all'osso l'analisi ora esposta, anche a costo di peccare di eccessiva semplificazione e di schematismo, l'uomo si pone dinanzi alla foresta con quattro culture successive molto diverse: sfruttamento incondizionato, coltivazione empirica e localizzata, coltura intensiva per la produzione del legno, selvicoltura attenta ai processi naturali. Nell'insieme delineano un percorso virtuoso, di crescente responsabilità nei confronti di risorse indispensabili per la vita

del nostro pianeta. Purtroppo non è successo che una fase segni il superamento della precedente, in quanto tuttora coesistono, assieme ad una selvicoltura più evoluta, forme rozze di coltivazione, come quelle, ad esempio, dell'eucalitto in Etiopia, o addirittura di rapina e di distruzione, come quelle che incombono sulla foresta pluviale amazzonica a causa del nuovo Codice forestale del Brasile.

Nell'arco di due secoli e poco più, il rapporto che si è venuto a creare tra uomo e bosco attraverso la coltura esercitata dal primo sul secondo è stato individuato, nella letteratura e nella pratica forestale, da diverse qualificazioni e aggettivazioni della selvicoltura. Esse non seguono criteri uniformi, nel senso che ora si fa riferimento al trattamento del soprassuolo (selvicoltura secondo classi cronologiche), ora a specifici obiettivi da raggiungere (selvicoltura d'albero), ora a una visione generale entro la quale inserire i trattamenti (selvicoltura su basi naturalistiche, selvicoltura a copertura continua), ora a particolari tecniche colturali (selvicoltura agronomica), ora ad altri criteri ancora. Talvolta la specificazione o l'aggettivo cui si ricorre è di tipo convenzionale, collettivo, nel senso che comprende diverse modalità di coltivazione accumulate da un particolare intento (selvicoltura finanziaria, selvicoltura naturalistica). Questo dovrebbe suggerire al selvicoltore di lasciar perdere la particolare etichetta con cui vuol distinguersi dagli altri selvicoltori e di essere invece chiaro su che cosa si propone di ottenere con il suo intervento e con quali modalità tecniche intenda attuare l'intervento medesimo.

Se si esamina il Piano di gestione forestale del Parco naturale della Maremma approvato nel 1983, si rilevano con molta chiarezza gli obiettivi posti al selvicoltore per intervenire nei diversi tipi di bosco presenti e come questi stessi obiettivi possano variare anche per un medesimo tipo in funzione della sua diversa destinazione: governo a ceduo a fini produttivi oppure a fini di mantenimento della variabilità floristica del forteto, conservazione e sviluppo della sughera, ricostituzione delle fustaie di leccio, costituzione di strutture scalari disetanee nella pineta di pino domestico attraverso una particolare attenzione alla rinnovazione naturale, ecc. (Piusi, 2000). Sono chiare altresì le tecniche colturali da seguire per realizzare tali obiettivi, mentre servirebbe a ben poco tentare di classificare la selvicoltura proposta secondo tipologie accademiche.

Tutto il XX secolo e i giorni nostri sono contraddistinti da una ricerca sempre più documentata sul piano scientifico di una selvicoltura che garantisca maggiore stabilità al bosco e assecondi i processi naturali insiti nel suo sviluppo e nel suo rinnovarsi. È tale la sollecitazione verso questi interessi da sospingere anche a visioni organiciste: il bosco è visto come un'entità organica vivente, composto da una molteplicità di organismi, tra loro funzionali e interconnessi; ha propri "bisogni", proprie "esigenze", che il selvicoltore deve interpretare e soddisfare (Möller, 1922).

La vegetazione e il suolo sono chiavi di lettura per individuare le fitocenosi cui i boschi naturalmente tendono nella loro evoluzione verso uno stadio più o

meno stabile, climatico. Lo studio degli aspetti floristici, ecologici e dinamici delle associazioni di piante secondo comunità definite nel tempo e nello spazio, mette in luce, in particolare, che la “fitocenosi, nella sua struttura caratteristica, è l’espressione sintetica e comprensiva delle condizioni climatiche, edafiche e biologiche, della storia genetica e della lotta per l’esistenza” (Hofmann, 1957). In questa direzione vengono studiate e messe a punto tipologie forestali a carattere ecologico e dinamico, che indirizzano il selvicoltore verso trattamenti funzionali a promuovere e mantenere la stabilità biologica del bosco (DEL Favero, 1996). Nello studio sugli aspetti naturalistici del Carso Triestino e Goriziano commissionato nel 1983 dalla Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia all’Università di Trieste, la fustaia climacica zonale dell’ostrio-querceto a roverella è individuata come meta vegetazionale e colturale di larga parte dell’area boschiva carsica e con essa si deve misurare anche il prosieguo della lunga e gloriosa storia, cominciata alla metà del XIX secolo, dei rimboschimenti di Pino nero (Hofmann, 1984).

Grava spesso sulla selvicoltura la riserva che essa persegua, ieri come ancor oggi, la cosiddetta normalizzazione del bosco al fine di garantire il massimo reddito fondiario e la massima produzione legnosa. In effetti questi obiettivi rimangono operanti in molti boschi ad alto fusto e cedui tuttora destinati prevalentemente a produrre legname e legna, gestiti secondo le indicazioni programmatiche dell’assestamento. Avviene, in particolare, per molte fustaie in Austria, Germania, Repubblica Ceca, Repubblica Slovacca e in altri Paesi del centro e del nord Europa e da noi per diverse foreste demaniali e comunali, in modo particolare lungo l’arco alpino orientale e quello appenninico settentrionale. Anche in queste aree, però, storicamente investite dalla selvicoltura delle vecchie scuole di Prussia e Sassonia, si sta sempre più rafforzando la tendenza a fuoriuscire dalle colture uniformi, ritenute a ragione meno rispondenti ai diversificati servizi ecosistemici che oggi l’uomo si attende dal bosco. Il traguardo ottimale di una politica forestale sempre più attenta alla naturalità dei boschi è quello di limitare la selvicoltura di tipo agronomico, con elevate immissioni di capitali, di lavoro, di mezzi energetici e tecnici, agli impianti specializzati e all’arboricoltura da legno. Quest’ultime forme colturali sono anche quelle destinate a rispondere alla crescente domanda di legno a fini energetici.

La riserva dunque che il selvicoltore insegue la redditività finanziaria immediata del fondo boschivo attraverso la massimizzazione della produzione legnosa appare oggi datata e parzialmente infondata finanche per i selvicoltori meno innovativi e i piani economici più tradizionali. Purtroppo essa ha prodotto da parte di molti ambientalisti l’equazione “forestale = tagliatore di alberi”. Se si esaminano i più recenti strumenti di pianificazione approvati dall’amministrazione forestale (regionale e statale) e redatti per numerose foreste italiane, non sempre e non solo ricadenti in Parchi e altre aree protette, è immediato cogliervi la valoriz-

zazione della multifunzionalità del bosco: in essi sono spesso preminenti, almeno in termini di pregnanza significativa, le finalità e i conseguenti metodi colturali volti ad obiettivi ambientali, paesaggistici e culturali rispetto a quelli di mera produzione diretta.

Scorrendo i dati più recenti riguardanti le foreste italiane ed europee (Romano *et al.*, 2014), si ha una conferma indiretta dell’attuale ridotta rilevanza della loro produzione primaria: il rapporto fra prelievo legnoso e incremento corrente di massa dei soprassuoli è di poco superiore al 60% nell’Europa comunitaria, e scende al 30% in Italia. Se ne deduce, almeno per le foreste europee, che il problema più vistoso non è tanto quello della speculazione economica e commerciale delle aree forestali, quanto quello di rivitalizzare l’attività selvicolturale, di uscire dalla fase della “selvicoltura dimenticata”.

Se la nostra attenzione verso il bosco non diminuisce al diminuire della sua produttività diretta, ciò è dovuto allo spostamento verso altre attese che abbiamo maturato e stiamo maturando nei suoi confronti e delle quali il selvicoltore deve tener conto.

Il dibattito che si è sviluppato nei Paesi del mondo industrializzato, e non solo lì, sui conflitti tra lo sviluppo economico e la conservazione dell’ambiente, a partire dagli anni 70 del secolo scorso, ha portato all’assunzione di principi, accompagnati spesso da impegnativi accordi internazionali, riguardo allo sviluppo sostenibile, al contenimento del cambiamento climatico, alla lotta alla desertificazione, alla conservazione della biodiversità. La ricaduta di tali principi e impegni riguardano da vicino l’opera del selvicoltore, le finalità generali del suo lavoro e le tecniche cui attenersi.

Questi cinquanta e più anni d’intenso ripensamento sugli obiettivi che l’ecologia da una parte e l’economia dall’altra devono perseguire, con modalità auspicabilmente convergenti, ha conosciuto e tutt’oggi comporta prese di posizioni ideali e idealistiche, quando non sono ideologiche, anche molto forti. Sono il frutto dei grandi timori per i disastri ambientali, lo sperpero di risorse naturali, l’accumulo di rifiuti nocivi prodotti da una rincorsa irresponsabile dietro il mito dello sviluppo continuo e illimitato.

Le conclusioni talvolta sono drastiche: l’uomo con i suoi bisogni non può più essere misura di tutto, egli s’inserisce nella natura al pari delle altre componenti viventi e non può prevaricarle, il diritto alla vita riguarda in ugual modo tutti gli esseri della biosfera, tutti i sistemi biologici hanno valore in se medesimi indipendentemente dal valore attribuitogli dall’uomo. In tale prospettiva l’antropocentrismo va rifiutato.

Tradotte sul piano del bosco, vengono formulate alcune tesi che si legano fra di loro: il bosco è un sistema biologico complesso, in grado di auto-organizzarsi e perpetuarsi indefinitamente, necessario alla vita terrestre; in forza di ciò ha valore in sé ed è vero e proprio soggetto di diritti specifici; il rispetto da parte dell’uomo di tale valore e di tali diritti determina la sua etica nell’approccio al bosco stesso, sotto il profilo sia scientifico sia tecnico (Ciancio *et al.*, 2014).

Con ciò viene proposto un ribaltamento di soggetti, cui consegue anche un cambiamento nelle finalità selvicolturali. Queste non sono più dettate dalle utilità che l'uomo intende perseguire con la coltivazione del bosco, ma sono invece indicate dalla necessità di mantenere e consolidare la sua complessità biologica e con essa il patrimonio che il bosco stesso racchiude in termini di biodiversità, di equilibrio ambientale e di regolazione della vita terrestre. Il valore del bosco non è quindi quello che strumentalmente l'uomo gli attribuisce, ma quello di cui è intrinsecamente dotato e al cui servizio l'uomo deve porsi. Dunque: *l'uomo per il bosco*.

Rafforzando questa visione, si giunge ad immaginare, come detto, che il bosco sia titolare di suoi propri diritti, facendo compiere un deciso salto di qualità alle "esigenze" prospettate nella selvicoltura del *Dauerwald*. I "diritti del bosco", se accolti in un'accezione figurata o anche di provocazione intellettuale, sono comprensibili. Se invece dichiarati in termini giuridici, non hanno riscontro in alcuna dottrina, neppure in quella dei più attenti giuristi dell'ambiente. Essi si spingono a dire che i diritti pubblici su alcuni beni possono costituire un *prius* rispetto ai diritti potestativi della proprietà; quest'ultimi ne risultano così attenuati e l'azione del titolare di tali beni deve porsi al servizio degli interessi generali loro attribuibili (Finzi, 1935). Non cambia però il centro d'imputazione dei diritti, che è sempre l'uomo (o le sue organizzazioni), e tale rimane anche in una visione di "diritti naturali", che il giusnaturalismo considera preesistenti e ispiratori del diritto positivo. In altri termini: il "diritto di natura", che alcuni vogliono immanente alla razionalità umana, altri d'ispirazione divina (e oggi comunque oggetto di forti riserve da parte di molti giusfilosofi, perché ritenuto ambiguo e puramente formale), mantiene lo stesso soggetto di diritto, l'uomo, cui suggerisce le norme ottimali di equità e giustizia.

Se si prende coscienza del valore di un bene, dobbiamo rispettarne l'identità e maturare nei suoi confronti un adeguato grado di responsabilità. Nel nostro caso, dobbiamo sentire un insieme di doveri verso i valori che il bosco riveste per l'intera società umana e pieno rispetto per le legittime aspettative di questa società nei confronti del bosco stesso. Brevemente possiamo dire che abbiamo precisi "doveri verso il bosco" e pertanto siamo impegnati a garantirne la stabilità biologica e funzionale e la sua perpetuazione nel tempo. "Doveri dell'uomo", quindi, piuttosto che "diritti del bosco" (Alici, 2012).

La questione rientra in un contesto più ampio, quello che riguarda la contrapposizione fra antropocentrismo da una parte e biocentrismo ed ecocentrismo dall'altra. Essa ha assunto, in epoca di nuovo orientamento dell'analisi ecologica, toni anche estremi, che hanno teso nel primo caso a riconoscere al proprietario il diritto indiscusso di disporre senza limiti dei suoi beni naturali, come ancora riaffermava il Codice Civile Napoleonico, nel secondo caso a ravvisare in lui soltanto un distruttore di tali beni, a negargli ogni ruolo di centralità nella natura e ad assumere nei confronti di

quest'ultima una posizione di mera conservazione e tutela. Nello specifico della selvicoltura, il legame che collega l'uomo al bosco è visto a fattori invertiti, con priorità ribaltate: selvicoltura dell'uomo per l'uomo nella visione antropocentrica o, all'inverso, selvicoltura cosiddetta del bosco, silvocentrica, non condizionata dai bisogni dell'uomo, ma ispirata ai valori insiti nel bene-bosco e a quanto occorre fare per preservarli.

Per sfuggire ad un'antitesi così netta e per dare alla selvicoltura un significato congruo al suo etimo di "coltura del bosco", occorre prendere in esame correttamente l'assunto di centralità dell'uomo nella natura, ora enfaticizzato ora negato o quanto meno visto in maniera riduttiva (Morandini, 2012). E occorre anche, in tale esame, attenersi a un principio di realtà.

La posizione dell'uomo in natura è molto diversa da quella di tutti gli altri esseri viventi. Fin dalla sua comparsa, egli, per sopravvivere, deve imprimere forti cambiamenti alla natura che lo circonda, scarsamente dotato, com'è, di un fisico e di un istinto animali che gli consentano adeguate capacità per difendersi e nutrirsi (Patrone, 2012). In compenso ha capacità intellettive e quindi di elaborazione creativa, culturale. La cultura s'inserisce come terzo elemento nel suo rapporto con la natura: rapporto a tre, dunque, e non più solo a due, come avviene per gli altri esseri viventi; rapporto interattivo, inoltre, in quanto le trasformazioni indotte dall'uomo sono esse stesse motivo di trasformazione culturale dell'uomo. Egli diviene così di gran lunga il maggiore trasformatore del mondo che lo circonda, sia in senso creativo, sia, purtroppo, anche in senso distruttivo. Nelle aree di più antica occupazione e civilizzazione, la natura e il paesaggio sono a tal punto plasmati dall'azione umana che è impensabile, se non in chiave fantastica o mitica o ideologica, una ricostruzione della loro originaria identità. Noi oggi siamo in relazione con una natura antropizzata e con un paesaggio antropico, la cui sopravvivenza dipende da noi stessi. In una ipotetica natura senza uomo, le risorse naturali che per noi sono funzionali ai nostri bisogni e alle quali, pertanto, attribuiamo un nostro valore d'uso, si presenterebbero il più delle volte sotto una veste diversa dall'attuale. Ma quale potrebbe essere il loro valore? e per chi? per che cosa? Ancora ci perdiamo nel mito e nella fantasia. L'uomo non è quindi una delle componenti della vita naturale paragonabile alle altre, una specie animale che interagisce come le altre con Gaia, la nostra "Madre Terra". Questo potrà avvenire in alcune aree del Congo, dell'America Latina, della Malesia, dell'Indonesia e di altri Paesi equatoriali o tropicali, ma interessa non più di 300-400 milioni di uomini, che hanno nella foresta il loro habitat naturale, in un equilibrio ecologico e sociale tuttora in atto, anche se continuamente minacciato da interessi economici a loro estranei per lo sfruttamento speculativo delle ricchezze naturali lì presenti. Non interessa invece i restanti 7 miliardi dell'odierna popolazione mondiale, per giunta in continua crescita, per la quale si calcola ci vorrebbe un aumento non inferiore al 50% dell'attuale superficie terrestre abitabile per ripristinare un equilibrio accettabile fra uomo e

natura. Nelle regioni più intensamente e da più tempo abitate, la natura, come il paesaggio, sono decisamente condizionati dall'azione dell'uomo, dai suoi bisogni, dai suoi interessi, dalla sua storia. Se da questi si prescinde, si cade nell'astrazione.

In questo senso va intesa la collocazione dell'uomo al "primo posto", "... posto che occupa così male, ma che tuttavia detiene in modo così determinante per le sorti del mondo vivente... tutto dipende dall'uomo e tutto dev'essere realisticamente finalizzato, nel giusto senso, agli interessi umani" (Giacomini, 1976). Il punto è proprio lì: "nel giusto senso". Se vogliamo rimuovere dal termine "antropocentrismo" ogni accezione negativa, per restituirgli una valenza costruttiva, dobbiamo fare riferimento non all'"uomo padrone", ma all'"uomo custode" dei beni della natura, secondo una visione non solo religiosa, ma pure scientifica, oggi fatta propria anche dal diritto positivo. Esaminando le leggi forestali recentemente entrate in vigore in molte Regioni e, prima ancora, il decreto legislativo del 2001 per l'orientamento e la modernizzazione del settore forestale, si rileva che il bosco è considerato un bene d'interesse pubblico, una risorsa irrinunciabile per la società civile, che nel suo insieme è chiamata alla responsabilità di conservarlo, tutelarlo, valorizzarlo e svilupparlo. Il selvicoltore deve farsi carico di perseguire un'azione di valorizzazione economica congiunta al mantenimento e al consolidamento dei valori complessivi espressi dal bosco, con particolare riguardo a quelli legati alla biodiversità, all'assetto idrogeologico e, in generale, ambientale, e al paesaggio. Con questo mandato, gli è affidato il compito di realizzare tutte le attese che l'uomo ha nei confronti del bosco, non solo quelle d'utilità immediata, ma anche quelle che hanno un riflesso generale sulla vita di Gaia e quindi sulla qualità della nostra vita di oggi e di domani.

Le bellissime fotografie di Sebastião Salgado del recente film-documentario "Il sale della Terra" non fanno nessuno sconto alla violenza dell'uomo contro se stesso e contro la natura. Quando ogni fiducia nella sua capacità di relazionarsi positivamente col mondo che lo circonda sembra spegnersi, la ricostruzione della Mata Atlântica, la foresta pluviale costiera dell'azienda avita nel sud del Brasile, fornisce a Salgado un punto di partenza non solo per nuove esperienze fotografiche rivolte alla maestosità della natura, ma soprattutto per aver fiducia in un percorso costruttivo dell'uomo verso la natura stessa, per confidare che egli possa essere, anzi che è davvero il *sale della terra*.

In conclusione, dobbiamo collocare l'uomo nel posto che gli è proprio, di centralità e di grande responsabilità verso la natura. Nel caso specifico del bosco, egli è tenuto prioritariamente a custodirlo e curarlo, ma anche a valorizzarlo per i beni materiali e immateriali, economici ed extra-economici, di cui ha bisogno per la sua stessa sopravvivenza (Wolynski, 2009). Dunque, *il bosco per l'uomo*, sempre che il selvicoltore sappia condurre la sua azione di cura e di valorizzazione con la costante consapevolezza che sta operando su di un sistema biologico tendente, per propria natura, ad una forma d'equilibrio dinamico con l'ambiente che lo ospita.

SUMMARY

Woods for Man, Man for woods Anthropologic reflections on silviculture

Man has historically maintained an attitude of ownership towards woods, in the sense that he thought it was his right to exploit them according to his immediate needs. He was able to modify their composition and their structure if this responded better to the economy of the time and to destroy them if it were to suppose a more convenient form of land use.

Silviculture, intended as scientific knowledge of forestry population activities as a whole, has a more recent history: to insure implantation, care, the rational use and renovation of the woods themselves. There were, however, bygone experiences which were limited to some territories, like the monastic property of the Appennino or the forests of the Repubblica Veneta (The Republic of Venice).

More recent is the concern and research of the silviculturist of the natural laws which regulate the development and vitality of the woods in order to avoid that their exploitation brings about a form of regression of the biocoenoses of which they are formed. The progress of scientific research and the different uses that are expected of woods have indicated different types of cultivation in respect to those which, above all, enforced the maximization and the uniformity of wood production.

In this way attention has grown over the years for woods biology that has urged the silviculturist to give up agronomic criteria and favour instead the natural forces working in the forestry coenoses. This concern among some researchers has been roused to such a level to overturn the relationship that had traditionally tied man to woods: at the nexus is centered "man-wood" not the economic interests of the first but the so called "needs" or "rights" of the second.

In a typical bio-centric vision silviculture starts from new suppositions in respect to the past, like when the wood is represented as an organic unity or when value itself is attributed to it independently of the value man gives it.

However, it is necessary, and this is the theme of this speech, to win back the central place of man in nature which, if taken away from his history - that is from his culture, from his economy, or from his political and juridical orders - the results would be almost unimaginable for us or imaginable from a religious or mythical viewpoint only.

In conclusion, the silviculturist watches over woods thus interpreting the owner's needs, and not only of him, but of the entire society that has many different expectations of woods. The silviculturist carries this out with wisdom, he who knows how to read and wants to read in Nature's book and who maintains the ethical conscious of the guardian, not the pillager of available forestry resources.

BIBLIOGRAFIA

- Alici L., 2012 – *Mondo naturale e “differenza personale”: tra antropocentrismo e biocentrismo*. Atti del convegno “Coscienza ambientale: dall’etica alla prassi”. I Quaderni della Fondazione S. Giovanni Gualberto - Osservatorio Foreste e Ambiente, 12: 15-30.
- Ciancio O., 2014 – *Storia del pensiero forestale. Selvicoltura Filosofia Etica*. Rubettino Editore srl, pp. 546.
- Del Favero R., 1996 – *Il significato delle tipologie forestali nella selvicoltura prossima alla natura*. Dendronatura n. 2: 7-12.
- Di Bérenger A., 1859-1967 – *Studii di archeologia forestale. Dell’antica storia e giurisprudenza forestale in Italia*. 3^a ristampa a cura del Corpo forestale dello Stato, Roma 2010, pp 602 (+ III-LIV e Tav. 1.A.-1.B.).
- Finzi E., 1935 – *Diritto di proprietà e disciplina della produzione*. Atti del Primo Congresso Nazionale di Diritto Agrario, Reale Accademia dei Georgofili, Firenze, 1936, pp. 158-184.
- Giacomini V., 1976 – *Uomini e foreste*. Annali della Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, 25: 19-31.
- Hofmann A., 1957 – *La vegetazione quale espressione dell’ambiente. Tipologia e fitosociologia al servizio dell’economia forestale*. Annali dell’Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, 6: 259-281.
- Hofmann A., 1984 – *I boschi del Carso ieri, oggi, domani*. Annali dell’Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, 33: 83-105.
- Hofmann A.A., Cibella R., Bertani R., Miozzo M., Fantoni I., Luppi S., 2011 – *Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Sistema Informativo Forestale*. Assessorato Territorio e Ambiente. Regione Sicilia, pp. 208.
- Küster H., 2003 – *Storia dei boschi dalle origini a oggi*. 2009, Bollati Beringhieri editore s.r.l., Torino, pp. 276.
- Möller A., 1922 – *Der Dauerwaldgedanke, sein Sinn und seine Bedeutung*. Berlin. Springer, pp. 84.
- Morandini S., 2012 – *Un punto di vista teologico*. In: Atti del convegno “Coscienza ambientale: dall’etica alla prassi”. I Quaderni della Fondazione S. Giovanni Gualberto - Osservatorio Foreste e Ambiente, 12: 31-36.
- Patrone C., 2012 – *Ecologia e bioetica: brevi considerazioni per un moderno approccio alla tutela dell’ambiente*. Atti del convegno “Coscienza ambientale: dall’etica alla prassi”. I Quaderni della Fondazione S. Giovanni Gualberto - Osservatorio Foreste e Ambiente, 12: 37-41.
- Piussi P., 2000 – *Selvicoltura generale*. UTET, pp. 421.
- Piussi P., 2000 – *L’esperienza del Piano di gestione forestale nel Parco naturale della Maremma*. pp. 247-256.
- Romano R., Marandola D., Di Pietro F., Maluccio S., Conterio M., 2014 – *Il bosco e le sue filiere. Un patrimonio comune*. Osservatorio Foreste INEA, pp. 24.
- Wolynski A., 2009 – *Selvicoltura Naturalistica e Sistemica. Quali analogie e quali differenze*. Sherwood, 149: 14-16.

IL PROGETTO LIFE+ FAGUS: SPERIMENTAZIONE DI APPROCCI SELVICOLTURALI PER CONIUGARE USO E CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ NELLE FAGGETE APPENNINICHE

Walter Mattioli¹, Anna Barbatì¹, Luigi Portoghesi¹, Barbara Ferrari¹, Sabina Burrascano²
Francesco Maria Sabatini², Daniele Di Santo³, Angelo De Vita⁴, Maurizio Gioiosa⁴, Diego Giulirelli¹

¹DIBAF, Dipartimento per l'Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali, Università della Toscana; walter.mattioli@unitus.it

²DBA, Dipartimento di Biologia Ambientale, Sapienza, Università di Roma

³Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga

⁴Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni

La gestione tradizionale delle faggete appenniniche ha portato a condizioni di semplificazione strutturale e compositiva dei popolamenti, con ripercussioni negative sulla biodiversità. I Parchi Nazionali rappresentano contesti operativi ideali per la sperimentazione di interventi selvicolturali mirati ad accelerare i processi di diversificazione strutturale e compositiva di questi habitat e garantire, al contempo, un uso sostenibile dei sistemi forestali. In quest'ottica, il progetto in corso LIFE+ FAGUS ha realizzato negli habitat forestali di faggeta 9210* e 9220*, presenti all'interno del Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni e del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, interventi mirati a: diversificare la struttura e la composizione delle faggete; incrementare la presenza delle specie forestali caratterizzanti gli habitat; creare necromassa e microhabitat per aumentare la biodiversità di diversi *taxa* d'interesse; garantire una ripresa legnosa in grado di soddisfare le esigenze dei proprietari dei lotti boschivi.

Nel complesso le azioni selvicolturali si concretizzano in: abbattimenti selettivi di singoli alberi (o gruppi) per aprire buche di diversa forma e dimensione incidenti sul 10-20% della provvigione legnosa; rilascio di circa il 10% della massa utilizzata come necromassa a terra, conversione di 3-4 fusti ha⁻¹ in varie tipologie di necromassa e creazione di 3-4 alberi habitat ha⁻¹ per favorire l'aumento di licheni, coleotteri, funghi saproxilici e uccelli. Il conseguimento degli obiettivi di conservazione è valutato confrontando le caratteristiche strutturali e compositive delle faggete e la biodiversità *multi-taxa*, prima e dopo gli interventi, in 33 aree di saggio permanenti distribuite nei due Parchi Nazionali.

Parole chiave: selvicoltura, Parchi Nazionali, habitat prioritari, rete Natura 2000, gestione faggete.

Keywords: silviculture, National Parks, priority habitats, Natura 2000 network, beech stands management.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-wm-ilp>

1. Introduzione

La gestione tradizionale delle faggete appenniniche ha storicamente portato a condizioni di semplificazione strutturale e compositiva dei popolamenti forestali (Ciancio *et al.*, 2006; Coppini e Hermanin, 2007) con ripercussioni negative sulla biodiversità di questi habitat. Specie quali tasso (*Taxus baccata* L.) ed agrifoglio (*Ilex aquifolium* L.) sono state sistematicamente sfavorite per il loro scarso valore commerciale anche in relazione alla loro limitata capacità di competizione con il faggio; mentre l'abete bianco (*Abies alba* Mill.) ha visto la sua presenza sull'Appennino ridursi gradualmente in concomitanza con la sua ampia utilizzazione, soprattutto nel secolo scorso, che ne ha sfavorito la rinnovazione a favore di quella del faggio (Iovino e Menguzzato, 1993; Nocentini, 2009). Inoltre, l'eliminazione di piante di grandi dimensioni, senescenti o cavitate ha condizionato negativamente le possibilità di conservazione di alcuni orga-

nismi legati al legno morto o a specifici micro-habitat, riducendo la biodiversità di *taxa* quali piante vascolari, licheni epifiti, uccelli, funghi e coleotteri saproxilici.

In quest'ottica, i Parchi Nazionali rappresentano contesti operativi ideali per la sperimentazione di interventi selvicolturali mirati da una parte ad accelerare i processi di diversificazione strutturale e compositiva di questi habitat e, dall'altra, ad assicurare un uso sostenibile dei sistemi forestali.

Per questo motivo, il progetto in corso LIFE+ (11/Nat/It/135) FAGUS "Le foreste degli Appennini: buone pratiche per coniugarne l'uso e la sostenibilità" (<http://www.fagus-life-project.eu/it/>), ha realizzato negli habitat forestali prioritari 9210* (Faggete degli Appennini con *Taxus* e/o *Ilex*) e 9220* (Faggete degli Appennini con *Abies alba*), presenti all'interno del Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni (PNCVDA) e del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (PNGSML), una serie di interventi selvicolturali orientati a integrare finalità di conser-

vazione della biodiversità con l'uso sostenibile delle risorse forestali da parte delle comunità locali. In particolare, gli interventi selvicolturali mirano a: i) diversificare la struttura e la composizione delle faggete; ii) incrementare la presenza delle specie forestali *target* caratterizzanti gli habitat (tasso, agrifoglio o abete bianco); iii) creare necromassa e microhabitat per aumentare la biodiversità di *taxa* d'interesse conservazionistico (piante vascolari, licheni epifiti, uccelli, funghi e coleotteri saproxilici); iv) garantire, al contempo, una ripresa legnosa in grado di soddisfare le esigenze dei Comuni e delle Amministrazioni Separate dei Beni di Uso Civico (ASBUC) (proprietari dei lotti boschivi) sotto forma di topi commerciabili, paleria e legna da ardere da destinare alle popolazioni locali aventi diritto di uso civico.

La valutazione dell'effetto degli interventi è basata su un protocollo di monitoraggio delle caratteristiche strutturali e compositive delle faggete e della biodiversità multi-taxa prima e dopo gli interventi stessi.

2. Area di studio

Le aree d'intervento, tre per ciascun Parco Nazionale, interessano una superficie complessiva di circa 70 ha (Fig. 1 e Tab. 1) e ricadono in tre diversi Siti d'Importanza Comunitaria della rete Natura 2000 (IT8050033 "Monti Alburni"; IT8050028 "Monte Motola"; IT7110202 "Gran Sasso"). Nelle aree d'intervento sono state realizzate 33 aree di saggio (AdS) permanenti.

3. Articolazione del progetto e protocollo operativo

Il progetto LIFE+ FAGUS si sviluppa su quattro azioni principali: a) azioni preparatorie per la raccolta dati sulla struttura del bosco, sulla presenza delle specie *target* e sulla diversità dei *taxa* d'interesse conservazionistico; b) azioni concrete di conservazione finalizzate a aumentare i livelli di diversità degli habitat; c) azioni di monitoraggio scientifico per valutare gli effetti degli interventi; d) azioni di divulgazione delle metodologie e risultati del progetto.

A questo scopo, il protocollo sperimentale prevede la materializzazione sul territorio di aree di saggio permanenti per l'esecuzione delle azioni a), b) e c), seguendo un approccio di tipo BACI (*Before/After; Control/Intervention*), basato sulla comparazione della diversità strutturale, compositiva e *multi-taxa*, prima e dopo gli interventi, delle aree soggette a concrete azioni selvicolturali (*intervention* – I) con aree simili testimoni, lasciate alla libera evoluzione (*control* – C).

Le aree caratterizzate dai più alti livelli di diversità biologica e di eterogeneità strutturale sono state anch'esse escluse da qualsiasi intervento selvicolturale e rappresentano le strutture forestali di riferimento (*reference* – R) verso cui orientare l'evoluzione dei soprassuoli attraverso le azioni di progetto. Il rilievo della diversità strutturale e compositiva dei popolamenti forestali è stato condotto all'interno di aree di saggio permanenti realizzate secondo lo schema implementato per l'Inventario Nazionale delle Foreste

e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (Gasparini e Tabacchi, 2011). Le unità di campionamento sono costituite da tre aree circolari concentriche con raggio rispettivamente pari a 4 m (AdS4 – circa 50 m² di superficie), 13 m (AdS13 – circa 530 m² di superficie) e 20 m (AdS20 – circa 1250 m² di superficie). All'interno delle unità di campionamento sono stati rilevati gli alberi e arbusti vivi con diametro del fusto a petto d'uomo almeno pari a 2,5 cm nell'AdS4, 10 cm nell'AdS13 e 50 cm nell'AdS20. Nell'AdS13 sono stati anche rilevati gli attributi relativi al legno morto: necromassa a terra, *snags*, alberi morti in piedi, ceppaie morte e alberi morti a terra. Tutti gli elementi censiti sono stati classificati in base al proprio grado di decomposizione, adottando il sistema di nomenclatura a 5 classi (*decay class*) di Hunter (1990). La stima del volume legnoso del soprassuolo arboreo è avvenuta utilizzando le tavole di cubatura a doppia entrata predisposte per l'INFC (Tabacchi *et al.*, 2011).

In corrispondenza delle aree di monitoraggio C e R è stata delimitata una fascia di rispetto, della profondità di 10 m a partire dal perimetro dell'unità di campionamento AdS20, per evitare che gli interventi selvicolturali interferiscano in modo significativo sui popolamenti forestali lasciati all'evoluzione naturale.

4. Interventi selvicolturali

4.1 Azioni preparatorie

I principali caratteri dendrometrici e strutturali rilevati nel corso delle azioni preparatorie sono riportati in tabella 2. I popolamenti forestali, di origine gamica e agamica, sono molto eterogenei tra loro soprattutto in termini di numero di fusti ad ettaro (da poco più di 500 a poco meno di 3.000) e di provvigione legnosa media (368-752 m³ ha⁻¹). I valori di necromassa rilevati risultano molto bassi (meno di 20 m³ ha⁻¹) se paragonati ai valori medi riportati per le foreste vetuste europee (45-469 m³ ha⁻¹, Burrascano *et al.*, 2013) e per le faggete vetuste dell'Appennino Meridionale (50-90 m³ ha⁻¹, Iovino *et al.*, 2010). Per quanto riguarda la composizione specifica (Fig. 2), i soprassuoli sono largamente dominati dal faggio, eccezion fatta per la località Incodaro dove l'abete bianco raggiunge una percentuale di poco inferiore al 30%. L'agrifoglio si rinviene solamente in località Ottati. Il tasso è presente in gran parte delle aree con valori inferiori al 2% in termini di composizione specifica.

4.2 Azioni concrete di conservazione

Gli interventi selvicolturali effettuati sono relativi alle seguenti azioni concrete di conservazione: 1) Azioni C.1-C.2: promozione della rinnovazione delle specie caratterizzanti gli habitat 9210* e 9220* (*Taxus baccata*, *Ilex aquifolium* e *Abies alba*); 2) Azioni C.3-C.4: aumento della biodiversità in termini di specie del sottobosco quali piante vascolari e licheni epifiti; 3) Azioni C5-C6: aumento della diversità degli organismi saproxilici; 4) Azioni C.7-C.8: aumento della diversità degli uccelli che utilizzano gli alberi senescenti o morti come componente del loro habitat.

L'obiettivo del punto 1 si concretizza nell'apertura di buche di piccole dimensioni (al massimo 100 m²) nella

copertura superiore della faggeta (Nagel *et al.*, 2010; Bianchi *et al.*, 2011; Motta *et al.*, 2014) in corrispondenza della rinnovazione affermata delle specie *target*, del faggio o in corrispondenza di nuclei e individui isolati di altre specie arboree (quali sorbi, pioppi, aceri e salici). L'intervento ha inoltre previsto: selezione quali/quantitativa all'interno dei gruppi di rinnovazione di faggio ben affermati; selezione dei migliori polloni di faggio all'interno di gruppi di quattro/cinque ceppaie intervallati tra loro da ceppaie lasciate all'evoluzione naturale; evoluzione naturale dei soprassuoli nei tratti a maggiore pendenza e rocciosità.

Sono stati esclusi dal taglio gli alberi con presenza di nidi, fori e cavità; gli alberi di maggiori dimensioni (diametro maggiore di 60 cm) e gli alberi che ospitavano licheni rilevanti da un punto di vista conservazionistico (*Lobaria pulmonaria*, *Anaptychia crinalis*). Tutta la necromassa esistente, sia a terra che in piedi, è stata integralmente rilasciata in bosco.

A quanto sopra esposto, si è aggiunta la realizzazione post-intervento di recinzioni finalizzate alla protezione del soprassuolo dal pascolo e dal calpestio di animali selvatici e domestici in alcune piccole aree in corrispondenza di nuclei di giovani individui delle specie *target*.

Gli interventi selvicolturali previsti per questa azione incidono sul 10-20% della provvigione legnosa media attuale e mirano ad aumentare la diversità strutturale del soprassuolo sulla base di quanto già proposto da: Keeton, 2006; Ciancio *et al.*, 2008; Bottalico *et al.*, 2010. L'assortimento principale è la legna da ardere. La massa legnosa asportata suddivisa in assortimenti, la ripresa e il tasso di prelievo per singola area di intervento sono riportati in tabella 3.

Le azioni di cui al punto 2, consistono nell'apertura di buche di diversa forma e dimensione (dai 100 ai 400 m²) in funzione dell'esposizione della stazione e dell'altezza media del soprassuolo. Le dimensioni delle buche sono state considerate adeguate per creare condizioni di illuminazione atte a favorire la diversità lichenica e l'insediamento della flora vascolare che, con le proprie fioriture, costituirà un'importante risorsa trofica per gli stadi adulti di insetti saproxilici. Durante la selezione dei fusti da abbattere per l'apertura delle buche sono stati preservati gli individui vivi di faggio di maggiore dimensione in grado di favorire l'ingresso di popolazioni di licheni epifiti rilevati nelle aree limitrofe. All'interno delle buche, per favorire la formazione di necromassa, è previsto il rilascio a terra di tutti i fusti abbattuti, suddivisi in 2-3 sezioni per velocizzare il processo di decomposizione dei tessuti legnosi. Il materiale legnoso di medie e piccole dimensioni ricavato dal taglio è stato in parte accatastato per creare dei rifugi per la piccola fauna. In particolare, sono stati selezionati 84 gruppi di fusti di faggio, equamente suddivisi nei due Parchi Nazionali, per una quantità di nuova necromassa a terra creata superiore a 1.000 m³, pari in media al 2-12% della massa totale utilizzata. Il numero di buche aperte per le Azioni C.3/C.4, la loro superficie complessiva e la necromassa a terra realizzata per ciascuna area di intervento sono riportati in tabella 3.

L'obiettivo di cui al punto 3 è incrementare il livello di diversità biologica di tutti i gruppi tassonomici correlati

alla presenza di necromassa (licheni, coleotteri, funghi saproxilici e uccelli), attraverso la creazione di alberi morti in piedi (*standing dead trees*), fusti spezzati a terra e in piedi (*snags*), alberi sradicati (*uprooted trees*) e alberi morti pendenti (*leaning dead trees*).

Gli alberi sono stati selezionati prioritariamente tra faggi di grande dimensione in prossimità di individui delle specie *target* o di altre specie forestali, ben conformati e localizzati preferibilmente in corrispondenza delle aperture realizzate attraverso le azioni C.3/C.4, escludendo in ogni caso le aree caratterizzate da quantitativi rilevanti di legno morto con diverso grado di decomposizione.

Gli alberi morti in piedi vengono generati attraverso un'azione di doppia cercinatura condotta nella parte basale di fusti con diametro maggiore di 25 cm. La cercinatura avviene utilizzando esclusivamente la motosega, incidendo la circonferenza esterna del tronco con due tagli obliqui e convergenti, profondi 4-5 cm.

Gli *snags* sono realizzati spezzando il fusto a un'altezza di 3-4 metri da terra, lasciando in questo modo un moncone di fusto in piedi e la restante porzione a terra. Si procede con la motosega effettuando all'altezza prestabilita una tacca di direzione e il taglio di abbattimento, lasciando una cerniera di 4-5 cm di spessore. Il fusto è quindi spezzato utilizzando un verricello portatile e operando la trazione in modo diretto o indiretto tramite un rinvio in relazione alle condizioni stagionali in cui si opera. Sul moncone di tronco che rimane in piedi, si effettua una doppia cercinatura per evitare che la pianta vegeti nuovamente. La parte del fusto atterrata è sottoposta ad eliminazione dei rami di diametro inferiore a 10 cm, da accatastare successivamente accanto al tronco spezzato per la creazione di nicchie utili per i micromammiferi. La soglia diametrica minima dei fusti utilizzati per la realizzazione degli *snags* è di 25 cm.

Gli alberi sradicati sono ottenuti con l'ausilio di un verricello portatile, posizionando la catena strozzalegno sul fusto a una altezza di 8-9 m e utilizzando una carrucola di rinvio con relativa cinghia tubolare. Questi alberi, con diametro minimo del fusto di 30 cm, una volta atterrati vengono depezzati in 2-3 sezioni per accelerare i processi di decomposizione del legno.

Gli alberi morti pendenti sono realizzati con il verricello sradicando solo parzialmente i fusti, con diametro minimo di 25 cm, appoggiandoli contro gli alberi vicini. L'albero è poi devitalizzato eseguendo una doppia cercinatura nella parte basale del tronco.

I fusti selezionati sono stati identificati in bosco con vernice fluorescente, mediante apposizione sul lato del fusto rivolto a monte e a valle di un numero progressivo preceduto dalle lettere "M", "S", "U" e "P", indicative rispettivamente dei fusti destinati alla creazione di individui "morti in piedi", "fusti spezzati (*snags*)", "alberi sradicati (*uprooted trees*)" e "alberi morti pendenti".

Per la realizzazione delle suddette tipologie di necromassa sono stati selezionati circa 200 fusti di faggio (Tab. 3), pari a circa 3-4 fusti ha⁻¹.

L'obiettivo di cui al punto 4 è creare habitat utili per aumentare la diversità dell'avifauna e dei piccoli mammiferi che svolgono parte del loro ciclo vitale

all'interno di alberi senescenti o morti. In dettaglio, l'azione prevede la selezione di alberi da destinare alla creazione di habitat mediante realizzazione sul fusto di cavità di nidificazione (*nest holes*) e/o di catini basali (*basal slits*). Quest'ultimi, favorendo il ristagno idrico, predispongono l'insorgere di processi di marcescenza e la creazione di aree a marciume molle. La creazione dei catini basali stimola, inoltre, la fuoriuscita di linfa dal fusto, necessaria alle specie saproxiliche. A questi interventi si associa la creazione di *den trees*, ovvero alberi vivi con cavità interne che costituiscono un importante sito di nidificazione e riparo dagli agenti atmosferici per numerosi animali selvatici. Per la realizzazione di *den trees* sono stati selezionati preferibilmente individui di grandi dimensioni, con chioma particolarmente ramosa.

Tali habitat sono stati realizzati prendendo ad esempio quanto già sperimentato nell'ambito del LIFE NAT/IT/99/6245 «Bosco della Fontana» (Cavalli e Mason, 2003): i *nest holes* vengono realizzati sul fusto, ad una altezza di 1-4 m da terra, attraverso l'apertura di una cavità di dimensione variabile in relazione alla specie ornitologica da ospitare. La predisposizione di questa tipologia di albero habitat avviene secondo le seguenti fasi: a) quattro tagli frontali per delimitare il tassello di legno e un taglio laterale per consentirne l'estrazione; b) estrazione del tassello di legno; c) riduzione dello spessore del tassello ed esecuzione del foro circolare, specifico per la specie da ospitare, con inclinazione dello stesso verso terra per favorire lo scolo dell'acqua all'esterno evitando possibili ristagni nella cavità; d) applicazione e sigillatura del tassello di legno sulla cavità. La distanza tra gli alberi selezionati per la creazione dei *nest holes* è sempre superiore a 20 metri. La creazione di *basal slits* avviene attraverso dei tagli condotti alla base del fusto con cui vengono create una serie di tasche, generalmente tre, disposte in successione verticale e inclinate in modo da favorire il ristagno idrico. Le tasche sono realizzate con la motosega, incidendo prima le pareti verticali e in seguito eseguendo dei tagli orizzontali ai margini superiore ed inferiore. Infine, una volta estratti i tasselli, sono effettuate delle incisioni sul fusto in senso obliquo per facilitare l'ingresso dell'acqua nelle tasche appena create. Le dimensioni dei catini sono proporzionate alla rastremazione del fusto, diminuendo quindi con l'altezza da terra.

La creazione di *den trees* consiste nella realizzazione di cavità alla base dei fusti, prodotte praticando dei tagli con la motosega per asportare una sezione di circa 15x15 cm di legno e corteccia. Il reclutamento degli alberi per la creazione di habitat è avvenuto completamente a carico del faggio, coinvolgendo nel complesso 219 fusti (Tab. 3), pari a 3-4 alberi habitat ha⁻¹. Gli individui arborei destinati alla creazione di alberi habitat sono stati identificati in campo con

modalità analoghe a quelle utilizzate per la necromassa, ma questa volta identificando la tipologia di intervento con le lettere "N", "B" e "D", ad indicare rispettivamente i fusti idonei alla creazione di *nest holes*, *basal slits* e *den trees*. I fusti idonei contemporaneamente alla realizzazione di *nest holes* e *basal slits* sono stati indicati con la sigla "NB".

La posizione dei fusti destinati alla creazione di necromassa e habitat è stata registrata con strumentazione GPS e riportata in apposti allegati cartografici (Fig. 3).

5. Conclusioni

Il bilanciamento degli obiettivi di conservazione con la condivisione dei benefici a favore delle comunità locali è stata la fase cruciale dell'attività di progettazione.

Gli interventi selvicolturali, dimensionati tenendo conto di un ampio *range* di obiettivi conservazionistici, aventi lo scopo principale di diversificare la struttura e la composizione dei soprassuoli forestali, di incrementare la presenza delle specie obiettivo e di contribuire all'aumento della diversità degli organismi saproxilici, piante vascolari, licheni epifiti ed uccelli hanno comunque garantito una ripresa legnosa in grado di soddisfare le esigenze dei Comuni e delle Amministrazioni Separate di Beni ed Uso Civico (proprietari dei lotti boschivi) sotto forma di topi commerciabili, paleria e legna da ardere da destinare alle popolazioni locali aventi diritto di uso civico. Il tentativo di aumentare l'eterogeneità strutturale e compositiva, la quantità di necromassa e l'abbondanza di microhabitat all'interno delle aree di intervento avrà senz'altro conseguenze positive sull'intero sistema bosco ed andrà valutato in termini di aumento della biodiversità durante le fasi di monitoraggio. In particolare, l'aumento dei livelli di necromassa è essenziale per la conservazione degli organismi saproxilici, alcuni dei quali a rischio di estinzione (Sabatini *et al.*, 2014).

Il progetto LIFE+ FAGUS qui presentato offre un contributo concreto per supportare l'implementazione di modelli di gestione forestale sostenibile calibrati su *target* concreti di conservazione attiva della biodiversità nelle fagete appenniniche.

Il *know-how* acquisito attraverso la progettazione, la realizzazione e il monitoraggio degli interventi selvicolturali potrà essere utilizzato non solo in ambito scientifico, ma anche da professionisti del settore e da tecnici forestali. Infatti, l'obiettivo ultimo del progetto è quello di contribuire a dimostrare la percorribilità, almeno nei Parchi Nazionali, di modelli colturali non basati sulla selvicoltura classica, ma bensì su approcci di tipo sistemico in grado di integrare gli obiettivi di conservazione e le esigenze di uso sostenibile del bosco da parte delle comunità coinvolte.

Tabella 1. Distribuzione delle aree di intervento e numerosità della aree di saggio (AdS) all'interno dei due Parchi Nazionali.

Table 1. Distribution of intervention area and number of sample plots within the two National Parks.

<i>Parco Nazionale</i>	<i>Località</i>	<i>Sito Natura 2000</i>	<i>Habitat prioritario</i>	<i>Superficie intervento (ha)</i>	<i>Monitoraggio (n. di AdS)</i>
PNCVDA	Corleto Monforte (SA)	SIC IT8050033 "Monti Alburni"	9210	20,21	3
	Ottati (SA)	SIC IT8050033 "Monti Alburni"	9210	11,82	8
	Teggiano (SA) (loc. M. Motola)	SIC IT8050028 "Monte Motola"	9220	1,30	3
PNGSML	Pietracamela (TE) (loc. Prati di Tivo)	SIC IT7110202 "Gran Sasso"	9210	7,86	5
	Pietracamela (TE) (loc. Venacquaro)	SIC IT7110202 "Gran Sasso"	9210	17,45	7
	Crognaleto (TE) (loc. Incodaro)	SIC IT7110202 "Gran Sasso"	9220	11,23	7

Tabella 2. Caratteristiche dendrometriche e strutturali medie rilevate nelle aree di intervento.

Table 2. Mean dendrometric and structural parameters surveyed in intervention areas.

<i>Parco Nazionale</i>	<i>Località</i>	<i>Fusti (numero ha⁻¹)</i>	<i>Area basimetrica (m² ha⁻¹)</i>	<i>Massa legnosa alberi vivi (m³ ha⁻¹)</i>	<i>Necromassa (m³ ha⁻¹)</i>
PNCVDA	Corleto Monforte (SA)	548	45,9	751,9	2,1
	Ottati (SA)	2.745	43,3	407,9	4,6
	Teggiano (SA) (loc. M. Motola)	1.585	42,2	367,9	16,6
PNGSML	Pietracamela (TE) (loc. Prati di Tivo)	2.433	54,1	601,3	5,8
	Pietracamela (TE) (loc. Venacquaro)	1.522	51,5	553,6	13,1
	Crognaleto (TE) (loc. Incodaro)	1.985	57,1	685,3	20,3

Tabella 3. Prospetto riepilogativo degli interventi previsti dalle varie azioni del Progetto LIFE+ FAGUS. (*) Al volume totale abbattuto concorre anche l'abete bianco.

Table 3. Summary of the silvicultural interventions of the LIFE+ FAGUS Project Actions. (*) Silver fir contributes to the total amount of wood removal.

<i>Azioni</i>		<i>PNCVDA</i>			<i>PNGSML</i>		
		<i>Corleto</i>	<i>Ottati</i>	<i>Motola</i>	<i>Prati di Tivo</i>	<i>Venacquaro</i>	<i>Incodaro</i>
C.1/C.2	Sup. effettiva al taglio (ha)	19,64	10,70	0,73	5,86	16,03	6,16
	Volume al taglio (m ³)	1.734	766	28	387	996	680*
	Ripresa (m ³ ha ⁻¹)	88,29	71,59	38,36	66,04	62,13	110,39
	Tasso prelievo (%)	11-12	10-15	10	6-12	10	20
	Legna da ardere (m ³)	1.094	553	0	308	825	174
	Altri assortimenti (m ³)	336	90	0	35	87	34

(Segue tabella 3)
(Table 3 continued)

C.3/C.4	Necromassa a terra (m ³)	304	123	28	44	84	472
	Numero buche	23	17	2	10	11	21
	Superficie totale buche (ha)	0,76	0,35	0,04	0,19	0,30	0,50
C.5/C.6	Morti in piedi	24	18	1	7	21	7
	<i>Snags</i>	20	6	0	5	18	6
	Sradicati	7	12	0	5	18	4
	Morti pendenti	6	7	0	2	5	4
C.7/C.8	Cavità nido	19	14	0	7	16	4
	Catini basali	12	8	1	3	13	4
	Cavità nido e catini basali	12	14	1	4	16	6
	Cavità basali (<i>den trees</i>)	20	9	0	6	18	9

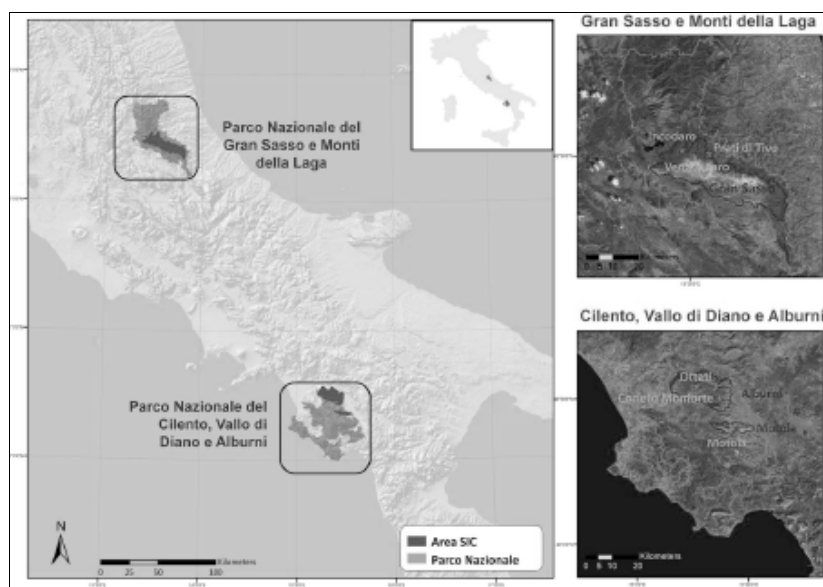


Figura 1. Localizzazione delle aree d'intervento nei Parchi Nazionali.
Figure 1. Location of intervention areas within the National Parks.

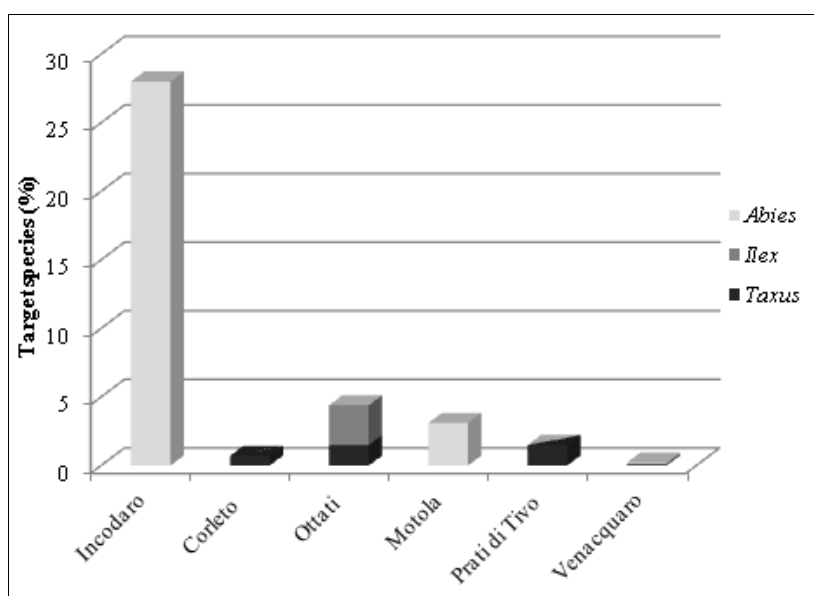


Figura 2. Presenza delle specie target (% sul numero totale dei fusti ha⁻¹) nelle aree di intervento.

Figure 2. Relative share of the target species (% of the total number of trees ha⁻¹) in intervention areas.

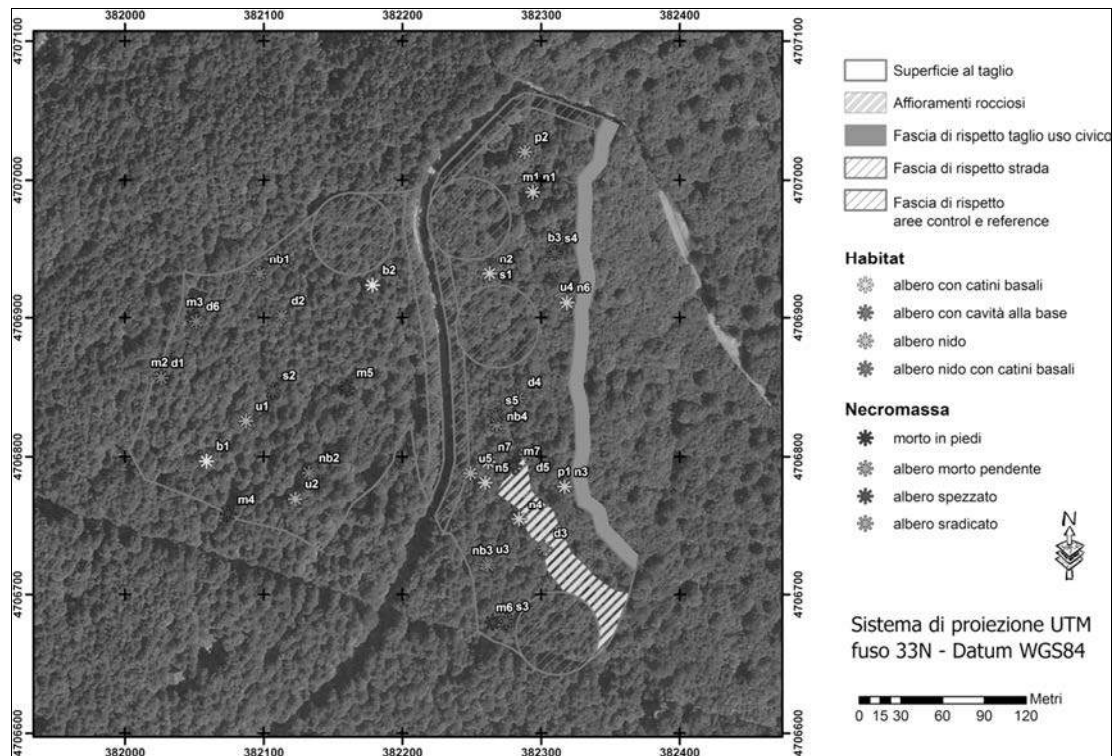


Figura 3. Area di intervento in loc. Prati di Tivo (PNGMSL): posizione degli alberi habitat e degli alberi selezionati per creare nuova necromassa.

Figure 3. Area of intervention in Prati di Tivo (PNGMSL): position of the habitats trees and of the trees selected to create new deadwood.

SUMMARY

LIFE+ FAGUS project: testing silvicultural approach to coniugate use and biodiversity conservation in Apennine beech forests

The traditional management of the Apennine beech forests has historically led to a simplification of the stands, with negative effects on biodiversity. The National Parks are ideal areas to test silvicultural actions aimed at increasing structural heterogeneity and composition, while supporting the establishment of a suitable benefit-sharing mechanism. In this context, the ongoing EU funded project LIFE+ FAGUS has tested silvicultural treatments in Natura 2000 beech habitats 9210* and 9220* in the National Park of Cilento and Vallo di Diano and Alburni and in the National Park of Gran Sasso and Monti della Laga with the aim of: enhancing the structural heterogeneity of beech stands; increasing the presence of target forest trees; creating deadwood and microhabitats for focus *taxa*; ensuring a sustainable forest use by the forest owners and the establishment of a benefit-sharing mechanism with local communities.

Overall, silvicultural actions consist of: removal of about 10-20% of the current growing stock by selective cutting of individual trees or groups of trees and opening of canopy gaps with different shape and size; release of about 10% of the volume removed as deadwood; conversion of 3-4 stems ha⁻¹ into deadwood and creation of 3-4 habitat trees ha⁻¹ to foster the increase of lichens,

coleoptera, saproxylic *fungi* and birds. The achievement of the conservation targets is assessed comparing beech stands structure and composition and *multi-taxa* biodiversity before and after the silvicultural interventions on 33 sample plots established in the two National Parks.

BIBLIOGRAFIA

- Bianchi L., Bottacci A., Calamini G., Maltoni A., Mariotti B., Quilghini G., Salbitano F., Tani A., Zoccola A., Paci M., 2011 – *Structure and dynamics of a beech forest in a fully protected area in the northern Apennines (Sasso Fratino, Italy)*. iForest, Biogeosciences and Forestry, 4: 136-144.
<http://dx.doi.org/103832/ifor0564-004>
- Bottalico F., Brundu P., Ciancio O., Nocentini S., Puletti N., Travaglini D., 2010 – *Il “bosco di Baldo”: taglio a scelta colturale in una faggeta dell'Appennino Tosco-Emiliano*. Forest@, 7: 58-72.
<http://dx.doi.org/10.3832/efor0617-007>
- Burrascano S., Keeton W.S., Sabatini F.M., Blasi C., 2013 – *Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: a global review*. Forest Ecology and Management, 291: 458-479. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020>
- Cavalli R., Mason F., 2003 – *Tecniche di ripristino del legno morto per la conservazione delle faune saproxiliche. Il progetto LIFE Natura NAT/IT/99/6245 di «Bosco della Fontana» (Mantova, Italia)*. Gianluigi Arcari Editore, Mantova.

- Ciancio O., Corona P., Lamonaca A., Portoghesi L., Travaglini D., 2006 – *From coppicing to continuous cover forestry: a case study in Central Italy*. Forest Ecology and Management, 224: 235-240.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.045>
- Ciancio O., Iovino F., Menguzzato G., Nicolaci A., 2008 – *Struttura e trattamento di alcune faggete dell'Appennino Meridionale*. L'Italia Forestale e Montana, 6: 465-481.
<http://dx.doi.org/10.4129/IFM.2008.6.01>
- Coppini M., Hermanin L., 2007 – *Restoration of selective beech coppices: a case study in the Apennines (Italy)*. Forest Ecology and Management, 249: 18-27.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.035>
- Gasparini P., Tabacchi G. (Eds.), 2011 – *L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio INFC 2005. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale - Corpo Forestale dello Stato. CRA - Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione forestale. Edagricole, Il Sole 24 Ore, Bologna, pp. 653.
- Hunter M.L., 1990 – *Wildlife, forests and forestry: principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Iovino F., Marziliano P.A., Menguzzato G., Nicolaci A., 2010 – *Strutture delle faggete vetuste del Cilento e del Pollino*. L'Italia Forestale e Montana, 65 (6): 657-678. <http://dx.doi.org/10.4129/IFM.2010.6.01>
- Iovino F., Menguzzato G., 1993 – *L'abete bianco sull'Appennino lucano*. Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali, 52: 186-213.
- Keeton W.S., 2006 – *Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests*. Forest Ecology and Management, 235: 129-142.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.005>
- Motta R., Garbarino M., Berretti R., Bjelanovic I., Borgogno Mondino E., Ćurović M., Keren S., Meloni F., Nosenzo A., 2014 – *Structure, spatio-temporal dynamics and disturbance regime of the mixed beech-silver fir-Norway spruce old-growth forest of Biogradska Gora (Montenegro)*. Plant Biosystems, 2014: 1-10.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2014.945978>
- Nagel T.A., Svoboda M., Rugani T., Diaci J., 2010 – *Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth Fagus-Abies forest of Bosnia-Herzegovina*. Plant Ecology, 208: 307-318.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-009-9707-z>
- Nocentini S., 2009 – *Structure and management of beech (Fagus sylvatica L.) forests in Italy*. iForest - Biogeosciences and Forestry, 2: 105-113.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-009-9707-z>
- Sabatini F.M., Barbati A., Burrascano S., Cimini D., De Paulis S., Di Santo D., Giularelli D., Portoghesi L., Quatrini V., Mattioli W., 2014 – *Il Progetto LIFE+ Fagus. Buone pratiche per coniugare uso e sostenibilità nelle faggete appenniniche*. Sherwood, 204: 5-8.
- Tabacchi G., Di Cosmo L., Gasparini P., Morelli S., 2011 – *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea*. Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale, Trento.

VINCOLI SUI TERRITORI FORESTALI: PUNTUALIZZARE E RENDERE COERENTI GLI OBIETTIVI DI TUTELA, UNIFICARE I PROCEDIMENTI DI VALUTAZIONE

Claudio Ottaviani¹

¹Consiglio dell'Ordine Nazionale dei Dottori Agronomi e dei Dottori Forestali, Roma;
claudio.ottaviani@alice.it

Le foreste sono sottoposte a una pluralità di vincoli e di norme per la tutela di pubblici interessi tra cui il paesaggio, l'assetto idrogeologico, la biodiversità, gli habitat naturali e seminaturali e il rischio d'incendio. Norme e competenze si stratificano sul medesimo territorio senza determinare un effettivo e coerente miglioramento dei livelli di tutela. I vincoli imposti *ex lege*, come il vincolo paesaggistico e, in alcune Regioni, anche quello idrogeologico, derivano da un procedimento a priori, dogmatico, non basato sull'analisi delle effettive esigenze di tutela del bosco e del territorio. Un esempio di evidente contrasto tra diversi obiettivi di tutela si ha nel caso della salvaguardia degli habitat delle "aree aperte", la cui scomparsa e il mancato ripristino sono stati favoriti anche dall'indiscriminata tutela delle neoformazioni forestali in esse insediate. La carenza di un quadro univoco e puntuale degli obiettivi di tutela e la stratificazione di norme e competenze è di grave ostacolo per una razionale attività selvicolturale e per lo sviluppo di filiere e di sistemi d'impresa in grado di valorizzare le risorse forestali disponibili. La pianificazione comprensoriale, sul modello dei piani forestali di indirizzo territoriale, può rappresentare una soluzione ma solo a condizione che ad essi sia demandata l'individuazione degli ambiti di applicazione dei vincoli, delle norme di tutela, degli interventi consentiti e dei criteri di attuazione. Inoltre, la pianificazione comprensoriale forestale dovrebbe essere a pieno titolo uno strumento della pianificazione territoriale, andando a costituire un "piano particolareggiato d'area" della pianificazione urbanistica e paesaggistica.

Parole chiave: vincoli, tutela, pianificazione.

Keywords: constraints, protection, planning.

1. Introduzione

Secondo un rapporto del Corpo Forestale dello Stato ("*Primo rapporto sullo stato del paesaggio alimentare italiano*" - novembre 2012) 6.631 Comuni, pari all'82% dei Comuni italiani, e quasi il 10% della superficie territoriale, ricadono in aree ad elevato rischio idrogeologico. I recenti, diffusi e ricorrenti eventi di calamità idrogeologica e idraulica evidenziano non solo come tale stima sia attendibile ma anche che la situazione potrebbe aggravarsi per i sempre più marcati effetti sul regime pluviometrico dei cambiamenti climatici in atto.

Le cause di questa situazione sono molteplici e legate ad un complesso di fattori naturali e antropici che afferiscono all'assetto geomorfologico, strutturale e di gestione del territorio. In questo contesto vi è sempre maggiore consapevolezza come gravi responsabilità debbano attribuirsi a un non corretto governo del territorio. Interventi pianificati e abusivi hanno contribuito a uno sviluppo irrazionale delle aree urbanizzate, al consumo di suolo e all'abbandono o alla cattiva gestione del territorio rurale. Sono così crescenti le istanze e le effettive esigenze di un'urgente revisione delle politiche territoriali, affinché da un lato si riqualifichino e si mettano in sicurezza le aree urbanizzate e, dall'altro, si

metta fine al consumo di suolo e si adottino misure per il riassetto, il presidio e la corretta gestione attiva del territorio rurale, in particolare delle aree collinari e montane.

La corretta gestione delle aree rurali ha anche altri obiettivi oltre a quello della tutela idrogeologica, tra cui in particolare il recupero di assetti paesaggistici e il recupero e mantenimento di habitat sostenuti dall'attività agro-silvo-pastorale.

In questo ambito, particolare importanza assume la gestione delle aree forestali, sia per i rapporti e le compatibilità con altre componenti territoriali, sia per l'importanza delle scelte attuate nell'ambito della gestione selvicolturale, che deve concorrere al raggiungimento di obiettivi di tutela ma anche di valorizzazione economica, fermo restando l'assioma della sua "*sostenibilità*". Infatti, senza porre le condizioni per una valorizzazione economica delle risorse forestali gli obiettivi di "*gestione attiva*" e di "*presidio del territorio*" potranno difficilmente essere raggiunti. Solo adeguate politiche strutturali e di sostegno alle filiere produttive forestali possono determinare le condizioni per lo sviluppo di una imprenditoria qualificata, posta a presidio di quei territori che possano garantire prospettive di stabile occupazione e reddito ed in cui

sarebbero così sostenibili razionali e diffuse forme di gestione selvicolturale.

Tali politiche devono svilupparsi con una sostanziale revisione e semplificazione dell'attuale quadro normativo che finalizzi in modo puntuale le azioni di tutela e le raccordi coerentemente con gli strumenti di incentivazione economica, individuando chiaramente strumenti, competenze e termini di conclusione dei procedimenti di valutazione e di intervento pubblico, senza far gravare sulla proprietà forestale e sugli operatori economici costi e ritardi dovuti a complessità, settorialità e inefficienza della Pubblica Amministrazione.

Se analizziamo la situazione esistente possiamo invece facilmente riscontrare che l'attuale quadro istituzionale e normativo pone severi ostacoli allo sviluppo di politiche di razionale gestione attiva, senza peraltro ottenere un efficace e coerente regime di tutela. Una pluralità di vincoli e di norme è prevista da leggi statali e regionali, da regolamenti e da altri strumenti di attuazione; essi agiscono direttamente o indirettamente sulle aree forestali, spesso sovrapponendosi sulla medesima area in modo non coordinato, contraddittorio e spesso anche inefficace rispetto agli obiettivi dichiarati di tutela del paesaggio, dell'assetto idrogeologico, della biodiversità, degli ecosistemi, di habitat naturali e seminaturali e di prevenzione del rischio d'incendio.

2. Il regime giuridico dei boschi: aspetti generali

Storicamente e nel nostro attuale ordinamento giuridico i terreni boscati sono beni sottoposti a uno speciale regime "controllato" della proprietà fondiaria.

Il proprietario e i titolari di altri diritti reali possono disporre del bene "bosco" nei limiti e con le modalità stabiliti dalla legge a tutela delle funzioni di pubblico interesse a esso riconosciute. Particolari limiti e modalità d'uso sono stabiliti, anche con finalità economiche e patrimoniali, per i boschi di proprietà pubblica, o che siano stati realizzati o migliorati con finanziamento pubblico. Di seguito non esamineremo, per brevità, il particolare regime di tutela imposto su queste ultime categorie ma solo i vincoli e le norme di tutela che riguardano tutti i terreni boscati. I vincoli e le norme di tutela riguardano sia la conservazione della destinazione d'uso del bene fondiario sia le forme di utilizzazione dei soprassuoli forestali. Tali vincoli e norme possono essere applicati in forma indiretta, cioè per i rapporti funzionali tra il bosco e il territorio in ragione dei vincoli imposti su quest'ultimo, oppure in forma diretta, cioè per funzioni proprie del bosco, indipendentemente dal territorio in cui esso è collocato. L'imposizione dei vincoli può essere attuata con atti amministrativi, che individuano le aree o i beni sottoposti a vincoli in base a disposizioni di legge e regolamentari che definiscono il pubblico interesse tutelato, i principi per l'individuazione dei beni da sottoporre a vincolo e le relative procedure amministrative. I vincoli possono essere imposti anche per legge (*ex-lege*), quando la legge stessa oltre a definire il pubblico interesse tutelato individua direttamente le aree o i beni assoggettati al vincolo, senza che siano necessari successivi atti per l'individuazione degli stessi.

3. L'evoluzione del quadro normativo

Fino al 1984 la tutela riguardava, in modo indiretto, solo i boschi compresi in aree delimitate da specifici perimetri e sottoposte a vincoli imposti dallo Stato. Erano tutelati i terreni boscati compresi all'interno delle zone sottoposte a vincolo idrogeologico ai sensi del R.D.L. 30 dicembre 1923, n. 3267, "Riordinamento e riforma della legislazione in materia di boschi e di terreni montani" e del Regolamento approvato con R.D. 16 maggio 1926, n. 1126. Anche le norme della Legge 29 giugno 1939, n. 1497, "Protezione delle bellezze naturali" agivano in modo indiretto sui boschi ricadenti nelle località individuate e perimetrate per la bellezza panoramica (art. 1 - c.4), o per la bellezza naturale o la singolarità geologica (art. 1 - c.1), ma interessando estensioni territoriali assai più limitate.

Dopo il 1984 si registra un ampliamento degli obiettivi di tutela, in relazione ai quali nuovi vincoli e norme di tutela, diretta o indiretta, si aggiungono a quelli fino ad allora vigenti sui boschi. La più importante azione normativa sui boschi si registra con l'imposizione per legge del vincolo paesaggistico su tutti i boschi con la Legge 8 agosto 1985, n. 431, confermata successivamente dal Decreto Legislativo 29 ottobre 1999, n. 490, e dal Decreto Legislativo 22 gennaio 2004, n. 42, "Codice dei beni culturali e del paesaggio, ai sensi dell'articolo 10 della legge 6 luglio 2002, n. 137". Il vincolo è imposto inizialmente solo con una definizione sintetica dei beni ad esso soggetti: "i territori coperti da foreste e da boschi, ancorché percorsi o danneggiati dal fuoco, e quelli sottoposti a vincolo di rimboschimento". Tale definizione è stata poi integrata dal D.Lgs. n. 42 del 2014 con un riferimento: "...come definiti dall'articolo 2, commi 2 e 6, del decreto legislativo 18 maggio 2001, n. 227" leggendo così l'individuazione dei beni vincolati alle definizioni di bosco e ai parametri dimensionali e vegetazionali indicati nel Decreto Legislativo 18 maggio 2001, n. 227. Con la normativa richiamata è stata prevista anche la redazione dei "piani paesistici o di piani urbanistico-territoriali con specifica considerazione dei valori paesistici ed ambientali", oggi definita "pianificazione paesaggistica" e disciplinata dall'art. 143 del citato D.Lgs. n. 42 del 2004. Tale pianificazione può dettare per i boschi "...prescrizioni d'uso intese ad assicurare la conservazione dei caratteri distintivi di dette aree e, compatibilmente con essi, la valorizzazione".

Si è così aperta la strada per una possibile regolamentazione nella pianificazione urbanistica e paesaggistica della destinazione d'uso dei terreni forestali ma anche delle forme di utilizzazione dei boschi, cioè dell'attività selvicolturale. A questa ipotesi, comunque reale e già adottata in alcuni contesti, si frappone tuttavia la previsione di legge che consente nei boschi "il taglio colturale... previsto ed autorizzato in base alle norme vigenti in materia", come indicato nella legge n.431 del 1985 ed ora confermato nell'art. 149, comma 1 lettera c) del D.Lgs. 42/2004. Anche in questo caso il termine "taglio colturale" ha trovato un'univoca interpretazione solo con l'emanazione del D.Lgs. 227 del 2001 che all'articolo 6 ne contiene la definizione.

Norme di tutela indiretta vengono poi imposte sui boschi compresi nelle aree protette a seguito dell'approvazione della Legge 6 dicembre 1991, n. 394, "Legge quadro sulle aree protette", in particolare con le norme previste per i Regolamenti dei Parchi e delle Riserve naturali statali, che disciplinano anche lo svolgimento delle attività selvicolturali (articolo 11 comma 2 - lettera b), nonché danno la possibilità, tramite il preventivo "nulla osta" per l'esecuzione di tutti gli interventi, di introdurre specifiche e ulteriori norme in sede di autorizzazione dei tagli boschivi. A tale legge sono seguite leggi regionali che hanno disciplinato l'istituzione e la regolamentazione di Parchi e riserve regionali o provinciali, prevedendo anch'esse, in tale ambito, norme che incidono sulla conservazione del bosco e sulle attività selvicolturali.

Altre norme di tutela che agiscono indirettamente sui boschi sono quelle emanate in attuazione della Direttiva 92/43/CEE "Habitat", relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche, e della Direttiva 79/409/CEE "Uccelli", concernente la conservazione degli uccelli selvatici. In particolare, in base alle norme nazionali di recepimento di tali direttive, di cui al D.P.R. 8 settembre 1997, n.357, modificato dal D.P.R. 12 marzo 2003, n. 120, e alle discipline derivanti da leggi regionali sono state individuate aree oggetto di protezione, costituendo la rete "Natura 2000" (p(SIC), SIR, ZPS). In queste ultime aree l'attività selvicolturale può trovare limitazioni e apposite discipline in relazione agli specifici obiettivi di conservazione di habitat o di specie di flora o di fauna selvatica.

Con la legge 21 novembre 2000, n. 353 "Legge-quadro in materia di incendi boschivi", si dettano norme di principio per la legislazione regionale in questa materia, fissando il principio della pianificazione regionale e individuando tra le misure di prevenzione degli incendi boschivi anche gli "interventi colturali idonei volti a migliorare l'assetto vegetazionale degli ambienti naturali e forestali", indicando cioè l'esigenza che le norme regionali orientino l'attività selvicolturale e la gestione delle altre aree naturali verso assetti destinati a prevenire lo sviluppo e a ridurre la propagazione degli incendi.

Con il Decreto Legislativo 18 maggio 2001, n. 227, "Orientamento e modernizzazione del settore forestale, a norma dell'articolo 7 della legge 5 marzo 2001, n. 57" si introduce anzitutto la "definizione di bosco", demandando tale definizione alle Regioni (art.2 comma 2 e comma 3) e introducendo una definizione di salvaguardia (art.2 comma 6) che nelle intenzioni del legislatore doveva avere vigore "Nelle more dell'emanazione delle norme regionali ..." e comunque "...ove non diversamente già definito dalle regioni stesse...".

L'interpretazione giurisprudenziale di queste norme da parte della Cassazione penale ha determinato un orientamento e un esito diverso da quello voluto dal legislatore, essendo stata sollevata un'eccezione di costituzionalità a seguito del riparto di competenze tra Stato e Regioni definito dall'art.117 della Costituzione, come modificato dalla Legge Costituzionale 18 ottobre 2001, n. 3, "Modifiche al titolo V della parte seconda

della Costituzione". In sostanza, la corrente interpretazione giurisprudenziale delle norme dell'art. 2 del D.Lgs.n.227 del 2001 ha portato a considerare il disposto del comma 6 come "definizione di bosco" ai fini delle materie di competenza dello Stato mentre le definizioni regionali adottate ai sensi del comma 2 sono state ritenute valide solo ai fini delle materie di competenza regionale.

Questa situazione ha avuto conseguenze sull'individuazione dei boschi sottoposti *ex-lege* a vincolo paesaggistico ai sensi dell'art. 142, comma 1, lettera g), del D.Lgs. n. 42/2004 che attualmente devono identificarsi con quelli corrispondenti alla definizione di bosco dettata dall'art. 2 comma 6 del D.Lgs. n.227 del 2001.

In tal senso hanno notevole rilevanza le modifiche introdotte al suddetto art. 2, comma 6 del D.Lgs. n.227 del 2001, con il Decreto Legge 9 febbraio 2012, n. 5, convertito con modificazioni dalla Legge 4 aprile 2012, n. 35. Con tali modifiche sono state escluse dalla "definizione di bosco", ai fini delle materie di competenza statale, le seguenti aree: le formazioni forestali di origine artificiale realizzate su terreni agricoli a seguito dell'adesione a misure agro ambientali promosse nell'ambito delle politiche di sviluppo rurale dell'Unione europea una volta scaduti i relativi vincoli; i terrazzamenti; i paesaggi agrari e pastorali di interesse storico coinvolti da processi di forestazione, naturale o artificiale, oggetto di recupero a fini produttivi.

La definizione di "taglio colturale" dettata dal comma 4 dell'art. 6 del D.Lgs. 227 del 2001 ha conservato invece piena validità in riferimento all'esclusione dal regime di autorizzazione ai fini del vincolo paesaggistico, di cui all'art. 149 comma 1 lettera c) del D.Lgs. n.42 del 2004. Sarebbe tuttavia riduttiva la lettura delle disposizioni del D.Lgs. 227 del 2001 solo in chiave di interpretazione e attuazione delle norme del D.Lgs. n. 42 del 2004.

Gli obiettivi di tale provvedimento sono ben più ampi e finalizzati alla valorizzazione della selvicoltura quale elemento fondamentale per lo sviluppo socio-economico e per la salvaguardia ambientale del territorio.

Il Decreto sancisce inoltre il rispetto degli impegni assunti a livello internazionale e comunitario dall'Italia in materia di biodiversità e sviluppo sostenibile con particolare riferimento a quanto previsto dalle Risoluzioni delle Conferenze interministeriali sulla protezione delle foreste in Europa di Strasburgo, Helsinki e Lisbona.

Così il complesso delle norme del Decreto costituisce una nuova e più ampia normativa rivolta in modo diretto a tutti i boschi, anche non soggetti ai vincoli finora citati, composta in parte da norme di immediata efficacia e in parte da direttive per le normative regionali, tali da poter essere considerate un vero e proprio "vincolo forestale". L'articolo 4 indica il principio generale di divieto di trasformazione di tutti i boschi, ponendo come unica eccezione solo i casi autorizzati dalle regioni in conformità alle norme di cui all'articolo 151 del decreto legislativo 29 ottobre 1999, n. 490, ora sostituito dall'art.146 del D.lgs. n. 42 del 2004, ma "compatibilmente con la conservazione della biodiversità, con la stabilità dei terreni, con il regime delle acque, con la

difesa dalle valanghe e dalla caduta dei massi, con la tutela del paesaggio, con l'azione frangivento e di igiene ambientale locale".

Si configura così, di fatto, una valutazione integrata dei diversi interessi pubblici connessi alla conservazione del bosco, principio questo che non appare al momento perfettamente recepito dalle regioni, almeno in termini di integrazione o di coordinamento dei procedimenti amministrativi necessari a rendere conformi alla norma nazionale le autorizzazioni rilasciate per la trasformazione dei boschi.

Peraltro, molte regioni hanno adeguato le proprie leggi o regolamenti in materia forestale uniformando la disciplina delle attività selvicolturali alle disposizioni dell'art. 6 del D.Lgs. 227 del 2001, il cui rispetto è posto come condizione per la configurabilità del taglio boschivo come *"taglio colturale"*.

4. Criticità nella normativa statale e regionale

4.1 Individuazione delle aree soggette a vincoli e norme di tutela

L'individuazione delle aree forestali soggette a vincoli e a specifiche discipline è attuata con tre diverse modalità, cioè con l'individuazione di precisi confini cartografici e descrittivi delle aree vincolate, oppure con la definizione sintetica dei beni soggetti o esclusi dal vincolo (ad esempio *"i boschi"*, *"i pascoli"*, *"i terrazzamenti"*, *"i paesaggi storici"*), o anche con l'individuazione di parametri dimensionali e fisionomici che definiscono le caratteristiche dell'area. Attualmente tutte e tre le casistiche riportate non consentono l'individuazione certa delle aree forestali sottoposte o escluse dai vincoli.

Di conseguenza, sono frequenti i casi di contenzioso e l'applicazione delle norme di legge deve spesso conformarsi all'interpretazione giurisprudenziale che ne scaturisce in sede penale e amministrativa.

Il primo caso si riferisce alle aree territoriali sottoposte a vincolo paesaggistico e soprattutto a vincolo idrogeologico in base al R.D.L. 30.12.1923, n.3267, in cui sono ben delimitati cartograficamente e in modo descrittivo i confini delle aree vincolate.

Tuttavia all'interno delle stesse aree non sono distinte le principali unità culturali considerate dalla stessa normativa, cioè boschi, terreni saldi e terreni a periodica lavorazione. Le definizioni sintetiche sono oggetto di frequenti contenziosi e si traducono in genere in definizioni giurisprudenziali per la soggettività e le diverse interpretazioni dei termini utilizzati.

Nel caso della definizione tramite parametri fisici o fisionomici la sussistenza del vincolo non è determinabile tramite confini cartografici ma solo con un rilevamento istantaneo sul terreno della presenza della formazione forestale avente i parametri indicati dalla legge, essendo questi ultimi in continua variazione per il dinamismo di insediamento, sviluppo ed evoluzione della vegetazione. In tale ipotesi l'incertezza dei confini delle aree vincolate è inoltre dovuta anche all'interpretazione soggettiva del tecnico rilevatore, non essendo determinati metodi di rilevamento idonei ad ogni casistica riscontrabile sul terreno.

4.2 Incoerenza e contraddittorietà dei vincoli e delle norme

Appaiono criticabili anzitutto i vincoli imposti per legge, la cui adozione potrebbe ritenersi idonea semmai solo come strumento di salvaguardia in attesa di una più attenta verifica e selezione dei beni meritevoli di protezione.

Infatti, tali vincoli derivano da un procedimento a priori, dogmatico, non basato sull'analisi delle effettive caratteristiche del bosco e dei suoi rapporti con il territorio ma su parametri dimensionali e fisionomici della vegetazione.

Tali parametri appaiono astratti e privi di ogni valutazione ecologica e sull'esigenza di tutela del pubblico interesse sotteso dalla normativa di riferimento.

Si determinano così azioni non coerenti con gli stessi obiettivi di tutela fissati dalla norma di origine o da altre norme che incidono sul medesimo territorio.

Ad esempio, l'attuale indiscriminata tutela paesaggistica di neoformazioni forestali aventi le caratteristiche fisionomiche fissate dalla legge con la *"definizione di bosco"* può essere in contrasto con gli stessi principi fondamentali dettati dall'art.131 del D.lgs. n. 42 del 2004 e dall'art.1 della *"Convenzione europea del paesaggio"*, nei casi in cui l'insediamento della vegetazione forestale avvenga in terreni la cui preesistente destinazione sia un elemento del paesaggio rurale rappresentativo dell'identità e dei valori culturali di un territorio e che, come tale, dovrebbe essere oggetto prioritario della medesima tutela.

Esempio di evidente incoerenza e di contrasto tra diversi obiettivi di tutela si ha nel caso in cui il territorio vincolato per legge a bosco sia al tempo stesso individuato come meritevole di protezione di un habitat non forestale, come nel caso degli habitat delle *"aree aperte"*, la cui scomparsa e il mancato ripristino sono stati favoriti anche dall'indiscriminata tutela delle neoformazioni forestali in esse insediate.

4.3 Competenze e procedimenti

L'attuale assetto istituzionale non favorisce una coerente e razionale azione pubblica.

Dopo la riforma attuata con la Legge Costituzionale 18 ottobre 2001, n. 3, l'art. 117 della Costituzione ha determinato una complessa e incerta ripartizione di competenze tra Stato e Regioni: la disciplina che incide sulle foreste è affidata a materie statali, a materie concorrenti e a materie di competenza regionale.

Gli organi della Pubblica Amministrazione, a tutti i livelli, manifestano spiccata settorialità e scarso coordinamento: competenze e norme si stratificano sul medesimo territorio senza un nesso logico, generando un caotico insieme di procedimenti amministrativi e dettando disposizioni talora non coordinate se non addirittura contrastanti.

Così, senza determinare un effettivo e coerente miglioramento dei livelli di tutela, sono scoraggiate le già scarse iniziative di razionale gestione attiva dei boschi e del territorio rurale, anche per il carente raccordo tra obiettivi di tutela e incentivi pubblici a favore della gestione selvicolturale.

Inoltre l'imperfetta formulazione delle norme comporta spesso che la definizione dei contenuti e delle modalità di applicazione delle stesse sia affidata alle interpretazioni giurisprudenziali determinate a seguito di contenziosi in sede penale e amministrativa.

5. La pianificazione forestale

La pianificazione forestale può consentire di condurre un puntuale e razionale processo di analisi dei rapporti funzionali tra aree forestali e territorio, di valutazione integrata dei molteplici obiettivi di tutela e del coordinamento con le azioni pubbliche di sostegno alla valorizzazione delle risorse forestali. Con tale procedimento si potrebbe dare certezza giuridica e coerenza alle azioni di tutela e definire in modo univoco gli ambiti, le modalità e gli strumenti per l'utilizzo sostenibile delle risorse forestali. La pianificazione comprensoriale può rappresentare il livello adeguato per perseguire tali obiettivi, dando certezze riguardo all'entità e alla disponibilità delle risorse produttive, creando cioè i presupposti per le valutazioni economiche necessarie per lo sviluppo di filiere e di sistemi d'impresa. A tal fine è però necessario che si verifichino alcune condizioni. Anzitutto i preesistenti vincoli e le relative norme regolamentari dovrebbero assumere solo un valore di salvaguardia in attesa dell'adozione dei piani comprensoriali, cui dovrebbe essere demandata l'individuazione degli ambiti di applicazione dei vincoli, delle norme di tutela, degli interventi consentiti e dei relativi criteri di attuazione. Inoltre, la pianificazione comprensoriale forestale dovrebbe essere a pieno titolo uno strumento della pianificazione territoriale andando a costituire un "piano particolareggiato d'area" della pianificazione urbanistica e paesaggistica ed avere, come tale, valore di unico strumento di regolamentazione della gestione, dell'infrastrutturazione e della trasformazione delle aree forestali e a vocazione forestale ricadenti nel comprensorio pianificato. Verso tale modello di pianificazione sono già orientati i piani forestali di indirizzo territoriale adottati in alcune Regioni, alla cui effettiva esecutività è comunque di ostacolo la complessità dell'attuale quadro di competenze, norme e interpretazioni giurisprudenziali.

La pianificazione dovrebbe svolgersi in quattro fasi e riferirsi a comprensori di dimensioni inversamente proporzionali alle variabili da analizzare, come determinate dalle specifiche esigenze di tutela, dai vincoli sovraordinati e, soprattutto, dalle caratteristiche del territorio (diversificazione e frammentazione delle unità di paesaggio e degli habitat, condizioni idrogeologiche e idrauliche, rapporti tra aree rurali e urbanizzate, etc.). Una prima fase di analisi dovrebbe riguardare i rapporti funzionali tra il territorio e le aree forestali, determinando per queste ultime i confini delle aree vincolate e gli specifici obiettivi di tutela, nonché i confini delle aree di compatibilità e di incompatibilità rispetto ad altri vincoli od obiettivi di tutela (conservazione di altre unità di paesaggio/ habitat, prevenzione dei rischi d'incendio, idraulico, idrogeologico).

La seconda fase dovrebbe analizzare le diverse destinazioni e gli obiettivi di tutela e di produzione delle aree

forestali e a vocazione forestale, individuando le aree destinate o destinabili a fini esclusivamente produttivi (arboricoltura da legno o altre produzioni forestali), le aree non produttive per natura (es. arbusteti) o per destinazione (es. riserve integrali, boschi di protezione, boschi di particolare interesse storico), le aree multifunzionali, cioè in cui le attività selvicolturali sono condizionate da obiettivi di tutela di pubblici interessi. La terza fase dovrebbe determinare in modo univoco le norme tecniche per ciascuna delle suddette tipologie di area, comprese le norme riguardanti l'infrastrutturazione per funzioni proprie dell'area, e gli interventi ritenuti di interesse pubblico in relazione ai rischi d'incendio, idrogeologico e idraulico.

La quarta fase dovrebbe individuare gli interventi pubblici, in termini sia di finalizzazione degli incentivi economici sia di azioni prescrittive, anche forzose, sulla base fondiaria non gestita in linea con gli interessi pubblici individuati dal piano.

Naturalmente la competenza per i procedimenti amministrativi previsti dal piano e per il controllo sulle norme di attuazione dovrebbe essere affidata ad un unico soggetto istituzionale che abbia strutture e professionalità adeguate a gestire la materia forestale. s

Nell'ambito così delineato, i tradizionali piani di gestione forestale, di livello aziendale o consortile, dovrebbero assumere la veste di piani di dettaglio, in cui definire a livello esecutivo, in conformità al piano comprensoriale, sia gli interventi selvicolturali sia le opere di infrastrutturazione, al fine di consentire l'immediata esecuzione di tutte le attività sotto la direzione di un tecnico forestale abilitato.

SUMMARY

Constraints in forest lands: accurately defining and bringing consistence to the objectives of protection, unify the evaluation procedures

Forests are subject to a number of constraints and regulations for the protection of public interests, such as landscape, hydrogeological structure plan, biodiversity, natural and semi-natural habitats, and wild fire risk. Rules and competencies coexist in the same territory without producing a real and consistent improvement of protection levels. The constraints imposed by law, such as landscape restrictions and, in some regions, also geological constraint, arising from an administrative procedure based on preconceived, dogmatic ideas, which is not based upon real requirements of protection coming from forest features and territory.

An example of evident inconsistency applying to different objectives of protection can be observed in the case of habitat conservation of "open areas", whose disappearance and lack of reactivation have been enhanced also by indiscriminate protection of new forest formations which had settled on there. The absence of an unequivocal and accurate framework of protection objectives, as well as the concurrence of different rules and competencies, seriously hamper a rational silvicultural activity and the development of

supply chains and enterprises able to make the most of available forest resources. The district planning, on the pattern of forest plans of territory management, can be regarded as a solution, but only on condition that they be assigned to the identification of areas of application

of the constraints, the rules for protection and intervention allowed and implementation criteria. Secondly, forest district planning should be regarded as a full instrument of land-use planning, thus becoming an “area detailed plan” of urban and landscape planning.

PINETE COSTIERE E NECESSITÀ DI CONSERVAZIONE FORESTALE, FAUNISTICA E PAESAGGISTICA. IL TOMBOLO DI GROSSETO

Antonella Biagioni¹, Fausto Corsi², Francesco Pezzo³, Franco Tassi⁴

¹Gruppo Salviamo le Pinete

²GOM Gruppo Ornitologico Maremmano

³Museo di Storia Naturale della Maremma, Grosseto; pezzof@alice.it

⁴Centro Studi Ecologici Appenninici

Le pinete litoranee italiane negli ultimi decenni sono insidiate dalla pressione antropica, dalle attività turistiche e dai parassiti, ma anche da interventi forestali ad alto impatto ambientale; inadatti alla loro stabilità, alla rinnovazione naturale, alla conservazione della biodiversità e al profilo paesaggistico. La gestione e i progetti sulla Pineta del Tombolo di Grosseto ben rappresentano l'inadeguatezza di questo tipo di approccio forestale con interventi di alto impatto, come la soppressione del sottobosco e il taglio a raso, che riducono la complessità raggiunta nei secoli da una pineta archeofita (Gabbriellini, 1993), probabilmente indigena, e tendono ad un assetto boschivo completamente artificiale, coetaneo e geometrico, che non rappresenta le caratteristiche estetiche di grande pregio del paesaggio maremmano. Questo intervento ha lo scopo di mettere in rilievo il valore naturale e culturale di questa pineta analizzando nel dettaglio la sua origine, l'importanza del suo sottobosco, una sua peculiarità quale la presenza di orchidee selvatiche e le presenze faunistiche di rilievo. Sulla base di queste informazioni si suggerisce un nuovo approccio gestionale ispirato alla Silvicultura Sistemica (Ciancio 2002; 2011) e consoni ai principi della biologia della conservazione.

Parole chiave: pineta litoranea, biodiversità, rinnovazione naturale, selvicoltura sistemica.

Keywords: coastal pinewoods, biodiversity, natural regeneration, systemic silviculture.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ab-pin>

1. Introduzione

Le pinete litoranee di pino domestico rappresentano un bene naturalistico e ambientale di grande valore, e caratterizzano da sempre, in modo inconfondibile, il paesaggio italiano (e toscano) a livello estetico e emozionale (Bianchi *et al.*, 2005). Da alcuni anni si trovano però in grave pericolo di conservazione, per alcuni elementi di criticità quali la pressione turistica, che ne mette continuamente a repentaglio l'estensione e la conservazione, e per l'attacco di parassiti, primo fra tutti il *Leptoglossus occidentalis*, che ha compromesso la produzione del pinolo, riaffermando però nei fatti l'indiscutibile vocazione paesaggistica delle pinete costiere, e il *Matsucoccus feytaudi* che attacca la fascia più vicina al mare, coperta da pino marittimo *Pinus pinaster*. C'è però un'altra causa di criticità, più importante e complessa che, sul breve periodo, mina la stabilità delle pinete, e cioè la tendenza ad applicare pratiche silvicolture ad alto impatto, spesso devastanti per l'ecosistema, retaggio di una cultura forestale ormai superata, che vede la pineta come una coltura da reddito, senza alcuna attenzione per la conservazione. Portiamo l'esempio della Pineta del Tombolo grossetano, parte di una fascia boscata quasi ininterrotta che va dalle foci del Magra a quella del Fiora per una superficie di oltre 13.000 ettari. Questa pineta, a preva-

lenza di Pino domestico (*Pinus pinea* L.) si estende, ben conservata, tra Castiglione della Pescaia e la foce del fiume Ombrone, parallelamente ad un tratto di costa di circa 14 Km. La superficie, di oltre mille ettari, raggiunge la sua massima estensione proprio nel comune di Grosseto. Si trova in gran parte su dune fossili¹ e si estende esattamente tra il Parco Regionale della Maremma (che comprende la Pineta Granducale di Alberese) e la Riserva della Diaccia Botrona, Sito di Interesse Comunitario (SIC) e Regionale (SIR), Zona di Protezione Speciale (ZPS), nella quale rientra in buona parte (374 ha) per la sua ricchezza e varietà di habitat ben conservati (Fig. 1). Si comprende quindi il potenziale di biodiversità di questa pineta monumentale, con le sue piante secolari, le radure, il fitto sottobosco, la continuità con le zone umide retrostanti (Palude della Diaccia Botrona, Padule della Trappola e foci di fiumi e canali) e il sistema di dune mobili embrionali mediterranee; ambiente di grande pregio con vegetazione psammofila, al quale è collegata attraverso un cordone di costa sabbiosa con vegetazione pioniera e gineprei in discreto stato di

¹ Rientra come habitat prioritario nella Direttiva 92/43/CEE - Allegato I - "Dune con formazioni arboree a dominanza di *Pinus pinea* e/o *P. pinaster*", relativa alla "Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche").

conservazione. Questi habitat naturali favoriscono la presenza e il transito di molte specie importanti, minacciate a livello locale e non.

2. Indizi di indigenato e testimonianze storiche della Pineta del Tombolo

Studi approfonditi indicano come “probabile” l’indigenato del pino domestico in Toscana e “certa” la sua presenza da tempi remoti (Gabbrielli, 1993, Arrigoni, 2011). Arrigoni e Viegì (2011), riguardo alla presenza del *Pinus pinea* in Maremma, affermano testualmente “L’indigenato in Italia e in Toscana è incerto, anche se esistono documenti palinologici e storici che fanno pensare all’esistenza della specie allo stato spontaneo nel passato sulle coste maremmane” e concludono ritenendola “indigena o archeofita. Probabilmente presente in passato sui litorali tirrenici”. Corti (1969), ritiene plausibile l’ipotesi dell’indigenato del pino domestico in Italia.

Le aree di sicuro indigenato risultano difficilmente definibili in quanto il pino è coltivato da tempo immemorabile. Zodda (1902,1905) considera il pino domestico autoctono nel Messinese, nei Monti Peloritani tra 50 e 400 m d’altitudine. Pavari (1955), Arrigoni (1967) e Mossa (1990) segnalano la presenza di tali popolamenti spontanei rispettivamente in Sicilia, sui Monti Peloritani, e in Sardegna. L’introduzione della specie in Italia viene fatta risalire all’introduzione del culto di Cibele nel 200 a. C. e alla presenza degli arsenali marittimi romani, dove veniva impiegato, per le ottime caratteristiche del legno, nella costruzione delle navi; ma è possibile che l’introduzione risalga addirittura agli Etruschi (Giacomini, 1968).

Relativamente all’origine delle pinete litoranee toscane Gabbrielli (1993) compie un’attenta indagine e individua nel tratto di costa da Pian d’Alma ad Orbetello, del quale fa parte la Pineta del Tombolo grossetano, le pinete di più antica origine in assoluto. Una delle fonti scritte che ne attesta presenza, ricchezza e bellezza è il primo statuto della Dogana dei Paschi di Siena, redatto nel 1419 (pubblicato da Imberciadori nel 1980) che recita: “considerato che il tombolo pare un giardino, niuna persona possa in esso tombolo tagliare altro legname senza licenza, ma possino tagliare in quel di Montiano e di Montorgiali”. Il geografo, storico e naturalista Repetti, nel suo famoso dizionario (1833-1846), nell’articolo dedicato a Castiglion della Pescaia, accenna che la Pineta delle Rocche “esisteva già in epoca romana”, mentre nella carta disegnata dall’ingegnere militare Gerolamo Bellarmato nel 1536 è riportata la simbologia del pino domestico sul Tombolo di Castiglione. In una relazione “sulle cose di Castiglione della Pescaia” di Leonardo Accolti (1616) si parla di una spiaggia fra l’abitato e la Torre delle Rocchette “la quale per la lunghezza di 6 miglia è una bellissima pineta domestica fruttifera che per larghezza ha, dove più dove meno, sino a un miglio circa” (Gabbrielli, 1993).

Quindi una pineta di circa 1000 ettari dove oggi sono meno di 300. Ma la descrizione più accurata si deve a Leonardo Ximenes che nel 1767 accompagnò il

Granduca Pietro Leopoldo in visita alla Maremma: “la pineta che costeggia il lido del mare più da vicino, è per metà selvatica e per metà domestica. L’altra parte, verso il lago, chiamasi dei laschi, ed è composta di querce, olmi sughere, ornielli ed altre piante” (Gabbrielli, 1993). Sempre secondo Gabbrielli (1993) “nel 1784 tutto il bosco del Tombolo compresa la pineta, fu diviso in trenta lotti, fu alienato a privati, non senza aver prima tagliato tutto il legname utile all’Arsenale di Livorno. Il bosco del tombolo aveva allora una estensione di circa 890 moggia, cioè quasi 2700 ettari”, cioè una estensione oltre il doppio di quella attuale.

Alcuni autori (Gatteschi, 1984) ritengono la pineta originata dai rimboschimenti lorenese avvenuti negli anni 1840-1860, ma quei rimboschimenti collegati ad interventi di bonifica idraulica riguardarono esclusivamente la zona di Alberese e Bocca d’Ombrone (Parco della Maremma), conosciuta oggi come Pineta Granducale, fino alla zona dell’attuale Principina Mare, mentre non furono fatti interventi di rimboschimento tra Marina di Grosseto e Castiglione della Pescaia.

Un momento chiave nella storia della Pineta del Tombolo è stato, come suddetto, nel 1784, quando tutto il tombolo fu diviso in 30 lotti ed alienato a privati. Di quell’evento abbiamo un testimone d’eccezione nel professore dell’Università di Pisa Giorgio Santi, (Santi, 1860) che visitò e descrisse la pineta prima e dopo i tagli. Il Santi, che era stato impressionato dalla bellezza e maestosità della Pineta del Tombolo, rimase desolato dalla successiva visita: tutte le grandi piante erano state abbattute e vendute all’arsenale di Livorno e Genova, visto che i grandi tronchi collonari dei pini domestici erano molto apprezzati dai cantieri navali; molti tratti erano stati tagliati per ricavarne legname e carbone, parti periferiche (lato terra) erano state disboscate, diciocche e messe a coltura.

La pineta risultava degradata, sminuita nella sua maestosità, ridotta d’estensione, ma non distrutta, e soprattutto vicino al mare rimaneva pressoché intatta.

La presenza della pineta del Tombolo è attestata anche da una carta catastale del 1822 (autori vari 1992) che ne conferma l’esistenza 40 anni dopo i tagli e 20 anni prima dei presunti rimboschimenti, citati da alcuni autori.

3. Sottobosco componente utile per la rinnovazione, il suolo, la biodiversità

In questa pineta naturalizzata i pini sono consociati a querce caducifoglie (*Quercus pubescens*) e sempreverdi (*Quercus suber* e *Quercus ilex*), con una notevole presenza di macchia bassa di sclerofille sempreverdi con prevalenza di *Phyllirea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus alaternus*, *Myrtus communis*, *Rosmarinus officinalis*, *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa*, *Erica multiflora*, *Arbutus unedo* oltre a diffusi *Cistus incanus* e *Cistus salvifolius*.

Ne deriva una formazione forestale mista, stratificata, irregolare, che ha trovato un suo equilibrio, dando vita ad un ambiente multiforme, a profilo discontinuo, comunemente apprezzato per il suo alto valore paesaggistico.

Il valore dello strato arbustivo è molteplice: migliora la qualità del terreno di tendenza sabbioso, con il deposito della lettiera (Mancini, 1956), favorendo la presenza e l'attività di organismi decompositori che degradano le foglie cadute, offrendo ai pini un substrato ricco. Ombreggia il suolo, permettendo alle giovani piantine di pino attecchite naturalmente di non soffrire danni al colpetto per eccessivo riscaldamento (Ciancio, 1993), protegge la rinnovazione dal calpestio. Molte delle essenze mediterranee producono bacche a maturazione invernale, che costituiscono la dieta della comunità di passeriformi svernanti che popola questo habitat durante la stagione fredda.

Il sottobosco rappresenta inoltre l'habitat ideale per alcune specie passeriformi nidificanti in primavera (Fam. *Sylviidae*), oltre che il ricovero di piccoli mammiferi, rettili (in particolare *Testudo hermanni*), anfibi e un'interessante entomofauna.

Mercurio *et al.* (2009) raccomandano la rinaturalizzazione della fascia arbustiva, resistente alla salsedine, per potenziare l'efficacia della barriera vegetale tra il mare e la pineta, assecondando una struttura pluristratificata che contrasti l'azione del vento e della sabbia, valorizzando specie autoctone con differenti caratteristiche strutturali.

Il sottobosco della pineta inoltre caratterizza il paesaggio litoraneo, conferendogli una bellezza neanche lontanamente paragonabile alla "pineta scalza", cioè privata della macchia, col suolo coperto solo di aghi di pino, mortalmente regolare e noiosa (Ciancio, 1994).

Considerando che nel trentennio 1965-1995, principalmente a causa delle attività turistiche, è stato distrutto il 75% dei sistemi dunali mediterranei, dei quali fanno parte molte pinete litoranee (Van Der Meulen e Salman, 1996), il patrimonio che resta va gestito mirando con decisione alla salvaguardia di questi delicati ecosistemi. "La conservazione delle dune dipende dal complesso equilibrio tra apporto di sedimenti e erosione marina, ma la presenza della vegetazione svolge un rilevante ruolo ecologico e stabilizza la sabbia, e il pino domestico concorre efficacemente alla ricostituzione delle fitocenosi originarie degradate dall'azione umana" (Dettori *et al.*, 2008).

4. Una particolarità grossetana: le orchidee spontanee

Grosseto è una delle provincie italiane con il maggior numero di specie di orchidee spontanee. Le orchidee hanno rapporti micorizici altamente specializzati con piante arboree e non, cioè sono in delicata simbiosi con particolari funghi saprofiti legati a piante come il *Pinus pinea* maturo. Per questo delicato ciclo biologico occorrono talvolta anche 10 anni affinché i bulbi possano affermarsi.

Nella pineta di Marina di Grosseto vi sono una quindicina di specie diverse, alcune frequenti anche in altri ambienti, ma altre legate quasi esclusivamente all'habitat delle pinete a *Pinus pinea*, mature e disetane. Le specie censite nella pineta del Tombolo sono *Cephalanthera longifolia*, caratteristica della pineta sulla duna, *Limodorum abortivum* (molto abbondante nella

pineta di Marina, poco comune altrove), *Neotinea maculata*, *Ophrys fusca*, *Ophrys garganica*, *Ophrys incubacea*, *Ophrys sphegodes*, *Orchis morio*, *Orchis papilionacea*, *Serapias cordigera*, *Serapias parviflora*, *Serapias vomeracea* e infine *Spiranthes spiralis*, rara orchidea autunnale presente in poche pinete costiere (Del Prete *et al.*, 1993). Per la loro bellezza, rarità e poiché sono indicatori di un ecosistema equilibrato, tutte le orchidee toscane sono protette dalla Legge Regionale 56/2000. È evidente che i complessi equilibri ecologici che consentono la vita delle orchidee spontanee sono seriamente minacciati da operazioni ad alto impatto come quelle in programma e in atto sulle aree di pineta costiera.

5. Fauna delle pinete grossetane: alcune eccellenze

Le pinete grossetane costituiscono senz'altro, a livello nazionale e internazionale, uno dei nuclei di Pinete Litoranee più importanti sul piano culturale, paesaggistico, ecologico e naturalistico. Per le loro caratteristiche intrinseche di habitat e per la straordinarietà del trovarsi tra siti protetti e aree umide, ospitano una fauna interessante, non ancora completamente censita.

Un'indagine approfondita compiuta su un settore di 30 ha di pineta integra, "Oasi di San Felice" presso Castiglione della Pescaia, ha permesso di rilevare la presenza di oltre 171 *taxon* animali (Sforzi *et al.*, 2013). In particolare in queste pinete sono presenti Invertebrati di enorme interesse, tra i quali meritano di essere menzionati i principali endemismi e alcune eccezionali rarità, legate direttamente al *Pinus pinea* e al *Pinus pinaster*, o allo stesso ecosistema litoraneo che comprende l'ambiente dunale e retrodunale, nonché la macchia mediterranea e la parte arborea, inclusi Leccio, Farnia e Sughera. Di particolare rilievo alcuni Coleotteri, con molti endemismi di cui vanno citati almeno i principali, iniziando dalle specie legate ai pini: la più nota e vistosa è il Buprestide *Chalcophora detrita* (singolare presenza di fauna orientale, la cui origine è ancora oggetto di discussione: potrebbe essere stata importata dagli Etruschi, oppure dalle Repubbliche Marinare, ma non può escludersi un'origine ancora più antica) e *Anthaxia maremmana* [rarissimo endemismo relitto della Tirrenide, con affinità a entità maghrebine, iberiche e sardo-corse, descritto proprio a Marina di Grosseto e Alberese, e da decenni non più ritrovato (Tassi, 1966)]. Nella parte litoranea va ricordato lo straordinario Scarabeide *Ceratophius rossii* (importantissimo endemismo legato all'ambiente retrodunale e alla grande fauna erbivora), mentre nella vegetazione mediterranea si trovano altri due Scarabeidi di notevolissimo interesse, *Hoplia maremmana* (endemismo solo recentemente scoperto e descritto) e *Potosia mirifica* [splendido caso di fauna residuale, legata alla foresta vetusta, primo Coleottero di cui sia stato studiato il DNA mitocondriale (Tassi *et al.*, 2004)]. Non è certo di secondario rilievo il fatto che queste specie figurino nel Libro Rosso degli Insetti della Regione Toscana (Sforzi e Bartolozzi, 2001).

La distruzione delle Pinete litoranee, compresa la soppressione del sottobosco, costituirebbe senza dub-

bio una gravissima minaccia per la loro sopravvivenza (Tassi, 1976; Cianfaglione *et al.*, 2014).

Tra i rettili appare rilevante la presenza di *Testudo hermanni*, di *Hierophis viridiflavus* (Biacco) e *Elaphe quatuorlineata* (Cervone), tutte specie protette ai sensi della Direttiva “Habitat” (92/43/CEE).

Di particolare interesse appare l’avifauna che annovera specie di rilevantissimo interesse conservazionistico (cf. Pezzo 2012) tra le quali la maggiore emergenza appare essere la Ghiandaia marina (*Coracias garrulus*), presente lungo tutta la fascia di pineta litoranea con una popolazione di rilievo nazionale. Questa specie è inclusa nell’Allegato I della Direttiva “Uccelli” (2009/147/CE) e classificata come Vulnerabile (VU) nella recente Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia (Peronace *et al.*, 2012). La Ghiandaia marina nidifica nelle cavità scavate nei grandi pini dal picchio verde (*Picus viridis*). Il picchio ogni anno scava nuove cavità nido nei tronchi che successivamente abbandona, creando opportunità per altre specie, dette “utilizzatrici secondarie”, che da lui dipendono per la disponibilità di siti riproduttivi. Nella pineta litoranea, oltre alla Ghiandaia marina, riutilizzano dette cavità anche l’assiolo (*Otus scops*), l’upupa (*Upupa epops*), la cinciallegra (*Parus major*) e lo storno (*Sturnus vulgaris*). I picchi quindi sono specie chiave dell’ecosistema forestale e possono favorire la presenza di specie di elevato interesse conservazionistico come la ghiandaia marina. A loro volta però i picchi necessitano di alberi sufficientemente maturi dove poter scavare il loro nido e quindi sono dipendenti da forme di gestione forestale che favoriscano la presenza di alberi di grandi dimensioni. Questa situazione si è realizzata in alcune aree protette come il Parco regionale della Maremma, dove il piano di gestione forestale del 1982 prevedeva di mantenere “qualche particella con piante molto vecchie per verificare l’evoluzione della pineta” (Agriforest, 1982); fatto che ha contribuito alla sopravvivenza nella pineta di Alberese di una popolazione di ghiandaia marina che già negli anni ‘80 del secolo scorso era una delle più importanti popolazioni italiane (Anselmi *et al.*, 1989). Il mantenimento degli alberi vetusti è una misura di conservazione importante ed è prescritta anche dal Piano di Azione Europeo per la conservazione di questa specie (Kovacs *et al.*, 2008) che sottolinea come l’intensificazione delle pratiche forestali che promuovono la rimozione di alberi vecchi e decadenti non sia una pratica idonea per la conservazione della ghiandaia marina (Kovacs *et al.*, 2008). Oltre alla ghiandaia marina nella pineta sono presenti anche altre specie legate ai grandi alberi come il Falco lodolaio (*Falco subbuteo*) che nidifica sulle chiome dei pini ad altezze molto elevate. Le chiome di questa pineta ospitano anche una colonia di aironi nidificanti, la “Garzaia delle Marze”, collocata in un tratto di pineta inserito nella Riserva Naturale Provinciale della “Diaccia Botrona”. Questa garzaia è conosciuta da oltre due secoli (Savi, 1829) ed è stata fino a pochi anni fa la più meridionale d’Italia, rivestendo una grande importanza conservazionistica in quando annovera oltre 400 nidi di 4 specie: Airone cenerino (*Ardea cinerea*), Garzetta (*Egretta garzetta*),

Sgarza ciuffetto (*Ardeola ralloides*), Airone guardabuoi (*Bubulcus ibis*) (Puglisi *et al.*, 2012). Tutte le specie di aironi sono protette dalla normativa nazionale e dalla “Direttiva Uccelli” come per altro i siti in cui si riproducono.

Se i grandi alberi rivestono un ruolo fondamentale per l’avifauna, altrettanto è vero per il sottobosco il cui diradamento e controllo provoca una contrazione dell’abbondanza e della diversità delle comunità di uccelli (Castaldi e Guerrieri, 2013).

6. Metodi selvicolturali del passato e proposte di gestione: la Selvicoltura Sistemica

La Pineta del Tombolo sarebbe frutto di successivi rimaneggiamenti di residui di una “pineta archeofita”, la cui storia si perde in un lontano passato. Una pineta quindi di notevole interesse storico oltre che di indubbio valore naturalistico, che si è riprodotta naturalmente, ben consociata con la macchia.

L’età media dei pini domestici nella Pineta del Tombolo è di 80-120 anni, ma non mancano esemplari ultracentenari, accanto ai molti giovani individui nati dalla rinnovazione naturale, che “in Maremma è facile e frequente” (Arrigoni, 2011).

Se fino a fine ‘700 l’uso della pineta era riservato alla raccolta di pinoli ed all’abbattimento di grandi piante per uso navale, nell’800 oltre all’uso fruttifero si sfruttò prevalentemente per il pascolo brado di bovini ed equini e quello invernale di greggi ovine provenienti dall’Appennino Toscano, mentre perse d’importanza l’uso di legname a scopi navali. L’uso zootecnico continuò almeno fino al 1950 per i bovini e fino agli anni 70 per gli ovini; si incrementò la raccolta dei pinoli, operazione fatta a mano e con cura dai “pinottolai”, che sceglievano la fruttificazione, salendo sui pini armati di lunghe pertiche uncinatate, attività particolarmente rischiosa, che dai primi anni 90 è stata gradualmente sostituita dalle macchine scuotitrici. I risultati di questa pratica meccanica, in un’ottica complessiva, sono stati inadeguati: a fronte di un notevole impatto ambientale, con distruzione del sottobosco, la raccolta era scarsa e indistinta e si provocavano ferite ai tronchi. Ora che la raccolta è stata del tutto sospesa, anche in conseguenza degli attacchi di *Leptoglossus occidentalis* - cimice che aggredisce le pigne, provocandone la morte - la pineta si riafferma nel suo pieno valore naturalistico e paesaggistico, facendo emergere la necessità di nuove pratiche selvicolturali, più consone alle riconosciute urgenze ecologiche e ambientali e ad una visione del bosco più complessa di un mero frutteto.

Se nel primo ‘900 l’interesse per la produzione del pinolo comportava la scelta di modelli coetanei, con la sostituzione delle piante al raggiungimento di 80-100 anni, il taglio a raso su piccole superfici e il rimboschimento realizzato con una leggerissima lavorazione e la semina in solchi paralleli (Gatteschi, 1984), già al primo congresso di selvicoltura Pavari (1955) definì le pinete da pinoli un anello di congiunzione tra “selvicoltura e arboricoltura”, ritenendo che in Italia queste formazioni avessero più i caratteri di un bosco che di

una cultura da frutto, forse in riferimento al fatto che esse si trovavano, e in massima parte ancor oggi si trovano, all'interno di aree dunali litoranee, habitat di grande pregio, che necessitano del massimo rispetto. Questi presupposti, associati alla già complessa gestione di questo habitat protetto a livello comunitario, hanno generato un acceso dibattito su quali possano essere le forme di gestione più idonee (Dettori *et al.*, 2009). La Pineta del Tombolo, come descritto, incarna pienamente questa problematica, rappresentando un'eccellenza dal punto di vista forestale, naturalistico e paesaggistico: solo una visione d'insieme che tenga conto di questi tre valori deve e può oggi guidare le scelte silvicolturali. Altresì è da considerare che le pinete di pino domestico sono sistemi in equilibrio precario e in quanto tali si deve intervenire con grande cautela, altrimenti si degradano (Ciancio, 1993).

Il "boom" turistico che dai primi anni sessanta ha interessato sempre più massicciamente il litorale, ha trasformato sostanzialmente la pineta del Tombolo, con lo sviluppo edilizio di Marina di Grosseto, Principina e Castiglione della Pescaia, i numerosi campeggi sorti in pineta, le aree di parcheggio e la frequentazione turistica. Oltre alla frammentazione e banalizzazione dell'habitat, laddove per le varie attività sia stato soppresso il sottobosco e vi sia continuo calpestio, è completamente assente la rinnovazione, e questo rappresenta un problema a medio termine, poiché nessuno sta provvedendo al reimpianto e il taglio a raso è improponibile in zone come i campeggi o i centri abitati stessi. In sostanza nelle zone "urbanizzate" sopravvivono i pini, ma è scomparsa la "pineta".

Per la conservazione delle pinete litoranee, riconosciute di grande pregio paesaggistico e forte attrattiva turistica, occorre transitare ad approcci sostenibili, ad una visione sistemica (Ciancio, 2011), che guardi il bosco come un "soggetto" e non più come un "oggetto", che ne tuteli la stabilità, la biodiversità e l'alto pregio paesaggistico. In Italia la selvicoltura sistemica viene praticata da anni nella Pineta del Tombolo di Cecina o in quella di Ravenna (Andreatta 2012), nonostante siano formazioni forestali più recenti e meno complesse e strutturate di quella del Tombolo di Grosseto. La pratica dovrebbe essere quella di comprendere e assecondare l'andamento naturale della pineta, con cauti interventi a sostegno della rinnovazione, solo nei casi di effettiva necessità.

Interessante quanto ci dice il Gatteschi (1984) a proposito del Tombolo grossetano: nella prima metà del '900 le superfici percorse dal fuoco o tagliate, in molti casi erano lasciate a se stesse e si rimboschivano naturalmente. La riproduzione del *Pinus pinea* è barocora, le pigne sono pesanti e cadono entro lo spazio occupato dalla chioma della pianta che le ha prodotte, ma alcune sono trasportate e accumulate dalla fauna selvatica anche a notevole distanza rispetto al letto di caduta. Successivamente i semi, con l'aiuto dell'indispensabile azione protettiva della macchia, si affermano e divengono giovani piante (Ciancio *et al.*, 1986). "Si formano così gruppetti di piante di diversa età, inseriti tra la macchia e la pineta adulta, che danno luogo a una consociazione complessa a profilo

discontinuo: efficiente sotto l'aspetto ecologico e suggestiva dal punto di vista paesaggistico" (Ciancio, 1993). In sostanza, il pregio estetico e naturale del litorale maremmano.

L'obiettivo della selvicoltura deve essere quindi "la conservazione del pino domestico nel paesaggio, in formazione forestale pressoché paranaturale" (Ciancio, 1993). Obiettivo da conseguire senza ricorrere a pratiche culturali impattanti, comprendendo come la struttura di una pineta di pino domestico che tende alla naturalità sia atipica, non rientri negli schemi silvicolturali descritti dalla silvicoltura classica. Occorrono interventi che tengano conto soprattutto delle esigenze del pino domestico, tesi a innescare il processo di rinnovazione naturale. Che promuovano un bosco a struttura complessa, cioè a profilo discontinuo e stratificato: un bosco di elevata stabilità bioecologica e di alto valore ambientale. Un sistema integrato in cui gli aspetti selvicolturali si innestano in modo armonico con quelli sociali, paesaggistici e culturali (Ciancio, 1993).

Nella visione sistemica (Ciancio, 2011) la macchia è parte integrante e inscindibile dalla pineta: il bosco è percepito come sistema biologico complesso, organismo costituito da molteplici componenti, compresi suolo, fauna e naturalmente sottobosco. In quest'ottica non ha più senso parlare di "pulitura della pineta dal sottobosco", come se fosse un ingombro. Come annota Leibundgut (1960) "la complessità di un sistema come quello boschivo appare comprensibile se si pensa che i componenti specifici interessati sono nell'ordine delle migliaia. Quanto più numerose e quanto più differenziate sono le specie partecipanti alla struttura di una biocenosi, tanto più stabile risulta di norma il complesso".

"Per eliminare la macchia, tutte le scusanti sono buone. La difesa dagli incendi, l'accoglimento del pubblico, la raccolta del pinolo, l'esecuzione dei diradamenti, ecc. Tanto, si dice, la macchia ricresce. Ed è vero. La macchia ricresce. Ma, intanto, si bloccano i processi evolutivi: con la macchia si eliminano anche le giovani piante di leccio e di pino in fase di affermazione. Si danneggia la microfauna e si allontana la macrofauna che non può più trovare nutrimento e ricovero" (Ciancio, 1993).

In quest'ottica le attuali pratiche di rimozione del sottobosco appaiono quanto mai impattanti e del tutto ingiustificate, anche sulla base di una presunta prevenzione degli incendi. Il sottobosco, infatti, dopo il taglio, rinasce immediatamente nella stagione successiva più folto di prima. La sua rimozione inoltre fa sì che l'umidità non possa più essere trattenuta al suolo, con una conseguente interruzione dei processi di decomposizione, un aumento del fogliame secco indecomposto e dell'irradiazione con l'innalzamento, quindi, della temperatura al suolo. Ciancio nel '93 era già molto esplicito nell'indicare che nelle pinete non si agisce con mastodontiche operatrici meccaniche per eliminare la macchia, poiché gli effetti di tale operazione sono in ogni caso negativi: "il blocco o, addirittura, la regressione dell'evoluzione vegetazionale e il degrado della fertilità del suolo".

7. Considerazioni conclusive

Vent'anni dopo il convegno sulla Salvaguardia delle pinete litoranee, promosso dalla Regione Toscana nel 1993, il problema delle scelte silvicolturali nelle pinete litoranee è ancora acceso e cocente. Sotto le proteste di cittadini e associazioni che si oppongono ai pesanti interventi di semplificazione degli habitat e della formazione boschiva, prevale la visione semplicistica che concepisce ancora la pineta solo come "tanti pini in fila" o un elenco di specie, da trattare con i metodi tradizionali dell'arboricoltura da frutto, che negano e purtroppo bloccano la capacità del pino di riprodursi naturalmente. Ancora oggi vengono riproposti l'impianto coetaneo (geometrico e regolare) e il taglio a raso ogni 80 anni; la riconversione di pinete ormai naturalizzate in pinete produttive (anche se la produzione del pinolo è ormai pressoché nulla) e l'eliminazione meccanica del sottobosco. Tutte operazioni giustappunto effettuate mediante l'utilizzo di moderni mezzi pesanti che arrecano al substrato, e alle dune fossili in particolare, danni irreparabili nonché rilevanti modificazioni dell'habitat,

in contrasto con lo spirito della Direttiva n. 92/43/CEE e con la tutela paesaggistica, recentemente ribadita dal PIT della Regione Toscana (Legge regionale 10 novembre 2014, n. 65). In decenni globalmente dedicati alla biodiversità, nonostante l'importanza degli aspetti conservazionistici ed in particolare avifaunistici delle pinete costiere sia stata a più riprese evidenziata (le forme di gestione fino ad oggi praticate in Toscana non si sono normalmente avvalse di dati di tipo faunistico, né tantomeno sono mai stati misurati o valutati nel dettaglio gli effetti delle diverse forme di gestione sulle comunità animali (Pezzo, 2012).

Oggi che sono chiare a livello globale le priorità di difesa degli ecosistemi, degli habitat e della biodiversità, che si sono acquisite nei vari campi - forestale, biologico, zoologico, ecc. - sufficienti competenze e comprensioni delle interconnessioni tra i sistemi biologici, il transito a modelli colturali, e culturali, sostenibili e adeguati alle necessità di conservazione, appare finalmente alla portata, anche se per realizzarlo occorre coinvolgere diverse altre sfere: politiche, economiche, sociali e soprattutto culturali.

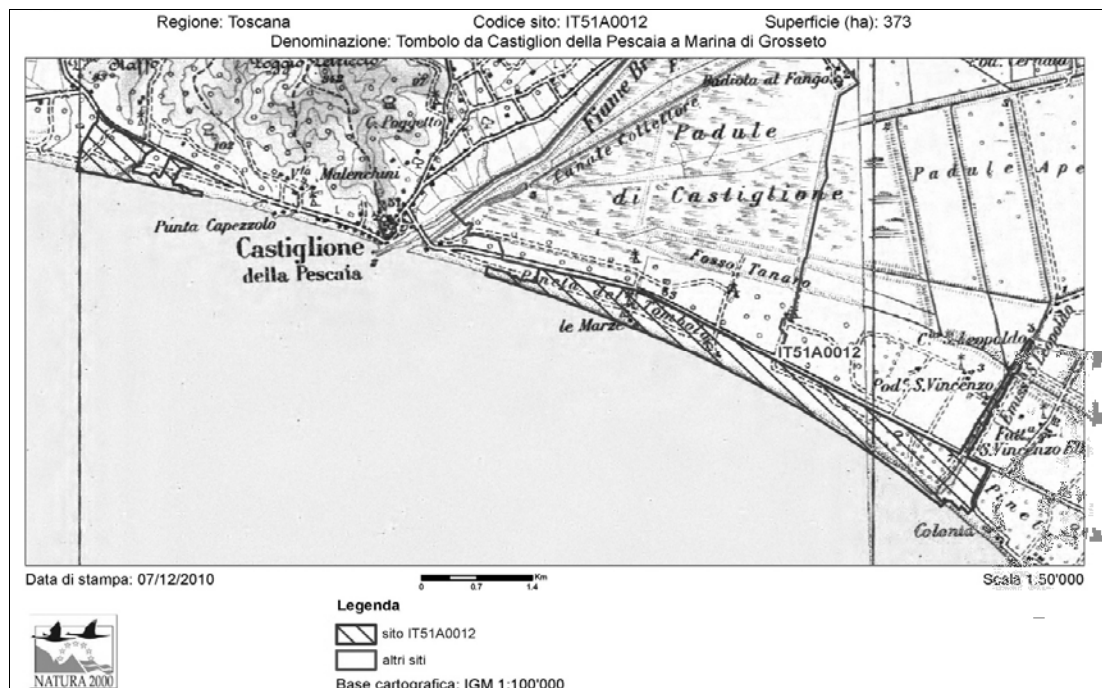


Figura 1. Estensione del SIR/SIC/ZPS Tombolo da Castiglione della Pescaia a Marina di Grosseto.

SUMMARY

Coastal Pinewoods and the need of forest, wildlife and landscape conservation. The "Tombolo" of Grosseto

Over the last decades Italian coastal pinewoods have been affected by human pressures such as tourist

activities, but also by high impact forest management interventions unsuitable to their stability and to the natural regeneration and preservation of biodiversity and landscape.

The management of the Tombolo of Grosseto Pinewood reflects the inadequacy of the silvicultural approach, which involves high impact interferences as the suppression of underwood by shaved cut. These interventions reduce the complexity achieved over the centuries by an archeophyte pinewood (Gabbrielli,

1993), probably indigenous, and change it in a completely artificial forest structure, coeval and geometric, that does not represent the particular aesthetic character and the huge value of the Maremma Countryside.

The aim of this paper is to underline the natural and the cultural value of this pinewood and analyze in details its origins, the importance of the underwood, one of its peculiarities such as the presence of wild orchids, and the remarkable fauna. Because of these information we suggest a new management approach inspired to the Systemic Silviculture (Ciancio, 2002, 2011) and consistent with the principles of the conservation biology.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Agriforest, 1982 – *Piano di gestione forestale del Parco Naturale della Maremma*. Belfonte Grafica, Livorno.
- Andreatta G., 2012 – *Interventi gestionali all'interno della Riserva Naturale "Pineta di Ravenna": un esempio di selvicoltura sistemica*. L'Italia Forestale e Montana, 67 (6): 459-472.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2012.6.02>
- Anselmi G., Del Prete C., Tinelli A., Tinelli P., Vellutini A., Tosi G., 1989 – *Il Parco Naturale della Maremma, la storia, gli itinerari naturalistici, il paesaggio, guida alla fauna e alla flora*. Obiettivo Italia, Studio RS snc, pp. 160.
- Arrigoni P.V., 1967 – *Ricerche sulla distribuzione del Pinus halepensis Mill e del Pinus pinea L. in Sardegna*. Webbia, 22.
<http://dx.doi.org/10.1080/00837792.1967.10669869>
- Arrigoni P.V., Viegi L., 2011 – *La flora vascolare esotica spontaneizzata della Toscana*. Regione Toscana, Firenze.
- Bianchi L., Giovannini G., Paci M., 2005 – *Il pino domestico*. In: *La selvicoltura delle pinete della Toscana*, ARSIA, pp. 63-109.
- Castaldi A., Guerrieri G., 2013 – *Effetto del diradamento dei pini e del controllo del sottobosco sulla comunità di uccelli in una pineta costiera mediterranea, Castel Fusano, Roma*. Riv. Ital. Orn., 62: 15-19.
- Ciancio O., Cutini A., Mercurio R., Veracini A., 1986 – *Sulla struttura della pineta di pino domestico di Alberese*. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, 17: 169-236
- Ciancio O., 1993 – *Quale futuro per le pinete litoranee?*. In "Salvaguardia delle pinete litoranee". Atti del Convegno, Grosseto, 21-22 ottobre 1993. Regione Toscana, Giunta Regionale.
- Ciancio O., 1994 – *La pineta scalza*. L'Italia Forestale e Montana, 49 (4): 442-443.
- Ciancio O., 2002 – *«La salvaguardia della foresta»: selvicoltura sistemica e gestione forestale sostenibile casa comune di ambientalisti e forestali*. L'Italia Forestale e Montana, 57 (1): 1-6.
- Ciancio O., 2011 – *Systemic silviculture: philosophical, epistemological and methodological aspects*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 181-190.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2011.3.01>
- Cianfaglion K., Damiani G., Schirone B., Pirone G., Ciaschetti G., Manzi A., Di Felice P.L., Colazilli A., Marras T., 2014 – *Relevant aspects of the Abruzzo coast transformation during last centuries (Central Adriatic Italy)*. Plant Sociology, 51 (2) S1 - SISV.
- Corti M., 1969 – *Sull'indigenato del Pinus pinea in Italia*. Archivio Botanico, 4: 235-239.
- Del Prete C., Tichy H., Tosi G., 1993 – *Le orchidee spontanee della Maremma grossetana*. Massimi, Porto Ercole.
- Dettori S., Marone E., Portoghesi L., 2009 – *Filiera delle produzioni forestali non legnose: produzione e raccolta tra sostenibilità e tracciabilità*. Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. *Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Firenze, pp. 742-751.
- Kovacs A., Barov B., Orhun C., Gallo-Orsi U., 2008 – *International Species Action Plan for the European Roller Coracias garrulus garrulus*. MME/BirdLife Hungary and BirdLife International for the European Commission.
- Gabbrielli A., 1993 – *Origine delle pinete litoranee in Toscana*. In "Salvaguardia delle pinete litoranee". Atti del Convegno, Grosseto, 21-22 ottobre 1993. Regione Toscana, Giunta Regionale: pp. 13-20.
- Gatteschi P., 1984 – *La pineta litoranea di Grosseto: stato attuale e prospettive di conservazione e miglioramento*. Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma, 2: 7-12.
- Giacomini V., 1968 – *Un albero italico nel paesaggio italico (Pinus pinea L.)*. L'Italia Forestale e Montana, 23 (3): 101-116.
- Leibundgut H., 1960 – *Risultati delle ricerche in foreste vergini europee*. Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali.
- Mancini F., 1956 – *Contributo alla geopedologia della Macchia di Migliarino (Pisa)*. Annali Accademia italiana Scienze Forestali, 5: 301-331.
- Mercurio R., Bagnato S., De Lorenzo F., Mallamaci C., Cameriere P., Muscolo A., Romano G., Scarfò F., Sidari M., Spampinato G., 2009 – *Le pinete litoranee della Calabria. Versante tirrenico*. Edizioni Laruffa, Reggio Calabria, pp. 70+8.
- Mossa L., 1990 – *La vegetazione forestale del campo dunale di Buggerru-Portixeddu (Sardegna Occidentale)*. Annali Botanica (Roma), Vol. XLVIII (7): 291-306.
- Pavari A., 1955 – *Sul trattamento delle fustaie di pino domestico (Pinus pinea L.)*. Atti del Congresso Nazionale di Selvicoltura. Firenze, 14-18 marzo 1954. Volume I: 69-97. Tipografia Coppini & C., Firenze.
- Peronace V., Cecere J., Gustin M., Rondinini C., 2012 – *Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia*. Avocetta, 36: 11-58.
- Pezzo F., 2012 – *La comunità ornitica nidificante nella "Pineta Granducale di Alberese" (Toscana). Composizione, struttura e indicazioni gestionali per la conservazione*. Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma, 23: 91-101.
- Puglisi L., Pezzo F., Sacchetti A., 2012 – *Gli aironi coloniali in Toscana*. Andamento, distribuzione e conservazione. Monitoraggio dell'avifauna toscana.

Edizioni Regione Toscana.

- Santi G., 1806 – *Viaggio terzo per le due provincie senesi, che forma il seguito del viaggio al Montamiata*. Pisa.
- Savi, P., 1829 – *Ornitologia Toscana* - Tomo II. Tipografia Nistri, Pisa.
- Sforzi A., Pezzo F., Ferretti F., Rizzo Pinna V., 2013 – *Report del primo Bioblitz della Toscana* (25-26 Maggio 2013 Oasi di San Felice, Grosseto), pp. 52.
- Sforzi A., Bartolozzi L., 2001 – *Il Libro rosso degli insetti della Toscana, Filiera Foresta legno ed emergenze ambientali*. ARSIA, pp. 210-221
- Tassi F., 1966 – *Su alcuni Buprestidi italiani nuovi o particolarmente interessanti*. Boll. Soc. Entom. It., Genova, Vol. XCVI, (1-2): 22-24.
- Tassi F., 1976 – *Guida alla Natura della Toscana e dell'Umbria*. In Pratesi F. e Tassi F., Arnoldo Mondadori Editore, Milano, pp, 15, 17, 123-163.
- Tassi F., Aberlenc H.P., Rasplus J.Y., Curletti G., Dutto M., Genson G., Lemperiere G., 2004 – *Eupotosia mirifica, la Grande Cétoine Bleue, Joyau menacé du patrimoine naturel européen. Proposition pour la protection de l'espèce et de ses biotopes. (I) (Coleoptera, Cetoniidae, Cetoniinae)*. Lambillionea. Revue internationale d'Entomologie, Bruxelles.
- Van Der Meulen F., Salman A.H.P.M., 1996 – *Management of Mediterranean coastal dunes*. Ocean & Coastal Management, 30 (2-3): 177-195.
[http://dx.doi.org/10.1016/0964-5691\(95\)00060-7](http://dx.doi.org/10.1016/0964-5691(95)00060-7)
- Zodda G., 1902 – *Il Pinus pinea L. nel pontico di Messina*. Malpighia, 17:488-491.
- Zodda G., 1905 – *Sulla vegetazione del messinese*. Memorie Classe Scienze, Regia Accademia degli Zelanti. 3a Serie, Volume III (1903-1904), pp. 100, Acireale.

IL FONDAMENTO ETICO DELLA SELVICOLTURA CONTEMPORANEA

Carlo Ubertini¹

¹ Dottore forestale; carluber@libero.it

La Selvicoltura, come emblema delle scienze forestali, presuppone il tema della collocazione e del ruolo dell'uomo nella natura. Il suo fondamento, dunque, consiste nel rapporto tra uomo e natura, pensiero e natura, ragione e natura. Tale rapporto, prima ancora di essere una tematica di carattere scientifico, esprime l'essenza della dimensione culturale, nelle diverse concezioni dell'uomo e della natura, dalle origini prefilosofiche, al cammino filosofico, fino a noi. È per questo che le scienze forestali hanno rappresentato la matrice autentica della cultura della compatibilità, approdo dell'epoca attuale ed incarnazione dell'etica ambientale. Pur nell'ambito di un coerente presupposto culturale di fondo, saldamente ancorato ai traguardi conoscitivi della scienza evolutiva e sistemica, il corpo delle scienze forestali, nel suo sviluppo dalle origini agrotecniche all'approdo ambientalistico, si configura oggi con le "radici" nella modernità e le "chiome" nella cosiddetta postmodernità, quest'ultima variegata impronta culturale che si identifica con l'epoca attuale, con la complessità e la contaminazione tra culture e con la tematica ambientale. In questo attuale clima culturale, nuove categorie, nuove sensibilità e nuovi valori si affermano in ambito sociale, investendo il complesso dei fini selvicolturali, cui vanno commisurati nuovi metodi tecnico-gestionali. Si ampliano le dimensioni e si modificano le proporzioni degli obiettivi selvicolturali, rendendo centrali aspetti come la tutela della biodiversità, il miglioramento ambientale e la manutenzione territoriale, la valorizzazione estetico-paesaggistica. In sostanza, al diritto all'ambiente si affianca il diritto dell'ambiente, in ordine ad un impianto di etica forestale, alternativo tanto alla impostazione antropocentrica, quanto a quella biocentrica e fisiocentrica, che porta a compimento la costante cultura della compatibilità, nella visione dell'uomo, quale parte della natura, al tempo stesso fruitore e custode della stessa. Si determinano così le basi per la compiuta sintesi degli attuali fini selvicolturali, nella centralità del valore e della funzionalità dell'ecosistema. Si giunge, in ultima analisi, alla definizione dell'identità della scienze forestali e della selvicoltura nella contemporaneità, al fine di rilegittimare culturalmente e socialmente la loro esistenza e quella dei loro cultori accademici e professionali.

Parole chiave: modernità e postmodernità, etica forestale, selvicoltura contemporanea.

Keywords: modernity and post-modernity, forest ethics, contemporary silviculture.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cu-fon>

1. Introduzione

La ragione formale a sostegno del tipo di relazione in oggetto, sta nell'obiettivo congressuale di riunire conoscenze e connessi valori etici per orientare politiche favorevoli al settore forestale. D'altra parte il perseguimento del suesposto obiettivo congressuale, risulta totalmente doveroso al solo pensiero della progressiva marginalizzazione della cultura forestale nella cosiddetta epoca dell'ambiente, quando, proprio la suddetta cultura è universalmente riconosciuta come l'autentica matrice della compatibilità. La ragione sostanziale di una relazione riguardante il fondamento etico della selvicoltura contemporanea, al contempo, risiede nell'essenza stessa della selvicoltura, la quale presuppone la collocazione ed il ruolo dell'uomo nella natura.

In particolare nell'epoca attuale, emergono domande fondamentali circa la legittimità, l'utilità o la dannosità dell'intervento dell'uomo nella natura, sulla possibile o impossibile compatibilità tra l'economia e l'ecologia.

In tal modo oltre a questioni di carattere scientifico, vengono investite questioni di ordine etico-culturale, le sole in grado di fondare la legittimità ed anche l'accettabilità di certi approcci, di per sé non in grado di contare sulla forza dell'autosostegno.

Le diadi del pensiero forestale tra "bosco normale" e "bosco reale", tra selvicoltura industriale, agronomica e selvicoltura naturalistica, stanno a dimostrare quanto esposto, richiedendo presupposti più ampi rispetto alle immediate categorie di provenienza. In ordine a ciò il fondamento selvicolturale si individua nel rapporto uomo-natura, tematica primariamente culturale che nel corso del tempo ha attraversato fasi evolutive schematizzabili in tre segmenti fondamentali: la fase premoderna di stampo fondamentalmente onto-sacrale, la fase moderna di ordine tecno-scientifico, la fase postmoderna d'impronta estetica ed ambientalistica, in chiave post-industriale.

Nello specifico il rapporto uomo-bosco, parallelamente al rapporto uomo-natura, si sviluppa dall'approccio onto-sacrale, per approdare, attraverso la fase giuridico-

legislativa, alla visione tecno-scientifica, nel cui grembo, da tempo e gradualmente, in sintonia con influssi culturali esterni, sta affermandosi la transizione verso la fase cosiddetta postmoderna, nell'ottica della centralità ambientale. Tanto sullo scenario internazionale, da Hartig e Cotta, al Gurnaud, passando per il Gayer fino al Moller, quanto sullo scacchiere nazionale, dal Di Berenger al Pavari, passando per il Susmel fino ad Orazio Ciancio (2014), pur non trascurando la parallela rigidità del canale classico rappresentato dal Patrone, l'evoluzione del pensiero forestale verso l'epoca attuale risulta evidente e, soprattutto, non trascurabile. A questo punto, la dimensione della contemporaneità che innerva totalmente l'ambito culturale del nostro tempo, si individua nel passaggio dalla modernità alla post-modernità.

Nel quadro del rapporto uomo-natura, uomo-bosco, la modernità è sinonimo di scientismo, tecnocrazia, economicismo, la postmodernità di ambientalismo, in versione prevalentemente postindustriale, tanto da raffigurare la "dialettica" tra modernità e postmodernità nel corrispettivo simbolico di tecno-scienza ed ambiente, elementi non alternativi ma "coessenziali" nella natura stessa delle scienze forestali e della selvicoltura. In forza del suesposto, la struttura delle scienze forestali si configura con le "radici" nella modernità e le "chiome" nella cosiddetta postmodernità, così imponendo una sua ricomposizione identitaria nella contemporaneità, sul terreno culturale ed in direzione del rilancio del ruolo sociale. Le scienze forestali nascono come "rimorchio" della cultura agronomica e si affermano come "traino" della cultura, razionalmente e scientificamente, ambientale. Corrispettivamente gli obiettivi selvicolturali, cui da sempre si conformano i metodi adeguati, partono dall'orizzonte della monospecificità economica, andandosi ad articolare nel tempo verso la prospettiva della multidimensionalità.

Oggi in epoca cosiddetta postmoderna, nuove conoscenze e consapevolezza, nuove sensibilità e nuovi valori affiorano alla coscienza individuale, guidando ogni campo dell'attività umana ed investendo il rapporto tra uomo e bosco con nuove categorie, nuovi significati e, con essi, nuove centralità. Al diritto all'ambiente si va affiancando il diritto dell'ambiente, il concetto-valore di biodiversità sta acquisendo una centralità ineludibile, la dimensione estetico-ambientale sta occupando un rilievo fondamentale. Nel recinto concettuale rappresentato, la ricomposizione identitaria delle scienze forestali e della selvicoltura nella contemporaneità, passa attraverso l'attuale tematica dell'etica ambientale, le cui radici culturali coincidono con quelle della generale "dialettica" tra modernità e postmodernità.

2. Il Fondamento etico

Da una parte, in qualità di essenza della modernità, emerge in assoluto il pensiero di Cartesio (1944, 1997), fondamentalmente nella poderosa differenza ontologica tra *res cogitans* e *res extensa*. L'uomo, come *res cogitans*, sostanza pensante ed anima immortale, omogenea alla sostanza stessa di Dio. La natura, come *res extensa*, puro spazio, estensione, senza alcuna "*vis insita*", per ciò stesso totalmente matematizzabile.

Il dualismo cartesiano, quindi, raggiunge le vette di un antropocentrismo assoluto, ponendo le granitiche basi del moderno dominio dell'uomo sulla natura, con la conseguente traduzione nella crisi ecologica.

D'altra parte, come apogeo della critica alla modernità tecnocratica, in quanto tale fondamentale espressione di postmodernità, circa tre secoli dopo si afferma il pensiero di Heidegger (1970, 1976, 1987), sostanzialmente nella denuncia del fatidico scambio tra l'Essere e l'Ente, non riuscendo a coglierne la differenza ontologica. Secondo Heidegger, aver scambiato l'Essere con l'Ente ha significato approdare al dominio tecno-scientifico del mondo, alla sua "cosificazione", "entificazione", in ultima analisi alla matematizzazione della natura. Su queste basi, "dall'alto", in ordine ai descritti approcci ontologici, si sviluppano le principali linee di etica ambientale, individuabili nel filone antropocentrico come portato della modernità, ancorché corretta, e negli indirizzi biocentrico e fisiocentrico i quali, in quanto fondati sul recupero dell'Essere nella natura, sostanzialmente attraverso la teleologia aristotelica, sovrappongono post-modernità a premodernità.

Il fondamentale discrimine tra le proposte alternative di etica ambientale, risiede nella diversa attribuzione dei valori e dei diritti, nel caso della modernità antropocentrica restanti nell'alveo della dimensione umana, nel caso della post e premodernità biocentrica e fisiocentrica, investenti l'ambito della dimensione naturale. Con la variegata e proporzionata attribuzione dei valori e dei diritti si cerca di raggiungere la piena compatibilità tra uomo e natura, autentico obiettivo dell'etica ambientale, parimenti originario patrimonio della precedente cultura forestale. Ora, sulla base delle radicali impostazioni su esposte, ciò tende a sfuggire, evidenziandosi in entrambi i casi criticità difficilmente superabili.

Quanto all'etica ambientale antropocentrica, sotto l'egida dell'impianto cartesiano, attraverso Kant quale trasformatore del dualismo teoretico in dualismo etico e fondatore della morale autonoma moderna, le rappresentazioni dei teorici dell'etica del discorso, Apel ed Habermas e, principalmente, dell'autorevole John Passmore (1991), non superano la profonda asimmetria della modernità circa il rapporto tra uomo e natura. Valori e diritti restano confinati nel recinto della dimensione umana, l'economia mantiene il suo primato assoluto rispetto all'ecologia. In rapporto all'etica ambientale biocentrica e fisiocentrica, profondamente radicata nella metafisica heideggeriana, impastata di teleologia aristotelica, la natura riacquista l'antica dimensione ontologica che la porta ad assumere valori e diritti intrinseci, prevalentemente protesi a conferirle una condizione di sostanziale sacralità e conseguente intangibilità.

Tale approccio onto-teleologico, che vede come primario riferimento ed ispiratore fondamentale il neoaristotelismo di Hans Jonas (1999, 2009), stabilisce il conferimento di valori e diritti alla natura ed alle sue forme come "fini in sé". A questo punto nella versione biocentrica, simboleggiata dal pensiero di Paul Taylor (1986), l'attribuzione di valori e diritti intrinseci ad ogni forma di vita, quale fine in sé, determina una dimensione di tassativa tutela assolutamente controintuitiva al cospetto della dinamica autofagocitante della natura, espressa dalle antagonistiche

manifestazioni delle ineludibili catene alimentari. D'altra parte, per superare tale criticità la versione fisiocentrica dell'impianto suesposto, autorevolmente rappresentata dal neohegelismo di Vittorio Hosle (1992) o da Meyer-Abich (1993), con l'estensione teleologica e valoriale all'intero quadro naturale, risulta profondamente autocontraddittoria, sfociando in un ribaltamento antropocentrico, nella assolutizzazione dell'uomo quale epitome autocosciente dell'intero corso filogenetico ed ontogenetico.

In sintesi, da una parte l'impianto antropocentrico risulta radicalmente asimmetrico, mantenendo le distorsioni della modernità, d'altra parte, per un verso il biocentrismo si manifesta controintuitivo, per altro verso il fisiocentrismo si propone sostanzialmente autocontraddittorio. Alla luce di queste criticità emerge una "terza via" dell'etica ambientale la quale, questa volta "dal basso", si alimenta del portato conoscitivo della cultura scientifica e forestale, facendo perno sull'impianto evoluzionistico e sull'ecologia ad esso interna. Tale indirizzo è quello complessivamente definibile "ecocentrico", emanazione fondamentale del fondatore ed ispiratore universale dell'etica ambientale Aldo Leopold (1997), non casualmente forestale, ed attuale espressione del pensiero del principale epigono Leopoldiano, John Baird Callicott (1998, 2005). Tuttavia, mentre le linee ispiratrici di Aldo Leopold rimangono nell'empireo dei principi universali, pur riuscendo a creare le condizioni per un giusto rapporto tra l'uomo e la natura, Callicott viceversa, scendendo nell'articolazione argomentativa, risente complessivamente della rigidità dell'approccio filosoficamente ecocentrico. Tale approccio, infatti, oltre ad avere l'affluente ecologico della cultura scientifica, ha il canale ontologico della metafisica fisiocentrica, prevalentemente alimentato dall'ispirazione del pensiero di Leibniz e Whitehead.

L'ecosofia di Arne Naess (1994), a tal proposito, ne rappresenta un autorevole esempio. In rapporto a ciò, l'impostazione di Callicott, pur proponendo soluzioni particolari, stenta a superare le contraddizioni dell'ecocentrismo filosofico prevalentemente nell'atto dell'attribuzione dei valori alla natura, letta in chiave di superiorità del Tutto rispetto alle sue parti, uomo compreso. Tale paradosso etico, in sostanza, non risulta totalmente fugato dallo "ibridismo onto-scientifico" di Callicott. Siamo alla sintesi del tutto.

Alla luce del quadro rappresentato, l'individuazione del fondamento etico della selvicoltura contemporanea, coincide con la determinazione dell'approccio etico-ambientale che superi il ventaglio delle criticità manifestate, posta la premessa fondamentale del riconoscimento alla cultura forestale del ruolo di matrice, logica e cronologica, della cultura della compatibilità.

In questi termini, l'approdo all'indicato terreno etico passa attraverso la corretta interpretazione delle linee fondanti la cultura forestale, ancorché in una lettura sintonizzata allo spirito dell'epoca, in direzione della ricucitura dell'identità forestale nel passaggio dalla modernità alla postmodernità. Naturalmente, restando nel solco dell'ultimo indirizzo etico-ambientale illustrato, si tratta di emendarlo da residui ontologico-metafisici, valorizzando al tempo stesso lo straordinario

portato culturale della rivoluzione evoluzionistica (Darwin, 1989), ed ecologica (Odum, 1973), correttamente intesa. Lo stravolgente portato culturale dell'impianto evoluzionistico, implicante la dimensione ecologica, sul piano conoscitivo generale oltre a minare il classico assetto esistente, fino a scuoterne la radice più profonda nella diade originaria tra Realismo ed Idealismo, scompagina l'intero impianto cartesiano, tanto nella ricomposizione del dualismo tra uomo e natura, dimostrando una loro complanarità, quanto nella riconsiderazione della "*res extensa*", non più definibile ultimativa in quanto fondata sulla "divina" tassatività della "*res cogitans*".

Da questo discende, sul terreno del metodo, una lettura antiriduzionistica, in ossequio alle più avanzate frontiere epistemologiche, ed antiriduttivistica, in alternativa a qualsivoglia definitività metafisica, materialistica o spiritualistica che sia. Quanto al merito ed in relazione al suesposto, scaturisce la visione di un "naturalismo minimalistico", di una "consustanzialità" tra uomo e natura, con l'uomo totalmente appartenente alla natura (Darwin, 1995) ma, al tempo stesso, ragionevolmente libero all'interno della sua naturale dimensione razionale e culturale.

Su queste basi si sviluppa la più avanzata ed equilibrata "terza via" dell'etica ambientale, legittimamente definibile etica forestale (Ubertini, 2011), esprimendo un modello in grado di attribuire valori e diritti alle forme naturali extraumane attraverso una logica estensiva che parta dall'uomo, come ambito fattuale e fattualmente esclusivo di dimensione e produzione valoriale.

Ciononostante tale estensione assiologica alla natura fa riferimento a valori non indiretti e strumentali ma originari, fondandosi sul terreno della espressa "consustanzialità". L'etica nasce con il riconoscimento dell'altro rispetto all'autoaffermazione dell'io. In questi termini, l'io riconosce l'altro come se stesso e, *mutatis mutandis*, la natura come se stesso, secondo un ragionevole criterio di prossimità naturale.

Dall'identificazione assoluta dell'uomo con l'uomo, a quella relativa dell'uomo con le altre forme naturali, passando per i diritti degli animali a non soffrire, nella logica patocentrica, fino al diritto della natura a conservarsi attraverso i suoi equilibri dinamici, ecosistemici. Di qui il legittimo e lineare diritto dell'ecosistema bosco. D'altra parte come detto, all'interno della cornice evoluzionistica, pulsa la dimensione sistemica, della quale l'uomo è integralmente parte. L'equazione tra l'economia della natura, espressa dalla dinamica ecologica e l'ecologia umana, espressa dalla dinamica economica, ci rappresenta il quadro della centralità sistemica, della quale l'uomo, in ragione di tutto quanto esposto, è soggetto-oggetto responsabile.

In ultima analisi l'uomo risulta, al tempo stesso, fruitore e custode della natura (Ubertini, 2011-2012), così dimostrando, in quanto fruitore, di aver bisogno della natura ma, al tempo stesso, in quanto custode, in rapporto alla tutela degli equilibri dinamici naturali, che, non sfugga l'elemento decisivo, comprendono anche la dimensione dell'uomo-fruitor, di essere necessario alla natura stessa. La traduzione forestale di tale assunto consiste nell'affermare, al tempo stesso, sia il bisogno

del bosco da parte dell'uomo, sia il bisogno dell'uomo da parte del bosco, con il risultato di "universalizzare" il ruolo della selvicoltura.

3. La Selvicoltura contemporanea

La disciplina selvicolturale, espressione dell'identità forestale volta alla cultura della compatibilità, si fonda sulla covalorizzazione della ragione umana e della natura, in tendenziale alternativa sia al dominio culturale della prima sulla seconda, nel caso dell'antropocentrismo, sia al suo inverso in chiave biocentrica e fisiocentrica. Il paradigma etico raggiunto, al contempo, investe la dimensione di questa originaria compatibilità, descrivendo un modello di "modernità postmoderna", alternativo tanto alle distorsioni della modernità, quanto alle radicalizzazioni della postmodernità sfociante nella premodernità. Tale impianto superando il complesso delle criticità proprie degli altri modelli, ottimizza, nella contemporaneità, la suddetta originaria identità forestale, declinando un'etica naturale, razionale, della misura e del limite, dell'equilibrio e dell'armonia, quale migliore espressione del rapporto tra uomo e natura.

In tal senso la contemporaneità impone una ragione forestale "allargata", tesa all'attuale comprensione del ricco ventaglio dei fini, cui commisurare una nuova proposta tecnico-metodologica. Intercettando le nuove frontiere conoscitive, le nuove esigenze sociali e le nuove pulsioni culturali, gli attuali obiettivi selvicolturali si potenziano e si arricchiscono e le relative tecniche gestionali registrano un avanzamento metodologico.

Le tre "E" del finalismo selvicolturale, quella Ecologica, quella Economica e quella Estetica risultano potenziate da nuove esigenze, ancorché intimamente legate dalla comune dimensione sistemica. Gli obiettivi ecologici del miglioramento ambientale e della manutenzione territoriale, passano attraverso la centralità ecosistemica. Gli obiettivi economici della sostenibilità produttiva, sempre più diffusamente legata al criterio della certificazione forestale, nella logica bioeconomica (Georgescu-Roegen, 2003), fanno riferimento al concetto di sistema nel sistema.

Gli obiettivi estetici della valorizzazione del paesaggio, fondati culturalmente sulla concezione "originaria" di "madre natura" e sul connesso sentimento d'armonia che l'uomo avverte all'interno ed al cospetto dello scenario naturale, fanno riferimento al concetto di sistema di sistemi. In ordine a ciò e sulla base del fondamento etico delineato, alle suesposte tre "E" se ne aggiungono altre due, dando compimento alla selvicoltura contemporanea: La "E" della Etica dei diritti dell'ecosistema bosco, e la "E" dell'Epistemologia del metodo sistemico. Siamo al definitivo approdo postcartesiano, sul piano etico, nella ricucitura del dualismo tra "*res cogitans*" e "*res extensa*", in direzione della complanarità uomo-natura, sul piano epistemologico, verso il superamento della logica positivista, meccanicistica, deterministica, e della matematizzazione della natura, a favore della nuova frontiera della metodologia della complessità.

La sintesi etico-selvicolturale, in qualità di fine supremo, consiste nel valore e nella funzionalità dell'ecosistema.

Ne discende che la selvicoltura contemporanea si identifica con l'emergente paradigma della selvicoltura sistemica (Ciancio e Nocentini, 1996). L'essenza metodologica di quest'ultima è sintetizzabile nel passaggio dall'a priori del "bosco normale" all'a posteriori dell'equilibrio sistemico. Si fa riferimento al "bosco normale" della selvicoltura classica, di stampo prevalentemente agronomico, quale diretta emanazione culturale di quella matematizzazione della natura, espressa dalla "*res extensa*", che rappresenta l'apogeo della modernità. È l'espressione di quel "lutto matematico" (Sgalambro, 1996) che geometrizza la natura, al contempo "sbiologizzandola". La selvicoltura sistemica, d'altro canto, fondandosi sull'impianto etico rappresentato, si fa selvicoltura universale. Ciò per la capacità di corrispondere alla sopraggiunta ampiezza dei fini, per il suo potenziamento come ruolo attivo, uscendo da una logica contenitiva, e per la elasticità ed adattabilità dei metodi.

Quanto all'ampliato ventaglio dei fini selvicolturali, dal complesso delle esigenze ecologiche, alle esigenze economiche, espressione dell'ecologia umana, passando per quelle estetiche, fino al diritto riassuntivo alla conservazione dell'ecosistema forestale, il modello sistemico rappresenta la proposta più adeguata di corrispondenza metodologico-gestionale.

In rapporto a ciò, dal canto suo la selvicoltura sistemica si propone come potenziamento complessivo dell'attività selvicolturale, classicamente ancorata ad una logica contenitiva, nella esclusiva versione di barriera difensiva rispetto al limite estremo dello sfruttamento produttivo. Dall'azione di miglioramento ambientale, nelle varie forme, alla manutenzione territoriale, oggi allarmantemente rappresentata dall'esigenza idrogeologica, fino alla valorizzazione paesaggistica, quale indiretto ma rilevante strumento di nuova economia, il tutto evocante anche l'attuale frontiera del restauro forestale, emerge un ruolo selvicolturale di ampia e consistente gestione attiva. Infine, quanto ad una presunta rigidità metodologica, circa la standardizzazione del modello in rapporto alle singole realtà specifiche, l'impostazione sistemica, fondandosi sul criterio del "modularismo", ha connaturato in sé il principio dell'adattabilità alle differenti condizioni particolari.

Ciò che resta fuori, a questo punto, dall'impianto tracciato, è esclusivamente la dimensione "finanziaria" delle scienze forestali, tuttavia, questa, pur rilevante, afferisce ad altro ambito tematico rispetto a quello selvicolturale, precisamente al capitolo dell'arboricoltura da legno.

4. Conclusione

L'ampio ed articolato ragionamento esposto, teso a definire il sostrato etico della selvicoltura contemporanea, si incarica di determinare la ricomposizione dell'identità delle scienze forestali e della selvicoltura nella contemporaneità, al fine di "rilegittimare" culturalmente e socialmente la loro esistenza e quella dei loro cultori accademici e professionali.

SUMMARY

The ethical basis of contemporary silviculture

Silviculture, symbol of forestry, assumes the theme of the role and the collocation of man into nature. So, its basis consists in the relationship between man and nature, thought and nature, reason and nature. This relationship, before being a scientific theme, expresses the essence of a cultural dimension in the different concepts of man and nature starting from the pre-philosophical origins to the philosophical path and to the current world. That's why forestry has represented the authentic matrix of the culture of compatibility, destination of the current period and incarnation of the environmental ethics. Even if inside a coherent cultural basis which is strongly linked to the knowledge of the evolutionistic and systemic science, forestry, in its development from the agrotechnical origins to the environmental destination, nowadays has its "roots" in modernity and its "foliage" in the so-called post-modernity. This last one is a varied cultural footprint identifying itself with the present time, with the complexity and the contamination between cultures and environmental themes. In this new current cultural climate, new categories, new sensitivities and new values affirm themselves in a social context concerning the whole of silvicultural aims, to whom new technical and management methods must be orientated.

The dimensions of silvicultural aims are enlarged and their proportions are modified so that certain aspects as the safeguard of biodiversity, the environmental improvement and the maintainance of territory, the aesthetic and landscape exploitation become central. Essentially the right to an environment is joins to an environment law, according to a forest ethics which is alternative both to an anthropocentric and to a biocentric and physiocentric vision.

It brings to completion the constant culture of compatibility in a vision of man as a part of nature and at the same time as its user and guardian. So the basis for a complete synthesis of the current silvicultural aims are determined in the centrality of the value and the functionality of the ecosystem. Finally the definition of the identity of forestry and silviculture in current times is stated, to re-legitimate both culturally and socially their existence as well as the one of their academic and professional experts.

BIBLIOGRAFIA

- Callicott J.B., 1998 – *La liberazione animale: una questione triangolare* In: Etiche della terra. A cura di M. Tallacchini, Milano, Vita e Pensiero, pp. 203-229.
- Callicott J.B., 2005 – *I fondamenti concettuali della Land Ethic* In: Valori Selvaggi. L'Etica ambientale nella filosofia americana e australiana. A cura di R. Peverelli, Milano, Medusa, pp. 89-137.
- Cartesio, 1944 – *Discorso sul metodo*. A cura di G. De Giulio, Paravia.
- Cartesio, 1997 – *Meditazioni metafisiche*. S. Landucci, Roma-Bari, Laterza.
- Ciancio O., Nocentini S., 1996 – *Il bosco e l'uomo: l'evoluzione del pensiero forestale dall'umanesimo moderno alla cultura della complessità. La selvicoltura sistemica e la gestione su basi naturali*. In: Il bosco e l'uomo. A cura di Ciancio. Accademia Italiana di Scienze Forestali, pp. 21-115.
- Ciancio O., 2014 – *Storia Del Pensiero Forestale. Selvicoltura Filosofia Etica*. Rubbettino Editore srl.
- Darwin C.R., 1989 – *L'origine delle specie*. Newton.
- Darwin C.R., 1995 – *L'origine dell'uomo*. Newton.
- Georgescu-Roegen N., 2003 – *Bioeconomia*. A cura di Bonaiuti, Bollati-Boringhieri.
- Heidegger M., 1970 – *Essere e tempo*. Longanesi.
- Heidegger M., 1976 – *Saggi e discorsi*. Mursia.
- Heidegger M., 1987 – *Segnavia*. Adelphi.
- Hosle V., 1992 – *Filosofia della crisi ecologica*. Einaudi.
- Jonas H., 1999 – *Organismo e libertà*. Einaudi.
- Jonas H., 2009 – *Il principio responsabilità*. Einaudi.
- Leopold A., 1997 – *L'etica della terra*. In: Almanacco di un mondo semplice, Red Edizioni, pp. 163-185.
- Meyer-Abich K.M., 1993 – *Revolution for nature*. White Horse Press, Cambridge, England.
- Naess A., 1994 – *Ecosofia*. Red edizioni.
- Odum E.P., 1973 – *Principi di ecologia*, Padova, Piccin.
- Passmore J., 1991 – *La nostra responsabilità per la natura*. Feltrinelli.
- Sgalambro M., 1996 – *La morte del sole*. Adelphi.
- Taylor P., 1986 – *Respect for nature. A teory of environmental ethics*. University Press, Princeton.
- Ubertini C., 2011 – *Etica forestale*. In: L'Italia Forestale e Montana, 66 (1): 7-13.
- Ubertini C., 2011-2012 – *L'identità della selvicoltura sistemica*. Sherwood, 179: pp. 14-16.

EPIDOMETRIC, BIOCLIMATIC AND SILVICULTURAL CHARACTERIZATION OF OAKLANDS (*QUERCUS PETRAEA* MATTS. LIEBL) IN NORTHWEST OF THE IBERIAN PENINSULA BY CLUSTER ANALYSIS: MANAGEMENT GUIDELINES

Ignacio J. Díaz-Maroto¹, Pablo Vila-Lameiro²

¹Department of Agroforestry Engineering, University of Santiago de Compostela, Spain;
ignacio.diazmaroto@usc.es

²Department of Agroforestry Engineering, University of Santiago de Compostela, Spain

The forests of *Quercus petraea* object of this work are part of the oaklands that cover most of the surface of the NW of Spain and the 38% of the forest. The general trend of these autochthonous forests is the regression changed by reforested using fast-growing species with higher productivity and incomings, impossible to achieve with the current oaklands by the method of management applied. This method consists, curiously, in the absence of any method. Consequently, the regional administration tries to vary and reverse this tendency. However, from the point of view of production, these oaklands have a high potential, not just due to the high value of its timber. Beyond timber production, it is of great interest and benefits of the complementary forest products (mushrooms, honey, herbs, small fruits, ...). Then it's necessary to avoid degradation / disappearance of the species. Moreover, it should be added the effect that these forests have in the water balance, keeping edaphic layer, in development of wildlife and vegetation... with recreational and hunting use that this allow. Often, these forests are considered sensitive areas of special planning. Consequently, the lack of specific and updated information about them justifies works like this, that far of proposing imminent economic goals for results, we try to obtain baseline information for the improvement, maintenance and possible expansion of these formations. The starting point for driving the management of forest species begins by the description and characterization of eco-dasometric, already done in previous work. In this paper was set as objective the establishment of relations between the state forest and other parameters, especially related to bioclimatic and regeneration trends. That characterization was completed with the determination of the causes that explain the current distribution of *Quercus petraea* in the NW of the Iberian Peninsula. This knowledge is applied to compare the similarities between the theoretical and current locations within the study area. As a result it has been possible to classify the stands of *Quercus petraea* in the NW of the Iberian Peninsula by cluster analysis, can clustering several groups of forests. The first one, include young oaklands that develop with higher densities and a high radial growth. Its topography is the most rigorous of studied sites. In addition, significantly more mature stands with density according to the previous group, but lower radial growth and similar topography. These forests correspond to more Mediterranean climatic locations. Finally, mature stands, with radial growth around 1.5 mm/year are present with less topographic adversity. These oaklands are linked to more Atlantic climate and higher quality sites. The distribution of these three clusters is linked to different climatic conditions with apparent independence of human activities and good correlation with natural regeneration patterns. In the end, and as application of this classification, it was obtained a geographical distribution of the studied forests providing management and silvicultural improvement guides.

Keywords: *Quercus petraea*, silviculture, climatic, cluster, management.

Parole chiave: *Quercus petraea*, selvicoltura, climatico, cluster, gestione.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-dm-epi>

1. Introduction

Quercus petraea (Mattuschka) Liebl., is a species with a very concrete distribution area, more reduced than other Fagaceae. Its natural stretching area spans to the most Western European border, specially to the centre and South. It is spread from the Nordic countries to Sicily and from the British Isles to the extinct USSR, reaching Western Asia.

Within the Iberian Peninsula, its distribution appears very disperse, but, however, it is larger than *Quercus robur*'s. Concretely, it is exclusively manifested in the northern area and only in the northern mountain range, from Galicia to Catalonia, being its main manifestations the chains of Leon, Palencia, Santander Basque Country and Navarra (Amaral, 1990; Vila-Lameiro, 2003). The species is shortly used for reforestations on the Iberian Peninsula, being frequently found

forests formed by pollard trees used to obtain firewood. The abundance of trees from sprout of stool, or even root, justifies their regeneration method as a coppice forest, but without selection of the best coppice shoots and, therefore, these trees use to have a low commercial value (Díaz-Maroto *et al.*, 2005). Natural regeneration of oak is increasingly abundant on abandoned agricultural lands, which have very good improvement possibilities by means of an adequate management, as they are formed by young, vigorous and little damaged stems because unfortunate silvicultural treatments were not applied, as they were in another stands (pollard or selective felling of the best specimens). Getting oak stems with good forest habit is difficult and it requires a specific silviculture which has not been applied on the study area. Trees that naturally had these characteristics related to the production of quality timber have been indiscriminately harvested, which has led to an important genetic degradation of these stands (Díaz-Maroto *et al.*, 2005). However, little frequent operations as cleaning and brush out allow to abandon rapidly the state of "oak scrubland" present in many stands, in which strong competence affects very much to the growth, and being also more sensitive to fires (Vila-Lameiro, 2003). The initial density of oak stands must be higher than 10000 stems/ha, which lets improving their shape.

It is necessary to respect the layer of shade-loving species in subsequent operations, which usually exists naturally and favour the formation of good quality oak stems. Thinnings will be moderated, due to the sharp trend of oaks to form sprouts, which are stimulated by lighting of their trunk, and the dominant and codominant trees will be specially managed (Vila-Lameiro, 2003).

In case of scrublands where a previous selection of 400 to 600 sprouts/ha has been done after a clear cut, it is possible to practice coppicing with standards, keeping the accompanying coppice shoots to reduce the appearance of epicormic shoots and the incidence of wind (Díaz-Maroto *et al.*, 2005).

2. Material and methods

2.1 Study area

The study area comprises the Autonomous Community of Galicia which is situated in the north-west of the Iberian Peninsula and covers an area of ~ 3 million hectares. The mean altitude in the region is 508 m and slopes of more than 20% occur in half of the region. The lithological composition of the substrate is plentiful and includes granite, schist, slates and quartzite; the climate is very varied, although generally classified as Humid Oceanic, with a certain Mediterranean influence in some zones. Annual precipitation varies between 600 mm to more than 3000 mm (Díaz-Maroto *et al.*, 2005).

2.2 Description of sampling, data recording and parameters measured

Initial stratification of the study area was not advisable because of the wide dispersal and heterogeneity of the

oak stands throughout the region (Rubio *et al.*, 1997); therefore, we considered the study area as a single unit when selecting the areas for sampling and posterior data recording. The area was firstly delimited, avoiding certain areas where the presence of *Quercus petraea* was unlikely because the forest site characteristics (physiographic, climatic and edaphic) are not appropriate for these species (Timbal and Aussenac, 1996). The sampling zones were then selected, taking care to include a sufficiently representative number of oak stands, on the basis of the data included in the Forest Map of Spain (Ruiz de la Torre, 1991), obtaining the existing vegetation mosaics where *Q. petraea* is present, and the sampling zones were selected from within these, with the help of information provided by forestry administration personnel and data reported in previous studies.

Due to the dispersion and heterogeneity of the studied oak stands, it is unviable to initially stratify them (Díaz-Maroto *et al.*, 2005), so the study area has been considered as one unit, eliminating certain regions where the site particularities make the presence of some of the two studied species very difficult.

As no stratification of the territory was made, the location of the stands was chosen attending to a certain criterion of homogeneity, trying to maximize the representation of the characteristics of each region. Initially, it was considered a minimum stand area between 0.5 and 1 ha, which would permit installing inventory plots without any problem derived from the border effect (Hummel *et al.*, 1959; Díaz-Maroto *et al.*, 2006). The election of the sampling site must be resolved so that the chosen point does not present any accidental characteristic regarding to the region which it is representing.

When the stands were located, a permanent display of 92 sampling plots was installed with a rectangular shape and variable dimensions, attending to the stand density, so the number of trees of which diameter is bigger than the minimum inventoriable (5 cm) is not below 50 (Hummel *et al.*, 1959; Rondeux, 1993). Physiographic, dendrometric and profile data were taken, which, together with the climatic ones adapted to the sampling points, were useful to elaborate a group of parameters of the physiographic, climatic and edaphic habitat of each species (Gandullo *et al.*, 1991; Timbal and Aussenac, 1996; Rubio *et al.*, 1997; Blanco *et al.*, 2000).

A total of 39 parameters were measured: 25 ecological (4 physiographic, 5 climatic and 16 edaphic) and 14 stand parameters (Table 1).

The physiographic parameters used to describe the orography of each of the zones studied were altitude and mean slope, soil depth to parent material and closest distance from the sea (Rubio *et al.*, 1997; Díaz-Maroto *et al.*, 2005, 2006). The climate was described by the following parameters: total annual and summer precipitation, annual mean temperature and annual mean of absolute maximum and minimum temperature (Carballeira *et al.*, 1983). Within the ecological parameters, 16 edaphic parameters were also considered for evaluating the chemical properties and the soil fertility (Gallardo *et al.*, 1995; Covelo and Gallardo, 2002;

Marcos and Lancho, 2002; Bravo-Oviedo and Montero, 2005), including pH (H₂O), organic matter, total nitrogen, carbon/nitrogen ratio (C/N ratio), available phosphorus and exchangeable potassium, calcium and magnesium. We considered both the total value for the entire edaphic profile, calculating the weighted mean for the whole profile by the method of Russell and Moore (1968), as well as the surface value, using the data for the upper 20 cm, except where this corresponded to more than one horizon, when a weighted mean was calculated. Finally, to evaluate the structure and the silviculture of these forests, the following stand parameters were calculated: number of trees and basal area per hectare, mean arithmetic and quadratic diameters, dominant diameter (mean diameter of 100 thickest d.b.h. trees per hectare), mean arithmetic and quadratic heights, Assmann's dominant height (Assmann, 1970), standard deviation and coefficient of variation of the diameter and height distributions, Hart's index (HAI) (which estimates the distribution of trees in relation to dominant height trees) and Czarnowski's index (trees number in a squared plot of side equal to the arithmetic mean height) (Timbal and Aussenac, 1996; Claessens *et al.*, 1999).

2.3 Statistical analysis

Measurement of the set of parameters allowed the establishment of a database of information on the biotopes and the silvicultural characteristics of *Quercus petraea* stands in Galicia. To explain which of these parameters best characterize the silvicultural treatments and present situation of Galician oak forests, as well as to study the possible relationship with the biotope, two types of analysis were carried out.

The application of univariate analysis (Walpole *et al.*, 1999) allowed calculation of a series of characteristic values for the habitat of the species. To identify the most statistical significant parameters a bivariate analysis (correlation matrix) was made between silvicultural information and dasometrical and silvicultural parameters, and between silvicultural information and the parameters that describe the biotope (Walpole *et al.*, 1999). Subsequently, the correlation matrix made possible to set out a Principal Component Analysis (PCA) (SAS Institute Inc., 2004). With this, it could be identified how dasometric/silvicultural and ecological parameters, more significantly related, explain the variability of oak stands of *Quercus petraea* (Timbal and Aussenac, 1996; Ryan, 1997).

The idea of PCA consists on obtaining lineal combinations of the original variables, so they explain the most possible quantity of variability of data. The PCA technique presents a double use: it allows representing optimally within a small dimension space, observations of a general space with bigger dimension. It also allows converting the original variables generally correlated, into new non-correlated variables that make the interpretation easier (SAS Institute Inc. 2004).

3. Results

From the data obtained in the stand inventories and, later, from the parameters calculated, we obtained the

information necessary to characterize the habitat of *Quercus petraea* on a regional scale in the northwest of Spain. The descriptive statistics for the 39 parameters considered are shown in Table 2.

In most cases, the stands occur at altitudes above 1000 m and with steep slopes, sometimes extremely steep (more than 75%) and predominantly in shady orientations. To characterize the *Q. petraea* habitat on a regional scale in the north-west Iberian Peninsula, the values corresponding to the parameters selected in the study of biotope and silvicultural status were considered as reference data.

The univariate analysis of the physiographic and climatic descriptive statistics revealed that the highest variability was obtained in the orientation and mean temperature in the coldest month parameters, with coefficients of variation higher than 70%, and in some extreme cases, i.e. annual mean of absolute minimum temperatures and duration of drought, the values were higher than 100 and 200%, respectively. The lowest variability corresponded to temperature range, annual potential evapotranspiration and hydric index, with coefficients lower than 10%. Of the 18 edaphic parameters, 12 showed VC higher than 40%, and in some of these (surface phosphorus, total and surface calcium) higher than 100%; only the total and surface pH showed low variability, with CVs lower than 10%. Within the silvicultural statistics, the high VC of the parameters number of *Q. petraea* non-inventoriable or dead trees, total number of non-inventoriable or dead trees and regenerated saplings were notable. In contrast, the height variables (mean arithmetic height, mean quadratic height and Assmann's dominant height), the dominant diameter and the basal area showed the lowest variability.

The physiographic, climatic and edaphic parameters were used to identify the most discriminatory ecological parameters in the habitat of the sessile oak. As a result of the classification, with the establishment of Pearson Lineal correlation coefficients these forests can be well characterized by one physiographic (mean altitude), two climatic (winter precipitation and temperature index) and, above all, several edaphic parameters (surface pH, surface potassium, surface organic matter and total calcium) (Tab. 3). Similar bivariate analysis was then used to select the silvicultural parameters that showed the most significant interrelationships, i.e. number of trees per hectare, mean arithmetic diameter, mean quadratic diameter, mean arithmetic height, Assmann's dominant height, mean quadratic height and dominant diameter. In theory, these variables should be the best descriptors of the use and present status of *Q. petraea* forests in the study area.

All this information represented the starting point of the most important aim of this work: Design a Principal Component Analysis of the most descriptive parameters managed in the current study. As result of this analysis, for new variables from combinations of the previous parameters were created, accounting for more than 70% of the existing variability, and they can be assimilated to maturity of the stand, surface pH, surface potassium, and forest altitude.

4. Discussion

The *Quercus petraea* studied forests was most variable in terms of physiographic and climatic parameters, with coefficients of variation higher than 70% for some parameters. This initial univariate analysis of the physiographic and climatic parameters also showed the important variability of duration of drought, annual mean of absolute minimum temperatures, mean temperature in the coldest month, orientation... In extension, the absence of drought in many forests, as was contrasted years ago by Carballeira *et al.* (1983), gave rise to important variation of the duration of drought in the whole of studied forests. The direct consequence drives to the wide range of sites where *Q. petraea* is sited in the NW of the Iberian Peninsula.

The orientation of these forests is not always to north, as is considered as fixed many times. In these forests the shady locations predominate. However, in this area, *Q. petraea* is a semi-light-demanding species with a "non typical" sites with orientations between east and west (Vila-Lameiro, 2003). Propping up these ideas, the thermal variability is high, with a wide temperature range, accentuated by the altitude range within the study area (Vila-Lameiro and Díaz-Maroto, 2002).

This wide distribution is possible due to many of these forests have survived in sites where felling is very difficult because of the physiographic conditions (Fernández Prieto and Vázquez, 1985), with an homogeneous humid oceanic climate, with scarce continental influence (Amigo and Romero, 1994).

Related to the silvicultural characterization, the *Q. petraea* forests in the NW of the Iberian Peninsula present a high variation on age, site quality, and harvesting techniques. The principal consequence of this reality is that, at present, there're no pure stands (Vila-Lameiro, 2003). The statistics of the dendrometric/silvicultural parameters provide an idea of the heterogeneity of these forests. This heterogeneity is mainly focused in non-inventoriable and dead trees and in the regeneration status. Although the presence of non-inventoriable trees of sessile oak is rare, the mortality is high, in contrast to the accompanying species, which adapt

well to the closed undergrowth with little available light, at least in the early stages of development (Jarret 1996; Kelly, 2002). From the set of stand parameters selected by bivariate analysis to describe the use and present status of the oak stands, the results showed that the species is affected by certain unsuitable silvicultural treatments to which the stands have been subjected, such as pollarding and felling of trees to provide firewood and food for livestock. However, these are the suitable parameters for correctly definition of sessile oak stands in Galicia (Timbal and Ausenac, 1996; Rubio *et al.*, 1997), and it can be established that the distribution of the stands are more closely related to the physiographic and climatic characteristics than to edaphic factors probably because the substrates' character on which the stands develop is similar (Díaz-Maroto *et al.*, 2005, 2006).

The PCA results are consistent with the spatial distribution, being notable the relation between plots in the Asturian mountains, in Ancares (Lugo and Leon) and in the Leonese valleys. All these groups, make reference, as was said, to the exploitation practices, frequently with marked differences between this three big distribution areas (Vila-Lameiro, 2003).

5. Conclusions

The plot discriminant analysis was efficient in classifying the biotopes occupied by *Q. petraea* in the northwest Iberian Peninsula, obtaining a classification of the randomly sampled plots. However, the distribution of sessile oak forests in the study area depends as much on the physiographic and climatic characteristics of the territory, such as the edaphic conditions.

The data obtained could be used to find silvicultural alternatives to manage and maintain these forests and to obtain more profitable production than by traditional methods, such as high forest conversion of the stands, maintenance of the coppice forest in areas where firewood is still used, silvopastoral improvement in zones with grazing importance and the restoration of very degraded stands through reforestation with other native broadleaved trees.

Table 1. Ecological, phisiographycal and silvicultural parameters.

<i>Number</i>	<i>Parameter (unit)</i>	<i>Code</i>
1	Mean altitude (m)	ALT
2	Mean slope (%)	PND
3	Soil depth to the parent rock (cm)	PRO
4	Closest distance from the sea (km)	DM
5	Annual precipitation (mm)	PT
6	Summer precipitation (mm) SP	PE
7	Mean annual temperature (°C)	TM
8	Annual mean of absolute maximum temperatures (°C)	TMA
9	Annual mean of absolute minimum temperatures (°C)	TmA
10	Total pH in H ₂ O	PH
11	Surface pH in H ₂ O	PHS
12	Total organic matter (%)	MO
13	Surface organic matter (%)	MOS
14	Total nitrogen (%)	N
15	Surface nitrogen (%)	NS
16	Total C/N ratio	C/N
17	Surface C/N ratio	C/NS
18	Total available phosphorus (ppm)	P
19	Surface available phosphorus (ppm)	PS
20	Total exchangeable potassium (ppm)	K
21	Surface exchangeable potassium (ppm)	KS
22	Total exchangeable calcium (ppm)	Ca
23	Surface exchangeable calcium (ppm)	CaS
24	Total exchangeable magnesium (ppm)	Mg
25	Surface exchangeable magnesium (ppm)	MgS
26	Number of trees per hectare (N ₀ ha ⁻¹)	DEN
27	Basal area per hectare (m ₂ ha ⁻¹)	ABA
28	Arithmetic mean diameter (cm)	DMA
29	Quadratic mean diameter (cm)	DMC
30	Standard deviation of the diameter distribution (cm)	DED
31	Coefficient of variation of the diameter distribution (%)	CVD
32	Dominant diameter (cm)	DOM
33	Arithmetic mean height (m)	HMA
34	Quadratic mean height (m)	HMC
35	Standard deviation of the height distribution (m)	DEA
36	Coefficient of variation of the height distribution (%)	CVA
37	Assmann's dominant height (m)	HAD
38	Hart's index (%)	IHA
39	Czarnowski's index	ICZ

Table 2. Statistical descriptive parameters of *Quercus petraea* stands with n=92.
(SD: Standard Deviation, VC: Variation Coefficient). Variables present adimensional units.

<i>Parameter</i>	<i>Mean</i>	<i>SD</i>	<i>CV (%)</i>	<i>Maximum</i>	<i>Minimum</i>
ALT (m)	1053,3	196,3	18,6	1395	540
PND (%)	48,4	17,6	36,4	90	7,9
PRO (cm)	103,6	44,6	43,1	190,0	25,0
DM (Km)	84,8	20,8	24,5	129,0	34,0
PT (mm)	1589,5	249,1	15,7	2006,0	1150,0
PE (mm)	192,5	28,5	14,8	227,2	143,5
TM (°C)	8,8	2,0	22,7	11,0	5,0
TMA (°C)	20,8	2,8	13,5	23,4	17,7
TmA (°C)	-2,6	2,9	111,5	-0,1	-5,9
AMT (°C)	13,3	0,7	5,3	14,8	12,0
PH	4,73	0,36	7,6	5,65	4,23
PHS	4,59	0,43	9,4	5,60	3,90
MO (%)	7,83	4,04	51,6	19,83	1,82
MOS (%)	10,09	4,56	45,2	24,31	2,89
N (%)	0,25	0,11	44,0	0,55	0,07
NS (%)	0,32	0,13	40,6	0,72	0,10
C/N	17,92	3,75	20,9	23,14	8,83
C/NS	14,07	4,06	28,9	20,99	6,63
P (ppm)	9,53	7,49	78,6	24,80	0,93
PS (ppm)	12,57	14,49	115,3	52,69	0,76
K (ppm)	90,04	52,90	58,8	275,09	25,69
KS (ppm)	114,68	56,19	49,0	264,51	37,10
Ca (ppm)	203,21	275,67	135,7	1135,07	13,19
CaS (ppm)	291,29	342,47	117,6	1431,85	14,01
Mg (ppm)	45,54	42,50	93,3	164,96	3,76
MgS (ppm)	61,88	46,78	75,6	198,87	4,79
DEN (No ha-1)	990,0	495,9	50,1	2950,0	267,0
ABA (m2ha-1)	31,3	6,8	21,7	54,0	17,6
DMA (cm.)	21,4	7,9	36,9	41,5	2,4
DMC (cm)	23,8	7,2	30,3	43,2	12,0
DED (cm)	8,5	2,5	29,4	15,5	3,7
CVD (%)	39,7	11,2	28,2	65,0	16,0
DOM (cm)	35,2	7,6	21,6	55,1	18,7
HMA (m)	15,7	3,2	20,4	23,9	11,3
HMC (m)	4,0	0,4	10,0	4,9	3,4
DEA (m)	3,0	0,9	30,0	5,8	1,1
CVA (%)	15,8	6,3	39,9	39,0	6,5
HDA (m)	17,5	3,9	22,3	27,3	10,2
IHA (%)	20,5	5,9	28,8	37,0	11,0
ICZ	23,1	11,1	48,1	56,2	7,0

PROCEEDINGS OF THE SECOND INTERNATIONAL CONGRESS OF SILVICULTURE
Florence, November 26th - 29th 2014

Table 3. Pearson Lineal correlation coefficients between the most statistical significant parameters.

	<i>DEN</i>	<i>NIQ</i>	<i>NMQ</i>	<i>NIT</i>	<i>NMT</i>	<i>REG</i>	<i>ABA</i>	<i>DMA</i>	<i>DMC</i>	<i>DED</i>	<i>CVD</i>	<i>DOM</i>	<i>HMA</i>	<i>HMC</i>	<i>DEA</i>	<i>CVA</i>	<i>HDA</i>	<i>IHA</i>	<i>ICZ</i>
<i>DEN</i>	1,000	,392**	,596**	n.s.	,511**	n.s.	n.s.	-,604**	-,782**	-,510**	n.s.	-,602**	-,455**	-,387**	n.s.	,372**	-,365**	-,491**	,584**
<i>NIQ</i>		1,000	n.s.	,281*	n.s.	n.s.	n.s.	-,294*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-,427**	-,361**	n.s.	n.s.	-,534**	,348*	n.s.
<i>NMQ</i>			1,000	n.s.	,879**	n.s.	n.s.	-,357**	-,444**	n.s.	n.s.	-,324*	n.s.	n.s.	n.s.	,312*	n.s.	-,336*	,399**
<i>NIT</i>				1,000	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>NMT</i>					1,000	n.s.	n.s.	-,372**	-,454**	n.s.	,274*	-,350*	n.s.	n.s.	n.s.	,329*	n.s.	-,324*	,339*
<i>REG</i>						1,000	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>ABA</i>							1,000	,373**	,379**	,303*	n.s.	,398**	,504**	,472**	n.s.	n.s.	,435**	n.s.	,367**
<i>DMA</i>								1,000	,823**	-,604**	-,305*	,660**	,604**	,547**	n.s.	-,351*	,472**	n.s.	n.s.
<i>DMC</i>									1,000	,596**	n.s.	,784**	,639**	,554**	n.s.	-,350*	,508**	,361**	-,329*
<i>DED</i>										1,000	,598**	,731**	,400**	,337*	n.s.	n.s.	,433**	n.s.	n.s.
<i>CVD</i>											1,000	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	,667**	n.s.	n.s.	n.s.
<i>DOM</i>												1,000	,493**	,429**	n.s.	n.s.	,465**	n.s.	n.s.
<i>HMA</i>													1,000	,774**	n.s.	-,353*	,885**	-,285*	,383**
<i>HMC</i>														1,000	n.s.	-,305*	,680**	n.s.	n.s.
<i>DEA</i>															1,000	n.s.	312*	-,291*	n.s.
<i>CVA</i>																1,000	n.s.	n.s.	n.s.
<i>HDA</i>																	1,000	-,510**	,413**
<i>IHA</i>																		1,000	-,781**
<i>ICZ</i>																			1,000

Statistical signification level (s): *, s > 95%; **, s > 99%; n.s., non significative.

RIASSUNTO

Caratterizzazione incrementale, bioclimatica e selvicolturale dei boschi di quercia (*Quercus petraea* Matts Liebl.) nel nord-ovest della Penisola Iberica attraverso cluster analysis: linee guida di gestione

Le foreste di *Quercus petraea* oggetto di questo lavoro sono parte delle foreste quercia che coprono la maggior parte della superficie del NW della Spagna..

La tendenza generale di queste foreste autoctone è stata la progressiva trasformazione in piantagioni di specie a rapido accrescimento, che hanno una maggiore produttività, impossibile da raggiungere con i querceti attuali e con il metodo di gestione applicato. Questo metodo consiste, stranamente, in assenza di qualsiasi metodo. Di conseguenza, l'amministrazione regionale cerca di variare e invertire questa tendenza.

Tuttavia, dal punto di vista della produzione, questi querceti hanno un elevato potenziale, non solo a causa del valore elevato del loro legname. Al di là della produzione di legname, sono di grande interesse anche i prodotti forestali "secondari" (funghi, miele, erbe aromatiche, piccoli frutti, ...). Quindi è necessario evitare la degradazione / scomparsa della specie. Inoltre, va aggiunto l'effetto che queste foreste hanno nel bilancio idrico, per la conservazione del suolo, della fauna e della vegetazione etc. e l'uso ricreativo e di caccia che essi permettono. Spesso, queste foreste sono considerate aree sensibili di pianificazione speciale. Di conseguenza, la mancanza di informazioni specifiche e aggiornate su di loro giustifica uno studio come questo, che lontano dal proporre obiettivi economici imminenti per i risultati, cerca di ottenere informazioni di base per il miglioramento, la manutenzione e la possibile espansione di queste formazioni. Il punto di partenza per guidare la gestione delle specie forestali inizia dalla descrizione e caratterizzazione ecologica e dendrometrica, già fatto in precedenti lavori. In questo lavoro è stato fissato come obiettivo la creazione di relazioni tra la foresta demaniale e altri parametri, in particolare quelli connessi alle tendenze bioclimatiche e alla rinnovazione.

Tale caratterizzazione è stata completata con la determinazione delle cause che spiegano l'attuale distribuzione di *Quercus petraea* nel NW della penisola iberica. Questa conoscenza è utilizzata per confrontare le somiglianze tra le posizioni teoriche e effettive della specie all'interno dell'area di studio.

Il risultato è stata la classificazione dei popolamenti di *Quercus petraea* nel NW della penisola iberica attraverso la cluster analysis. Il primo gruppo, comprende giovani querceti che si sviluppano con densità superiori e un'elevata crescita diametrica. Sono state poi individuate foreste significativamente più mature con densità simili al gruppo precedente, ma con incrementi diametrici inferiori in situazioni topografiche simili. Queste foreste corrispondono a aree con clima più mediterraneo. Infine, il gruppo delle foreste mature, con una crescita diametrica circa 1,5 mm/anno sono presenti in stazioni meno accidentate. Questi querceti sono collegati a un clima

più atlantico e maggiore fertilità. La distribuzione di questi tre gruppi è legata a diverse condizioni climatiche con apparente indipendenza dalle attività umane e buona correlazione con i pattern naturali di rinnovazione. Alla fine, e come applicazione di questa classificazione, è stata ottenuta una distribuzione geografica delle foreste studiate in grado di fornire indicazioni per il miglioramento selvicolturale e gestionale.

BIBLIOGRAPHY

- Amaral J., 1990 – *Quercus*. In: Castroviejo S., Lainz M., López G., Montserrat P., Muñoz F., Paiva J., Villar L. (Eds.), *Flora Ibérica [Iberian flora]*, Consejo Superior de Investigaciones Científicas Madrid (CSIC), Vol. 2: 15-36.
- Amigo, J., Romero, M.I., 1994 – *Atlantic vegetation under Mediterranean climate: A case in the Iberian northwest*. *Phytocoenología*, 22: 583-603.
- Assmann E., 1970 – *The Principles of Forest Yield Study*. Pergamon Press, Oxford.
- Blanco A., Rubio A., Sánchez O., Elena R., Gómez V. Graña D., 2000 – *Autecology of chestnut (Castanea sativa Miller) in Galicia (Spain)*. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 9: 337-361.
- Bravo-Oviedo A., Montero G., 2005 – *Site index in relation to edaphic variables in stone pine (Pinus pinea L.) stands in Southwest Spain*. *Annals of Forest Science*, 62: 61-72.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:2004086>
- Carballeira A., Devesa C., Retuerto R., Santillan E., Uceda F., 1983 – *Bioclimatología de Galicia*. Xunta de Galicia-Fundación Barrie de la Maza, A Coruña.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/72.3.171>
- Claessens H., Pauwels D., Thibaut A., Rondeux J., 1999 – *Site index curves and autoecology of ash, sycamore and cherry in Wallonia (Southern Belgium)*. *Forestry*, 72: 171-182.
- Covelo F., Gallardo A., 2002 – *Effect of pine harvesting on leaf nutrient dynamics in young oak trees at NW Spain*. *Forest Ecology and Management*, 167: 161-172.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00721-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00721-6)
- Díaz-Maroto I.J., Vila-Lameiro P., Silva-Pando F.J., 2005 – *Autoecology of oaks (Quercus robur L.) in Galicia (Spain)*. *Annals of Forest Science*, 62: 737-749. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2005069>
- Díaz-Maroto I.J., Fernández-Parajes J., Vila-Lameiro P., 2006 – *Autecology of rebollo oak (Quercus pyrenaica Willd.) in Galicia (Spain)*. *Annals of Forest Science*, 63: 157-167.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:2005108>
- Gallardo J.F., Santa Regina I.S., Harrison A.F., Howard D.M., 1995 – *Organic matter and nutrient dynamics in three ecosystems of the "Sierra de Bejar" mountains (Salamanca Province, Spain)*. *Acta Oecologica*, 16: 447-459.
- Gandullo J.M., 1974 – *Test of quantitative evaluation of the sunshine based on the orientation and the slope of the land*. *Anales del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA). Serie Recursos Naturales*, 1: 95-107.

- Hummel F.C., Locke G.M., Jeffers J.N., Christie J.M., 1959 – *Code of sample plot procedure*. Bulletin 31, Forestry Commission, London.
- Jarret P., 1996 – *Sylviculture de chêne sessile [Silviculture of sessile oak]*. Office National des Forêts, Bulletin technique, 31: 21-29.
- Kelly D.L., 2002 – *The regeneration of Quercus petraea (sessile oak) in southwest Ireland: A 25-year experimental study*. Forest Ecology and Management, 166: 207-226.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00670-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00670-3)
- Marcos G.M., Lancho J.F.G., 2002 – *Atmospheric deposition in oligotrophic Quercus pyrenaica forests: implications for forest nutrition*. Forest Ecology and Management, 171: 17-29.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00458-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00458-9)
- Rondeux J., 1993 – *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*. Les Presses Agronomiques de Gembloux, Belgique.
- Rubio A., Escudero A., Gandullo J.M., 1997 – *Sweet chestnut silviculture in an ecological extreme of its range in the west of Spain (Extremadura)*. Annals of Forest Science, 54: 667-680.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:19970707>
- Ruiz de la Torre J., 1991 – *Mapa Forestal de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Instituto Geográfico Nacional. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Russell J.S., Moore A.W., 1968 – *Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data*. In: Proceedings of 9th International Congress Soil Science 4, Ed. J.W. Holmer, Adelaide, pp. 205-213.
- Ryan T.P., 1997 – *Modern regression methods*. New York: John Wiley & Sons.
- SAS Institute Inc., 2004 – *SAS/STAT® 9.1. User's Guide*. Cary, NC, SAS Institute Inc.
- Timbal J., Aussenac G., 1996 – *An overview of ecology and silviculture of indigenous oaks in France*. Annals of Forest Science, 53: 583-591.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:19960243>
- Vila-Lameiro P., 2003 – *Growth measurement and xilologic study of the stands of Quercus petraea (Mattuschka) Liebl. in the northwest of the Iberian Peninsula*. Doctoral thesis, Universidad de Santiago de Compostela.
- Vila-Lameiro P., Díaz-Maroto I.J., 2002 – *The present stands of Quercus petraea in Galicia*. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales, 11: 5-29.
- Walpole R.E., Myers R.H., Myers S.L., 1999 – *Probabilidad y estadística para ingenieros*. 6th Ed. Prentice Hall, Londres.

INDAGINE SUI DANNI DA *PAMMENE FASCIANA* (L.) NEI CASTAGNETI DA FRUTTO DEL VULTURE (BASILICATA)

Michele Lopinto¹

¹Michele.lopinto.1930@tiscali.it

Nei castagneti da frutto del Vulture (Basilicata) sono state condotte indagini al fine di determinare i danni prodotti da *Pammene fasciana* (L.). I rilievi sono stati effettuati negli anni 2009, 2010 e 2011 in tenimento di Melfi (PZ). L'entità dei danni non risulta consistente ma tanto non esime dalla necessità di adottare interventi, su base biologica, utili a contenere l'attività della *Pammene*.

Parole chiave: danni da *Pammene fasciana*, Vulture.
Keywords: *Pammene fasciana* damages, Vulture.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ml-ind>

1. Introduzione

1.1 Generalità

La castanicoltura in Basilicata non costituisce certamente una attività diffusa. Se consideriamo però la zona del Vulture, si nota come qui la coltivazione del Castagno occupa una fetta di territorio la cui importanza è in continua crescita grazie al suo evidente interesse economico, diretto ed indiretto, in termini di valore aggiunto occupazionale. Se a questo si aggiunge che oggi la castagna viene considerato un frutto prelibato, è evidente come il tutto giochi buone carte in favore del settore specifico ed evidenzia prospettive favorevoli.

Questi risultati assumerebbero maggiore valenza qualora si riuscisse a sviluppare l'attività connessa (ora concentrata sulla coltivazione dei castagneti e raccolta del frutto) verso interessi immediatamente consequenziali. Ci si riferisce alla necessità primaria di stimolare un associazionismo tra i castanicoltori per poter così tendere a sviluppare in loco la fase di prima lavorazione delle castagne (calibratura, curatura ed allestimento del prodotto fresco) con conseguente commercializzazione. Su questa scia sarà poi anche possibile passare alla lavorazione del prodotto secco e seguire così tutte le fasi della filiera. Eliminando ogni intermediazione ed affrontando in maniera unitaria le insidie del mercato e della globalizzazione, si potranno spuntare più favorevoli utili. Bisogna, insomma, imparare a fare squadra per fare marketing. Indipendentemente da quanto sarà possibile realizzare sul piano commerciale, è opportuno tendere prima a garantire la naturalità e integrità del prodotto. È risaputo difatti che ogni attività, agraria o forestale richiede, necessariamente, che nella fase della produzione venga adottato ogni accorgimento utile ad ottenere rese ottimali per qualità e quantità. Per raggiungere un tale risultato è essenziale che i problemi di natura tecnica, che attraversano il comparto nella fase della produzione, trovino una adeguata soluzione. Nel caso specifico è necessario adottare interventi mirati a limitare i danni arrecati da agenti nocivi in genere ed, in particolare, da insetti che danneggiano il frutto e/o limitano la qualità e quantità dello stesso.

1.2 Preliminari

Nella zona del Vulture a produzione di castagne, da un quindicennio sono state avviate, in via prioritaria, delle osservazioni in campo miranti ad accertare quanto già formava oggetto di conoscenza diffusa circa i danni prodotti da insetti al frutto. Il risultato di questi sondaggi ha evidenziato come tutto il territorio castanicolo era interessato annualmente da attacchi di insetti carpo-fagi.

Ci si trovava quindi in presenza di entità infeudate al Castagno quali: *Pammene fasciana* (L.) o tortrice precoce, *Cydia fagiglandana* (Z.) tortrice intermedia o verme rosa, *Cydia splendana* (Hb.) o tortrice tardiva e *Curculio elephas* (Gyll.) o balanino. Questi insetti evidenziavano una capacità di arrecare danni apprezzabili e diffusi che risultavano fluttuanti nel tempo e nello spazio. Una tale situazione ha spinto ad avviare indagini mirate a determinare l'ammontare delle perdite arrecate al prodotto dai vari componenti l'entomofauna appena evidenziata.

L'entità degli attacchi e l'ammontare delle perdite prodotte dalla *Cydia fagiglandana* (Z.) o tortrice intermedia o verme rosa e dal *Curculio epephas* (Gyll.) o balanino ha già formato oggetto di uno studio precedente (Lopinto, 2009). Si è inteso ora avviare altro studio mirato a determinare l'entità dei danni prodotti dalla *Pammene fasciana* (L.). Quanto riportato in questa analisi rispecchia lo sviluppo delle attività svolte e dei risultati a cui si è pervenuti e rappresenta la premessa per eventuali successive indagini.

1.3 Considerazioni

La presenza e i danni da *Pammene fasciana* (L.), in Italia, sono stati osservati da tempo ed interessano diverse zone del territorio nazionale. A tale riguardo Antonaroli (1998, 2000) riferisce che in Emilia e Romagna questo insetto, in uno alle altre due tortrici (*Cydia fagiglandana* Zel. e *Cydia splendana* Hb.) ed al balanino (*Curculio epephas* Gyll.), può arrivare a determinare un danno sino al 70% del prodotto di marroni e castagne. In particolare Rotundo e Giacometti (1986), parlando della *Pammene fasciana* (L.) riferiscono come Tremblay ha rilevato che una larva di questo insetto arriva ad "... *eliminare fino a 6 ricci, diminuendo del 50% il raccolto*". Viceversa Maresi (2002)

sostiene che in Trentino questo patogeno produce danni trascurabili tanto da poterli considerare “... come una cascola naturale dei ricci senza grosse perdite”.

Da quanto appena esposto si deduce che i danni prodotti dalla *Pammene fasciana* (L.) sono diffusi nelle varie zone castanicole del territorio nazionale arrecando perdite differenti a seconda delle località. Per quanto concerne i castagneti da frutto del Vulture, non risulta che gli stessi abbiano mai formato oggetto di indagini mirate a determinare l'entità del danno prodotto dalla *Pammene fasciana* (L.). Si è ben a conoscenza che questa tortrice ha uno sviluppo biologico precoce e ben distinto dagli altri insetti carpofagi (*Cydia fagiglandana* (Z.), *Cydia splendana* (Hb.) e *Curculio elephas* (Gyll.)), della castagna e che la sua attività coincide con l'inizio dello sviluppo dei frutticini di castagne nel riccio e si protrae sino all'inizio della caduta dei frutti maturi (Cecconi, 1924). Gli adulti sfarfallano tra giugno e la prima quindicina di settembre (circa 100 giorni) con un picco a luglio (Rotundo e Giacometti, 1986).

Le larve si nutrono delle foglie ed in particolare, rodendo il peduncolo del riccio nel punto di attacco al rametto, provocano la prematura caduta del riccio stesso.

L'entità del danno prodotto da questa tortrice, quindi, è evidenziata dalla quantità di ricci verdi a terra nel periodo tra agosto e gli inizi di novembre. Le larve mature si imbozzolano nel terreno o tra le screpolature della corteccia delle piante rendendo così difficile la lotta a questo insetto. Sulla base di queste conoscenze e consapevoli che in ogni attività produttiva è indispensabile conoscere prioritariamente le avversità e gli ostacoli che si frappongono alla realizzazione di un buon prodotto, si è voluto procedere a rilievi mirati per la determinazione del danno prodotto dalla *Pammene fasciana* (L.) o tortrice precoce delle castagne.

2. Materiali e Metodo

Le ricerche sono state condotte negli anni 2009, 2010 e 2011 ed hanno interessato le località:

- Santa Maria;
- Noce scananata;
- Chiancone;

in tenimento del Comune di Melfi (PZ).

Si è inteso prescegliere queste zone perché risultano rappresentative di tutto il complesso castanicolo del Vulture e perché situati nella zona a produzione della “Castagna di Melfi” o “Marroncino di Melfi”.

I tre complessi boscati individuati risultano dotati di un soprassuolo costituito da polloni¹ ben conformati, dell'età media di 40-50 anni, in buona produzione di castagne e soggetti alle normali attività colturali in uso nella zona. La dislocazione dei polloni risulta alquanto uniforme con una distanza media di circa mt.7 ed un'area di incidenza, per ogni soggetto, di circa 50 mq.

In ognuno dei complessi boscati prima evidenziati è stata prescelta e delimitata un'area di saggio. Queste, in un totale di tre, della superficie unitaria di mq. 1.000 (mt.50 x

mt.20) e contrassegnate con le lettere A, B e C, sono state localizzate tenendo conto delle caratteristiche del complesso boscato eppertanto sono state ubicate in funzione rappresentativa del bosco stesso. In particolare si è tenuto conto dello stato colturale del soprassuolo in relazione alla annata in cui i polloni sono stati potati². L'area di saggio A, difatti, è stata ubicata in un tratto di castagneto in località “Santa Maria”, potato nell'inverno 2008-2009; l'area di saggio B in un tratto di bosco, in località “Noce scananata”, in cui la potatura era stata effettuata nell'inverno 2009-2010 e l'area di saggio C in una zona del bosco, in località “Chiancone”, potato in anni precedenti. Così operando si è inteso avere la possibilità di verificare se lo stato di vigore dei polloni, conseguente alla potatura, influisse sull'attività della tortrice in esame. Il numero dei polloni per ogni area di saggio risultava essere di 20 ed il numero di soggetti sottoposti a controllo ammontava a 60. Non si è inteso effettuare delle aree di saggio più ampie in considerazione del fatto che, da sondaggi effettuati negli anni precedenti, si è avuto modo di rilevare che, in linea di massima, i danni prodotti dalla *Pammene* risultano, nell'ambito delle varie zone, alquanto uniformi ma diversificati a seconda delle località considerate.

Il lavoro sperimentale è consistito nella raccolta, a giorni alterni e per il periodo tra il 10 agosto e l'11 ottobre degli anni 2009, 2010 e 2011, dei ricci verdi a terra nelle aree di saggio. Si procedeva quindi alla loro conta avendo cura di escludere tutti quelli che, o perché troppo piccoli rispetto alla media del periodo o perché malformati, erano di sicuro non avvenire. Indi si aveva cura di verificare il numero di castagne in formazione nel riccio.

3. Determinazione del Danno

I dati raccolti consentono alcune valutazioni circa la caduta dei ricci in relazione all'andamento stagionale. L'attività della *Pammene*, infatti, è più manifesta nelle annate fresche, quale il 2010, che non in quelle più asciutte come il 2009 ed il 2011 (Fig. 1 e 2). Nell'anno 2010, difatti, sono stati raccolti, nelle tre particelle, n.° 5.278 ricci mentre, negli anni 2009 e 2011, sono stati raccattati rispettivamente n.° 4.440 e n.° 3.900 ricci. La caduta dei ricci, inoltre, appare più evidente a seguito di un periodo ventoso. Ciò per effetto della azione meccanica del vento sul riccio stesso il cui peduncolo, probabilmente, era già parzialmente eroso. Queste particolari situazioni influenzano la fenomenologia della cascola che, nel periodo di osservazione, manifesta un andamento altalenante evidenziando picchi in coincidenza di periodi di umidità ambientale od altro (Fig. 3). Dalle varie osservazioni effettuate si può ancora dedurre che lo stato di vegetazione dei castagneti, a seguito della potatura, appare non incidere sull'evento “cascola dei ricci verdi”. Passando alla valutazione del danno

¹ Si parla di polloni e non di piante perché i castagneti in parola provengono dai tradizionali “cedui castanili da frutto” (Lopinto 1970, 1989).

² Nelle zone del Vulture la potatura dei cedui castanili da frutto viene effettuata, normalmente, ogni tre anni. Per ridurre le spese di gestione si tende ora a differirla di uno o più anni. E' utile rilevare che il lavoro di ricerca ha impegnato un periodo precedente alle prime avvisaglie circa la presenza, nei castagneti del Vulture, del Cinipide galligeno (*Dryocosmus Kuriphilus* Yatsumatu). E' da ritenere, pertanto, che le risultanze a cui si è pervenuto non siano state inficiate da altri fattori.

prodotto, l'elemento di base viene fornito dal numero dei ricci verdi caduti (nei tre anni della prova) nelle tre aree di saggio. Questi dati consentono di determinarne la media (n. 1.512) che, rapportata alla superficie di un ettaro, ammonta a n. 15.120 ricci per ettaro. Considerando una media di 1½ castagne a riccio (Lopinto, 2005), si può determinare in n. 22.680 i frutti venuti a mancare su un ettaro di castagneto.

Conoscendo che, alla raccolta, 100 castagne delle cultivar presenti nei cedui castanili da frutto del Vulture pesano mediamente Kg.1.500 (Lopinto, 2005), la perdita di frutti/ha è di q.li 3,40 circa. Questo dato porta ad avanzare delle riflessioni circa il valore ponderale da attribuire a questa riduzione di prodotto. Se si considera che la produzione media di castagne della zona si aggira sui q.li 40-50, si evince che un mancato prodotto di q.li 3,40, pari al 7,5% della produzione medio/ha, sarebbe da considerare trascurabile. Si arriverebbe così a condividere la tesi sostenuta da Maresi (2002) secondo cui la caduta dei ricci verdi, in Trentino, si può considerare come una "cascola naturale" e, quindi, un avvenimento teso a migliorare il prodotto. Non è dato conoscere l'entità della perdita rilevata dall'A. ma, nel caso specifico del Vulture, si ritiene non poter condividere tali risultanze. Tanto in considerazione del fatto che, seguendo questa indicazione si tenderebbe a sottostimare una perdita di prodotto che, anche se ridotta, costituisce sempre una limitazione di un risultato che, comunque, si ripercuote sull'utile netto. Nè va sottovalutato, ancora, che si tratta di un calo di produzione dovuto alla azione di un insetto: la *Pammene fasciana* (L.). Analizzando il caso da questo punto di vista nulla toglie che, come si è già riscontrato in altre situazioni, anche in questa circostanza si potrebbe verificare una recrudescenza del fenomeno che aggraverebbe ulteriormente la già non rosea situazione fitosanitaria della castanicoltura del Vulture. Il voler considerare l'evento "caduta dei ricci" come una "cascola naturale" appare rischioso perché tende a fare astrazione dalla causa scatenante (che, nella pratica corrente, potrebbe essere dovuta a vari fattori quali: insetti, siccità, venti intensi ecc.) ed indurre a valutazioni errate circa la necessità di adottare gli opportuni provvedimenti. Diverso è il caso della "cascola artificiale" che, com'è noto, è prodotta dall'uomo nel caso particolare di fruttificazione abbondante ritenuta non in equilibrio con le potenzialità della pianta e del sito. A questo punto il discorso si potrebbe ulteriormente allargare all'ambiente, in cui la pianta vegeta, e ad un ampio corollario di altri fattori che concorrono a quella formazione vegetale. Alla luce delle riflessioni avanzate, si è dello avviso di considerare la possibilità di effettuare interventi mirati ed utili a controllare e contenere l'attività della *Pammene*. Questo alla pari di quanto già ritenuto indispensabile per la lotta agli altri insetti carpofagi delle castagne (Lopinto, 2009).

4. Commento

La coltivazione specializzata del Castagno sul Vulture tende ad assumere caratteristiche di un sistema bioeco-

logico di tipo agronomico. Il tradizionale "ceduo castanile da frutto", originariamente indirizzato alla produzione di legno e di castagne (Lopinto, 1970, 1981, 1988), col tempo e per effetto della scomparsa in loco degli utilizzatori del legname (falegnami, bottai, carrieri) è andato sempre più specializzandosi verso la produzione di frutti (Lopinto, 1981, 1988, 1989).

Allo stato attuale e per la peculiare caratteristica di produzione di castagne di pregio, il vecchio ceduo castanile da frutto ha assunto una efficienza vegetativa più assimilabile alle coltivazioni agrarie e, come queste, meglio si avvantaggia di apporti energetici come concimazioni, irrigazione e protezione sanitaria (Lopinto, 1991). A tal riguardo esistono validi esempi quali i frutteti di castagne in Piemonte e, propriamente, nel cuneese. A differenza di questi ultimi, nel caso specifico dei cedui castanili da frutto del Vulture l'ecosistema "castagno" può ritenersi notevolmente stabile perché poggia su basi tipiche forestali per la specie in discussione e per l'ambiente. Una tale peculiarità comporta l'assunzione di impegni circa la scelta dei sistemi di lotta utili a limitare e contenere l'azione della *Pammene* e che, contestualmente, rispettino l'ambiente.

5. Conclusioni

Nella lotta ai parassiti il principio guida è uniformarsi alla natura che trova al proprio interno il modo di porre riparo alle varie avversità: prova ne sia il caso della *Criphonectria parasitica* (cancro del Castagno).

Considerando che si è in presenza di entità che:

- per il peculiare ciclo vegetativo;
- per la singolare localizzazione dei danni arrecati;
- per la caratteristica etologica (ovodeposizione, modalità di nutrizione e svernamento);

evidenzia comportamenti singolari, se ne deduce che la lotta è particolarmente difficile e richiede una specifica attenzione nella scelta del sistema da adottare. Si esclude il ricorso all'impiego di formulati chimici (anche quelli selettivi) il cui uso comporta ripercussioni negative sull'ambiente in genere ed in particolare su quello biotico che, viceversa, va protetto, aiutato e potenziato con l'introduzione di nemici naturali (parassiti e predatori). Un valido aiuto, inoltre, potrà essere fornito dall'impiego di feromoni (Lopinto, 2009). Considerata la particolare situazione ambientale, data dal bosco, sarà necessario adottare "...una gestione fitosanitaria valida dal lato economico ed ecologico che sia nello stesso tempo applicabile su tutto il territorio..." (Prota e Luciano, 1987).

Ringraziamenti

Si ringrazia vivamente il Signor Donato Nigro, castanicoltore della età di 86 anni, per il fattivo aiuto prestato nella raccolta, per il periodo della prova, dei ricci nelle aree di saggio.

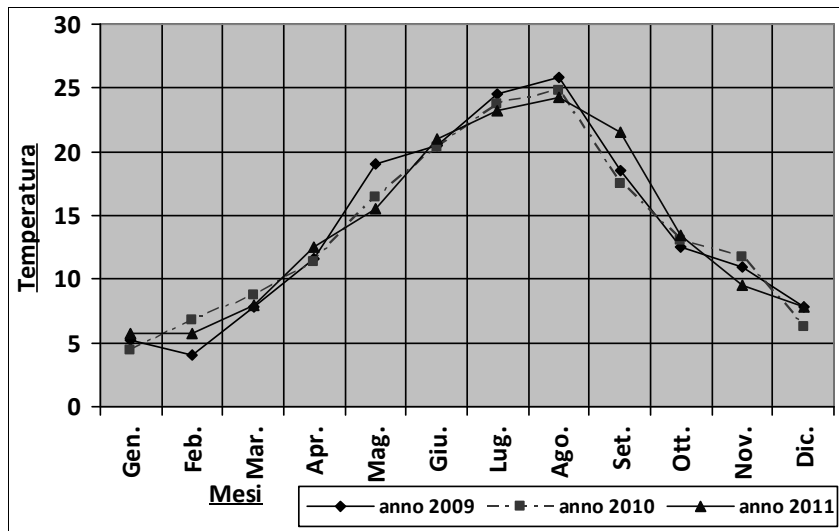


Figura 1. Andamento della temperatura media mensile negli anni 2009; 2010; 2011. Dati forniti dall'ALSIA, Azienda Incoronata Melfi (PZ).

Figure 1. The trend of the average monthly temperature in 2009, 2010, 2011. The data are provided by ALSIA, Azienda Incoronata Melfi (PZ).

Figura 2. Andamento delle piogge calcolate sulla media mensile negli anni 2009; 2010; 2011. Dati forniti dall'ALSIA, Azienda Incoronata Melfi (PZ).

Figure 2. The performance of the rains calculated on the monthly average in the years 2009, 2010, 2011. The data are provided by ALSIA, Azienda Incoronata Melfi (PZ).

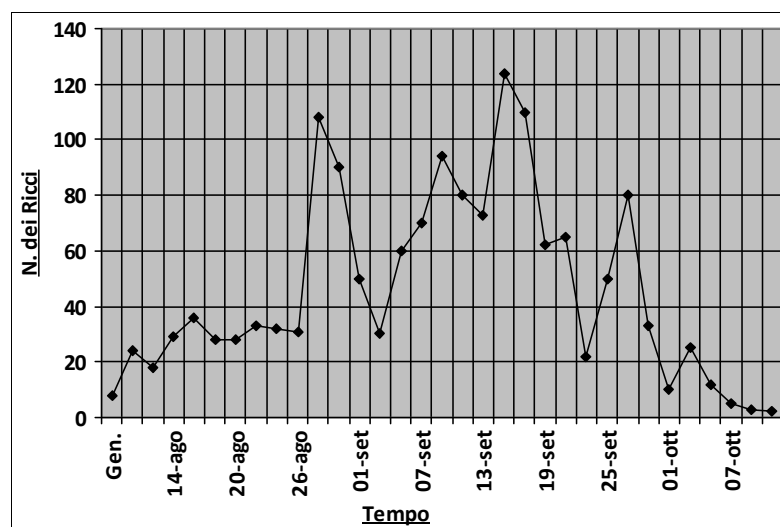
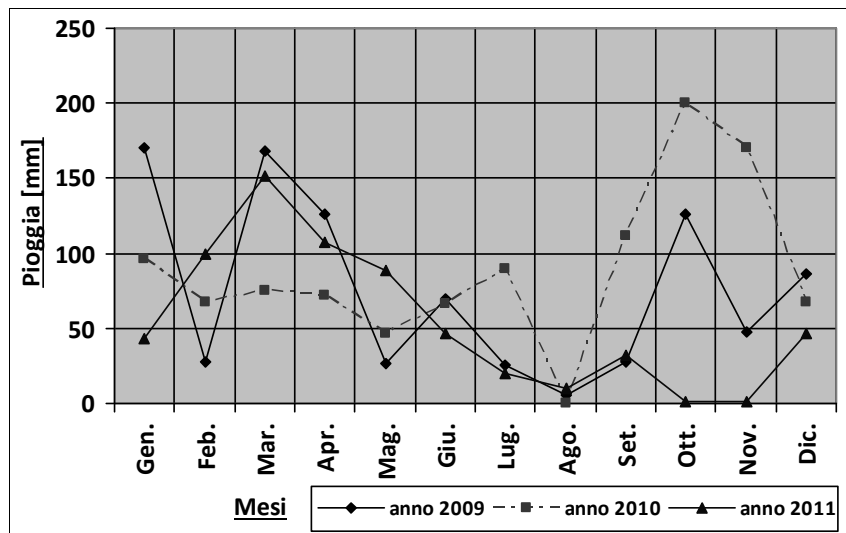


Figura 3. Andamento della attività della *Pammene fasciana* (calcolata sulla media degli anni 2009; 2010; 2011, nelle tre aree di saggio).

Figure 3. Performance of activities of *Pammene Fasciana* (calculated on the average of the years 2009, 2010, 2011 in the three sample plots).

SUMMARY

The assement of damages caused by “*Pammene fasciana*” (Basilicata)

A careful examination has been carried out to estimate the damages caused by *Pammene fasciana* in Vulture chestnutwood (Basilicata). The surveys have been carried out for 3 years (2009, 2010 and 2011) in Melfi environment (Pz). Notwithstanding the damages weren't considerable, a biological intervention is suggested for the control of *Pammene* activity.

BIBLIOGRAFIA

- Antonaroli R., 1998 – *Risultato di un biennio di catture delle tortrici del Castagno*. L'Informatore Agrario, n. 25.
- Antonaroli R., 2000 – *Contenimento delle due tortrici del Castagno con la tecnica della confusione sessuale*. L'Informatore Agrario, n.25.
- Cecconi G., 1924 – *Manuale di Entomologia Forestale*. Tipografia del seminario, Padova.
- Lopinto M., 1970 – *I cedui castanili sul Vulture*. Notiziario Forestale e Montano. Roma n.186.
- Lopinto M., 1981 – *Possibilità e prospettive dei castagneti del Vulture*. 1° Congresso Nazionale “Il legno nelle attività economiche del paese”, Roma 1-4 dicembre.
- Lopinto M., 1988 – *Il monte Vulture nei suoi aspetti forestali e selvicolturali*. Cellulosa e carta, n.°1.
- Lopinto M., 1989 – *Tradizione ed innovazione colturale nei cedui di castagno da frutto del Vulture*. Cellulosa e carta, n.°2.
- Lopinto M., 1991 – *Prove di concimazione dei cedui di castagno da frutto del Vulture*. Cellulosa e Carta n. 3.
- Lopinto M., 2005 – *Indagine Pomologica su alcune cultivar sui cedui castanili da frutto del Vulture (Basilicata)*. “IV Convegno Nazionale Castagno 2005”. Montella (AV) 20-22 ott.
- Lopinto M., 2009 – *Risultati di un triennio di indagini sui danni da insetti carposfagi nei castagneti da frutto del Vulture (Basilicata)*. Atti del 5° Convegno Nazionale Castagno, Cuneo 13-16 ott. 2009.
- Maresi M., 2002 – *La difesa biologica del Castagno: criteri fitosanitari per una gestione sostenibile*. Il Castagno, Re della montagna, 19-20 ott.
- Prota R., Luciano P., 1987 – *Elementi di previsione delle infestazioni in sugherete sarde e prospettive di difesa*. Atti del convegno sulle avversità del bosco e delle specie arboree da legno. – Firenze 15-16 ott. 1987.
- Rotundo G., Giacometti R. 1986 – *Realtà e prospettive di lotta alle tortrici delle castagne*. L'Informatore Agrario, n. 41.

LINEE EVOLUTIVE DELL'ORDINAMENTO GIURIDICO FORESTALE

Alberto Abrami¹

¹Università degli Studi di Firenze, Firenze; alberto.abrami@unifi.it

Viene inizialmente caratterizzato nel suo dato essenziale il Decreto n. 3267 del 1923, con il rilievo che esso, piuttosto di una normativa forestale, che cioè si prenda cura del bosco e del suo miglioramento, è una legislazione di natura ingegneristica, dove cioè il bosco è considerato unicamente come strumento di difesa del suolo. In relazione a questa finalità, e non ad altre, viene infatti imposto il vincolo idrogeologico che ha per oggetto i terreni di qualsiasi natura e destinazione, e cioè a prescindere che tali terreni siano boscati o meno. A metà degli anni '80 del secolo scorso viene introdotta nel nostro ordinamento una normativa che rivoluziona il sistema della protezione paesaggistica, e sui territori boscati, intesi come genere, viene a gravare ex legge un vincolo paesaggistico-ambientale. Il nuovo vincolo fa sì che la trasformazione del bosco in altra destinazione produttiva debba essere autorizzata anche dall'autorità paesaggistica. All'inizio degli anni 2000 vi è un intervento di tutto rilievo del legislatore forestale che integra e corregge in modo massiccio il Decreto del 1923 ridisciplinando la sistematica vincolistica e operando una protezione del terreno boscato a 360 gradi. Viene in tal modo introdotta nell'ordinamento forestale la tutela della biodiversità, dettata la definizione di bosco, disciplinato il taglio culturale, riordinata la programmazione forestale ecc. Il Decreto legislativo, che nella sostanza si configura come una Legge Quadro, non trascura inoltre di venire incontro alle attese delle imprese che operano nel cosiddetto ambito forestale.

Parole chiave: bosco, legislazione, vincolo paesaggistico-ambientale.

Keywords: forest, legislation, landscape and environmental constraint.

L'ordinamento forestale ha una caratterizzazione particolare, commistionando al suo interno interessi privati e interessi pubblici contrastanti tra loro, ma conciliati dalla norma. Non a caso si è parlato della proprietà forestale come di una proprietà speciale, volendo con ciò mettere in evidenza la sua funzione sociale, in quanto sul bene bosco convergono interessi diversi, o meglio, come detto sopra, contrapposti, che ne limitano l'uso da parte del proprietario. Questi potrà esercitare il diritto dominicale nel rispetto di una disciplina volta a salvaguardare gli interessi generali che sono intrinseci alla natura del bene (Tamponi, 1980).

Tale tipicità del bosco ha fatto sì che su di esso si esprimesse un diritto di proprietà compresso dall'interesse generale ovvero di una proprietà il cui esercizio è controllato dalla Pubblica Amministrazione o, detto in altre parole, conformata dalla norma pubblicistica.

La funzionalizzazione del bene bosco non è, peraltro, un fatto rilevato dall'ordinamento giuridico in tempi più o meno recenti, poiché fin dall'epoca antica e nel corso dei secoli, il proprietario forestale non ha mai potuto vantare sul bosco una signoria piena (De Berenger, 1965). Per quanto a noi qui interessa, possiamo affermare che per il nostro ordinamento, ad iniziare dalla prima legge forestale dello Stato unitario del 1877, e successivamente col decreto legislativo n. 3267 del 1923 tuttora vigente, l'interesse generale è rappresentato dalla difesa idrogeologica del territorio, assicurata - per quanto possibile - dalla presenza della vegetazione arborea. Di qui il vincolo idrogeologico che grava sulla proprietà boschiva in funzione della difesa del territorio, e non per altri

servizi che la superficie boschiva può soddisfare. Vi è, infatti, nel decreto del 1923, una coincidenza tra protezione del suolo e protezione del bosco, nel senso che quest'ultimo viene tutelato solo nella misura in cui risulta utile alla difesa del suolo. Prova ne è che le "Prescrizioni di massima e di polizia forestale," costituenti norme regolamentari, nel rispetto delle quali utilizzare il terreno boscato vincolato - e non solo il terreno boscato alle quali fa rinvio la normativa n. 3267 del 1923 - devono essere emanate "esclusivamente in rapporto con gli scopi idrogeologici," secondo le finalità dell'art. 1 della legge.¹ Tali fini mirano, più precisamente, ad evitare che, "con danno pubblico, "si verifichino denudazioni, perdita di stabilità del terreno e alterazioni del regime delle acque. Si tratta, dunque, di finalità di protezione del suolo in relazione alle quali il vincolo idrogeologico viene imposto - ad opera dell'Autorità amministrativa mediante un provvedimento puntuale sul territorio - sui boschi, ma non soltanto sui boschi, poiché oggetto del provvedimento restrittivo sono i terreni di "qualsiasi natura e destinazione." Piuttosto che di una legge forestale occorrerebbe allora parlare, riguardo al decreto n. 3267, di una legge idrogeologica, poiché essa si prende cura del bosco solamente in funzione della realizzazione di tale finalità. Il bosco, insomma, presidio della stabilità del

¹ Si veda l'art. 19, I comma del regolamento della legge forestale, r. d 16 maggio 1926, n. 1126.

territorio, ma non il bosco in quanto tale, e non soltanto il bosco.

Se la legge intende la superficie arborea come strumento della difesa del suolo, si può ben capire come l'effetto del vincolo sia quello della conservazione del terreno boscato. Di qui il divieto, in mancanza di autorizzazione, della sua trasformazione in altra destinazione produttiva, ma anche la previsione dell'obbligo di gestire il bosco nel rispetto di determinate regole tecniche che consentono la produzione del legname, ma prescrivendo l'estensione, il tempo e le modalità della stessa produzione, perché il bosco permanga nel tempo e possa perseguire i fini che già conosciamo (Patrone, 1970).

Il divieto della trasformazione del bosco" in altre qualità di colture", salvo autorizzazione dell'Autorità competente, viene disposto dall'art.7 del decreto del 1923 dove viene anche previsto il divieto di rompere il terreno saldo con lavorazioni periodiche riferito ai terreni non boscati, anch'essi vincolati. Il significato di trasformazione, fino a tutti gli anni sessanta, era stato sempre inteso come trasformazione in coltura agraria, con il risultato che il dissodamento della superficie silvana per far luogo a delle costruzioni o per l'apertura di una cava, era considerato come "movimento di terreno" per cui non era necessaria l'autorizzazione, ma essendo tale operazione sussumibile nel regime delle prescrizioni di massima risultava sufficiente la sola dichiarazione all'Autorità forestale. Questa, o dettava le modalità dell'esecuzione dell'intervento antropico o, se taceva per trenta giorni, si poteva procedere alla trasformazione del terreno boscato per effetto del silenzio-assenso dell'Amministrazione. Solo all'inizio degli anni '70, in seguito ad una sentenza del Consiglio di Stato che darà un'interpretazione estensiva dell'art. 7 e che costituirà l'inizio di un costante indirizzo giurisprudenziale, l'espressione "trasformazione in altre qualità di colture" sarà intesa come trasformazione in altra destinazione produttiva, a prescindere cioè dalla natura della nuova destinazione che può essere la più diversa, ma che esige, la trasformazione appunto, il controllo dell'Autorità amministrativa mediante il rilascio dell'autorizzazione². L'assunto del Consiglio di Stato sarà fatto proprio dalla legislazione forestale regionale e, più tardi, dal decreto n. 227 del 2001, per cui ogni dissodamento della vegetazione arborea dovrà essere soggetto all'autorizzazione per verificarne gli effetti di interesse idrogeologico, ossia la compatibilità o meno col vincolo.

Per quanto il d.lgs. n. 3227 del 1923 fosse caratterizzato non tanto come una normativa forestale, quanto invece come una normativa di difesa del suolo, la considerazione generale era quella di una legge forestale, o meglio dell'unica legge forestale esistente. Logico quindi avvertire il suo limite, allorché negli anni '60, inizia ad emergere l'importanza del bosco in relazione alle insorgenti tematiche ambientali e la legge forestale non è in grado di esprimere una tutela del

bosco che non sia solo di interesse idrogeologico. Nel decidere del cambio di destinazione del bosco, ossia del suo dissodamento, l'Autorità amministrativa nella sua discrezionalità tecnica non poteva, infatti, prendere in considerazione ai fini dell'autorizzazione, altre funzioni del bosco - pur di tutto rilievo come quelle di carattere naturalistico ed ambientale in generale - che non fosse quella soltanto idrogeologica, senza cadere nel vizio di eccesso di potere.

La regionalizzazione della materia foreste conseguente all'attuazione dell'ordinamento regionale, agli inizi degli anni '70, costituiva l'occasione per aggiornare e introdurre nuovi principi fondamentali nella legislazione forestale in vigore che apparivano ormai datati, mediante l'emanazione di una legge cornice, ma ciò non si verificò; dovremo da allora aspettare oltre un quarto di secolo per assistere all'intervento del legislatore forestale in questo senso, alla vigilia cioè, come avremo modo di vedere più avanti, della riforma del titolo V della Costituzione.

L'inerzia del legislatore forestale verrà però surrogata dal legislatore paesaggistico-ambientale a metà degli anni '80, quando entrerà in vigore la legge 8 agosto 1985 n. 431, avente a monte un decreto legge che in sede di conversione, nel tempo previsto dalla Costituzione, verrà completamente rivisto. Con tale legge viene rivoluzionato il sistema pregresso, fondato sulla legge n.1497 del 1939 di tutela delle bellezze naturali attraverso l'individuazione di ambiti territoriali caratterizzati da un peculiare interesse estetico ad opera dell'Autorità Amministrativa. La nuova protezione deriva, invece, direttamente dalla legge mediante la classificazione da essa operata di una serie di aree tipologiche e di categorie di beni rilevanti sotto il profilo paesaggistico ed ambientale, comprendenti anche i territori boscati. Questi acquisiscono nella loro totalità una nuova profilatura protezionistica, la cui cura compete ad altra Amministrazione che non sia l'Autorità forestale che rimane competente per il vincolo idrogeologico. Rispetto alla protezione fondata sul dato di bellezza approntata dalla legge n. 1497 del 1939, attraverso un atto amministrativo puntuale sul territorio, la nuova legislazione dispone, dunque, una tutela attuata attraverso il genere in relazione a determinati sistemi ecologici caratterizzanti il nostro paesaggio-ambiente. La pregressa valutazione estetica riferita al bello di natura, come si verificava per un determinato paesaggio di peculiare bellezza che al suo interno poteva comprendere un'area boscata, cede ora il passo, o se vogliamo, si sublima in una dimensione di maggior spessore quale è quella paesaggistico-ambientale categoriale.

Diversamente dagli altri beni, la classificazione del bosco in bene paesaggistico-ambientale viene completata da una quanto mai succinta disciplina che tiene conto del fatto che il bosco è per sua natura un bene produttivo, e quindi costituisce l'oggetto dell'impresa agro-forestale il cui esercizio consente la produzione di legname - che è il maggior frutto economico del bosco - al pari degli altri prodotti considerati secondari. Questa succinta disciplina rende possibile, o meglio compatibile con il nuovo vincolo, la raccolta del materiale

² Vedi sentenza la del Consiglio Stato 16 marzo 1971 n.183 con il commento di Abrami in "Foro Amm." 1972 p. 7.

legnoso, ossia il taglio degli alberi, senza obbligo di richiedere l'autorizzazione all'Autorità paesaggistica, essendo sufficiente per questo fine il consenso dell'Autorità forestale secondo le disposizioni del decreto n. 3267 del 1923. Dispone dunque l'art.1 comma 5 della legge n.431 del 1985 - ora però riprodotta con modifiche e integrazioni nel vigente "Codice dei beni culturali e del Paesaggio", d.lg. 22 gennaio 2004 n. 42 e successive modificazioni che non richiedono l'autorizzazione paesaggistica e sono quindi senz'altro realizzabili, purché consentiti dall'Amministrazione forestale, "il taglio colturale, la forestazione, la riforestazione, le opere di bonifica, anti incendio e di conservazione previsti ed autorizzati in base alle norme vigenti in materia".

Un dato di tutto rilievo della nuova legislazione è costituito dall'obbligo della redazione da parte della Regione, del piano paesaggistico, o piano urbanistico-territoriale, a seconda che esso venga redatto autonomamente, come nel primo caso, oppure all'interno del piano urbanistico regionale del quale è elemento costitutivo. Ciò che occorre mettere in evidenza è che il piano paesaggistico, sia nell'uno che nell'altro caso, è sovraordinato alla pianificazione urbanistica - come da sempre rilevato dalla Corte costituzionale - e quindi in grado di condizionarla nel rispetto degli interessi paesaggistici. Si può allora affermare che con la nuova legislazione sul paesaggio, il bosco diviene a pieno titolo oggetto della pianificazione del territorio ed il suo dissodamento, ossia il cambio di destinazione, essendo un fatto rilevante sotto il profilo urbanistico, deve essere autorizzato oltre che dalla Autorità forestale, se il terreno silvano è gravato dal vincolo idrogeologico, anche dall'Autorità paesaggistica. Il potere discrezionale di tale Autorità è comunque circoscritto dalle previsioni del piano paesaggistico regionale che prescrive l'utilizzazione del bene vincolato per i rilievi di natura urbanistica e le cui disposizioni saranno raccolte a livello di Provincia dal piano territoriale di coordinamento e quindi dalla pianificazione comunale, secondo una sorta di sistema a cascata elaborato dalla legislazione urbanistica prodotta dalle Regioni.

Il bosco torna anche ad acquisire quella tutela penale - che aveva perduta in seguito alla depenalizzazione dei reati forestali punibili con ammenda o multa operata dalla legge 24 novembre 1981 n.689 - per effetto della stessa classificazione in bellezza naturale, o meglio in bene paesaggistico-ambientale, che consente anche al terreno boscato di godere della garanzia dell'art. 734 del Codice penale. Ma la stessa legislazione paesaggistica è munita di sanzioni penali per effetto del richiamo operato dagli artt. 180 e 181 del d. lg n. 42 del 2004 - modificato dall'art. 3 comma I lett. b) del d.lg. 26 marzo 2008 n. 63 - alle disposizioni sanzionatorie previste rispettivamente dall'art. 650 c.p. e dall'art. 44 lett. c) del d.P.R. 6 giugno 2001 n. 380 recante "testo unico delle disposizioni legislative e regolamentari in materia edilizia".

Veniamo ora al più recente provvedimento legislativo disposto dal legislatore forestale dopo oltre ottanta anni dall'emanazione del decreto n. 3267 del 1923 che viene corretto e, soprattutto, integrato massicciamente. Si tratta del d.lgs. 18 maggio 2001, n. 227, recante "orientamento

e modernizzazione del settore forestale" attuativo della delegazione disposta dall'art. 7 della legge 5 marzo 2001 n. 57, con il quale vengono fissati nuovi principi fondamentali della materia Foreste, pur avendo tale decreto tutt'altra denominazione da quella di una legge cornice come, invece, in sostanza, esso è.

Possiamo, intanto, affermare che la nuova normativa rivisita la legge forestale del 1923 in un'ottica esclusivamente selvicolturale rinunziando cioè ad intervenire non solo sulla seconda parte della legge relativa alle sistemazioni idraulico - forestali, ma anche riguardo ai terreni che non siano boscati pur essendo gravati dal vincolo. Il decreto esordisce col rilevare che il fine della norma è quello della valorizzazione della selvicoltura, sia sotto il profilo della salvaguardia ambientale del territorio, sia sotto il profilo della razionale gestione del patrimonio forestale nazionale - a prescindere, quindi, dalla sua appartenenza - nonché il suo incremento. Siamo di fronte, certo, ad una affermazione di principio, ma che mette in risalto il carattere tipicamente selvicolturale della norma che non persegue altri fini che non siano la cura del bosco e l'aumento della sua superficie. Il I comma dell'art. 1 del decreto in esame, nel terminare il suo dettato, rileva l'interesse alla tutela della biodiversità forestale e allo sviluppo sostenibile delle foreste secondo gli impegni assunti dall'Italia a livello comunitario e internazionale. Ci si riferisce alle Risoluzioni approvate in diverse sedi ad iniziare dalla Conferenza di Strasburgo del 1990 per proseguire con Helsinki, Lisbona ecc. dove si sono ribadite le linee guida della tutela della diversità biologica e la gestione durevole delle foreste in Europa. Nel II comma dell'art 1 si afferma il potere delle Regioni in materia di foreste, ma anche dello Stato in diverso ambito, secondo la ripartizione delle competenze che caratterizza lo Stato regionale, che verrà però travolto dalla legge costituzionale n.3 del 2001 di riforma del Titolo V della Costituzione. Questa attribuirà alle Regioni la competenza residuale esclusiva forestale alle Regioni, competenza peraltro controbilanciata dalla competenza esclusiva dello Stato in materia di ambiente, come si rileva dalla pronuncia della Corte costituzionale 18 aprile 2008 n.2005 originata da un conflitto di attribuzione sollevato dalla Regione Veneto.

Uno dei cardini della nuova normativa forestale risiede nella riorganizzazione del sistema dei vincoli che vengono ricondotti ad unità, così da manifestarsi in un unico vincolo volto alla conservazione del bene. La tutela del bosco - oggetto dell'interesse del legislatore non va dimenticato è solo il bosco - non è più frazionata in distinte forme di vincolo, in relazione alle diverse funzioni del bosco, ma essa si manifesta attraverso il mantenimento della destinazione silvana.

Questa, tuttavia, può essere trasformata mediante autorizzazione regionale, o dell'Ente al quale la Regione ha attribuito la competenza, ma solo allorché il richiedente dimostri che la nuova destinazione è compatibile, oltretutto con la tutela del paesaggio di cui al d.lgs. n.42 del 2004, con una serie di beni o valori che costituiscono l'oggetto del vincolo idrogeologico e del vincolo per altri scopi - chiamato altrimenti protettivo di cui all'art.17 e seguenti del decreto n. 3267 del 1923 che ha avuto, peraltro, una pressoché inesistente applica-

zione. Più in particolare la trasformazione deve salvaguardare, secondo il dettato dell'art. 4 comma II del decreto n. 227 del 2001, "la biodiversità", ciò che costituisce una novità assoluta per l'ordinamento, assicurare "la stabilità dei terreni", assicurare ancora che non venga alterato "il regime delle acque," che sia garantita la difesa del terreno "dalle valanghe e dalla caduta dei massi" e deve anche risultare, la trasformazione, compatibile con "l'azione frangivento e di igiene ambientale locale", nonché con una poco comprensibile protezione del paesaggio, da intendersi, forse, nella specificità silvana, ma tuttavia già prevista mediante le disposizioni sulla tutela dei beni paesaggistici ed ambientali, oggi rinvenibile nel "Codice dei beni culturali e del Paesaggio" del 2004 e successive integrazioni.

Come in precedenza accennato, il decreto n.227 del 2001 chiarisce il significato di trasformazione del bosco, che già era apparsa nella pregressa legislazione regionale, individuandola in "ogni intervento che comporti l'eliminazione della vegetazione esistente finalizzata ad una utilizzazione del terreno diversa da quella forestale" (art. 4 comma I). Il mutamento di destinazione del terreno boscato deve essere compensata, recita il III comma dell'art.4, da rimboschimenti con specie autoctone su terreni non boscati da realizzarsi all'interno del medesimo bacino idrografico dove insisteva l'area trasformata, secondo le modalità stabilite dalle Regioni.

Il nuovo decreto legislativo chiarisce anche, e finalmente, il significato della dizione "taglio colturale" che tante discussioni provocò quando comparve nella legge n. 431 del 1985, non appartenendo tale dizione alla terminologia tecnica forestale, finché le Regioni, dopo l'iniziale incertezza, ebbero a disciplinare questo tipo di taglio boschivo come un taglio relativo alla ordinaria utilizzazione silvana. L'art. 6 II comma definisce taglio colturale - e si tratta di una interpretazione autentica - come quello che non tollera il taglio a raso del bosco d'alto fusto, a meno che "le tecniche selvicolturali non siano finalizzate alla rinnovazione naturale" degli alberi abbattuti, ed anche nell'ipotesi di un piano di assestamento redatto secondo i criteri della gestione forestale sostenibile, o quando ricorrano motivi di interesse pubblico, come la difesa fitosanitaria.

Il decreto in esame, se da una parte evidenzia - oltre alla biodiversità, della quale prima abbiamo detto - significativi elementi di un interesse squisitamente naturalistico, da altra parte, mostra attenzione all'attività dell'impresa forestale e al più generale ambito nella quale essa viene ad operare. Appartengono alla prima categoria, disposizioni come quella che obbligano le Regioni - fissando un principio fondamentale della materia che sopravvive alla successiva riforma del titolo V della Costituzione già richiamata, perché correlata alla materia ambiente di competenza statale - a "favorire il rilascio in bosco di alberi da destinare all'invecchiamento a tempo indefinito ai fini della conservazione, in particolare, delle specie dipendenti dalle necromasse legnose" (art. 6 comma III). Allo stesso modo va richiamata la disposizione dove l'obbligo del rimboschimento viene previsto oltre che per finalità di difesa idrogeologica del territorio, come già nella legge del 1923, anche per finalità correlate "alla qualità dell'aria, alla salvaguardia del patrimonio

idrico, alla conservazione della biodiversità, alla protezione del paesaggio e dell'ambiente in generale" (art. 1 comma 3 lett. a).

Appartengono alla categoria che rileva l'interesse del decreto n. 227 del 2001 per l'attività di produzione forestale e non solo di questa, il contenuto in particolare dell'art. 7, in forza del quale le Regioni possono qualificare, in seguito all'iscrizione in determinati elenchi, le imprese che eseguano "lavori, opere e servizi" in un non ben determinato "ambito forestale" che spetterà alle Regioni stesse meglio chiarire. Di certo non si tratterà solo di imprese che hanno la cura dell'allevamento degli alberi, quanto della loro utilizzazione, come le imprese agroforestali secondo la definizione codicistica, ma anche di imprese che hanno per oggetto della propria attività solamente il taglio del bosco, allorché abbia compiuto il ciclo produttivo, e cioè imprese che non essendo suscettibili nella categoria di cui all'art. 2135 c.c. sono di natura commerciale, poiché la locuzione ambito forestale le comprende di certo al suo interno. Ma tale locuzione ingloba non solo questa categoria di imprese, che limitano l'attività al bene bosco, seppure inteso in senso lato ossia nei suoi diversi risvolti di utilizzazione, ma anche quelle imprese che svolgono una attività solo indirettamente collegate al bosco, come possono essere gli interventi sistematori mediante rimboschimenti od altre opere riconducibili in qualche modo a quell'interesse di natura genericamente forestale che, appunto, caratterizza l'"ambito forestale" espresso dal legislatore delegato.

Queste imprese, in quanto iscritte nei registri regionali, possono anche "ottenere in gestione aree silvo-pastorali di proprietà o possesso pubblico". L'inciso, posto al termine del I comma dell'art. 1, lascia però perplessi, pensando che si tratta di beni, quando siano di proprietà delle Regioni, appartenenti alla categoria dei "beni patrimoniali indisponibili". Difficile allora ritenere che la gestione di tali beni, una volta privatizzata, non contrasti con la loro natura giuridica, ovvero possa ancora soddisfare l'interesse generale senza margini di convenienza per il privato, cosicché questi agisca allo stesso modo di un organo pubblico. Certo la norma invita a riflettere sul singolare destino della proprietà silvana cosiddetta demaniale, una volta fiore all'occhiello dell'Amministrazione statale, poi trasferita massicciamente alle Regioni che la hanno strenuamente rivendicata vincendo le resistenze dello Stato, per poi considerarla allo stesso modo di un fardello e delegarne la gestione, frantumandola, agli Enti locali, come si è verificato con la Regione Toscana, per altri versi ben meritevole dell'interesse pubblico (Abrami, 2005). Eppure pochi avrebbero pensato che nel giro di un quarto di secolo circa, beni di tale rilevanza pubblica, potessero divenire d'interesse privatistico. Abbiamo prima richiamato l'art. 7 del decreto del 2001 per evidenziare l'interesse che la nuova normativa dimostra per le imprese che agiscono nell'ambito forestale. Sotto questo aspetto merita di esser segnalato anche il dettato dell'art. 8, volto a favorire le cooperative ed i loro consorzi, i quali vengono equiparati agli imprenditori agricoli quando forniscano in via principale servizi "nel settore selvicolturale", anche nell'interesse di terzi. Questa nuova dizione, che sostituisce il termine "settore" a quello di "ambito," da ritenere meno ampio di

questo secondo, comprende tuttavia al suo interno, come dispone l'art. 8 del decreto n. 227, anche l'attività relativa alle sistemazioni idraulico-forestali.

La nuova normativa forestale ci dà anche la definizione di bosco (art. 2) alla quale, peraltro, aveva in buona misura già provveduto la legislazione regionale, sicché rispetto a questa, la disposizione statale si pone come norma quadro, e quindi in modo necessariamente succinto. Viene però dettata anche un'altra definizione, più esaustiva, la quale ha valore nel caso in cui la Regione non abbia ancora provveduto a dettarne una propria. Non ci attarderemo su tale definizione, se non per rilevare che un bosco per definirsi tale deve insistere su un terreno di estensione non inferiore a 2000 metri quadrati e di larghezza di almeno 20 metri quadrati, essendo inoltre sufficiente che la vegetazione arborea si estenda per il 20 per cento della superficie. Le radure all'interno di tale superficie, e cioè inferiori a 2000 metri, sono anch'esse costitutive di bosco pur interrompendone la continuità. Sono da considerarsi bosco, o per usare le parole della legge "assimilati" a questo, anche le aree temporaneamente prive della vegetazione forestale a causa di eventi accidentali, come gli incendi o delle avversità biotiche e abiotiche, od ancora quando il fondo è gravato dall'obbligo del rimboschimento.

L'art. 2 del decreto del 2001 ci offre anche la definizione di arboricoltura da legno, precisando che tale vegetazione non costituisce bosco, essendo finalizzata esclusivamente alla produzione di legname e biomassa. La coltivazione è reversibile al termine del ciclo colturale.

La definizione di bosco ha subito in tempi recenti delle modificazioni non di poco conto inserite sorprendentemente in un decreto legge recante "disposizioni urgenti in materia di semplificazione e sviluppo", successivamente convertito nella vigente legge 4 aprile 2012 n. 35.

L'art. 26 di questa legge corregge la definizione di bosco apparsa nell'art. 2 del d.lgs n. 227 del 2001 che abbiamo prima visto, dichiarando che non sono da considerarsi bosco le radure interne al terreno boscato aventi un'estensione inferiore a 2000 metri quadrati che interrompono la continuità del bosco, allorché siano identificabili come pascoli, prati, e pascoli arborati.

La correzione introdotta non può non destare delle perplessità poiché sottrae tali tipi di radure alla naturale espansione del bosco in quanto aree di sua pertinenza, sicché ne contrae la naturale espansione in danno della sua stessa conservazione, come può verificarsi in caso di incendio. Affatto convincente risulta anche l'altra integrazione all'art. 2 decreto del 2001 per cui non sono da considerarsi bosco le formazioni forestali promosse dall'Unione Europea in attuazione di regolamenti comunitari "una volta che siano scaduti i vincoli," senza che si disponga alcunché per la condizione idrogeologica del terreno in conseguenza del dissodamento della superficie boscata.

Nella stessa direzione va l'inciso successivo, dove si dispone che qualora vi siano "processi di forestazione naturale e artificiale che abbiano interessato "i terrazzamenti, i paesaggi agrari e pastorali di interesse storico oggetto di recupero a fini produttivi", tali terreni, pur essendo costitutivi di bosco, non sono da considerarsi tali per gli effetti di legge e perciò sono da trattarsi come fossero coperti da sterpaglia eliminabile senza alcuna precauzione. Ma ci sarebbe anche da chiedersi se non sia un non senso parlare di "paesaggi agrari e pastorali di interesse storico", come se si potesse fermare la naturale evoluzione del paesaggio agrario in relazione ad una determinata epoca storica ormai scomparsa perché travolta dal diverso modo di essere della società, mentre nello stesso tempo si ignorano i problemi idrogeologici del territorio dove la stessa società opera: evidentemente così agendo non ci si muove secondo la storia, ma in modo antistorico, se non metastorico (Abrami, 2014).

In realtà la disposizione è viziata di incostituzionalità poiché mira ad aggirare, in nome di un interesse privato - quello della produzione agricola la legge forestale, una norma d'ordine o di interesse pubblico, che, in ossequio alle finalità, appunto, di interesse generale che essa persegue, vieta la trasformazione del terreno boscato in altra destinazione produttiva, se non dietro autorizzazione dell'Autorità forestale che, come abbiamo già visto, ma giova qui ripeterlo, potrà rilasciarla solo dopo aver accertato la compatibilità della richiesta avanzata dal soggetto interessato con, "la conservazione della biodiversità, la stabilità dei terreni, con il regime delle acque, con la difesa dalle valanghe e dalla caduta dei massi, con la tutela del paesaggio, con l'azione frangivento e di igiene ambientale locale" (art.4 comma II d.lgs 18 maggio 2001 n. 227).

Si tratta di garanzie di natura pubblicistica che la nuova definizione di bosco mira a vanificare.

BIBLIOGRAFIA

- Abrami A., 2014 – *Governo del territorio e disciplina giuridica dei boschi e delle aree protette*. Roma, pp. 60-61.
- Abrami A., 2005 – *Manuale di Diritto forestale e dell'Ambiente territoriale*. Milano, pp. 69-71.
- De Berenger A., 1965 – *Studi di Archeologia forestale*. Ristampa anastatica a cura dell'Accademia italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Patrone G., 1870 – *Economia forestale*. Passim, Firenze.
- Tamponi M., 1980 – *La proprietà forestale, una proprietà speciale*. Padova.

RIMBOSCHIMENTO E RECUPERO DI SOPRASSUOLI FORESTALI ARTIFICIALI DEGRADATI: DUE ASPETTI FONDAMENTALI PER LA SALVAGUARDIA DEL TERRITORIO MONTANO

Federico Guglielmo Maetzke¹

¹Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università di Palermo; federico.maetzke@unipa.it

I fenomeni di dissesto del territorio che in questi ultimi anni sembrano acutizzarsi e recare ferite profonde in tutto il Paese, se da un lato sono quasi endemici data la morfologia e la natura dei terreni, certamente dall'altro sono frutto della mancanza di gestione pianificata e programmatica dell'uso del territorio. Ai problemi di stabilità del territorio montano e collinare, spesso originati da inadeguate attività umane, si è fatto fronte con estese campagne di rimboschimento che hanno interessato la maggioranza delle regioni italiane. Questi rimboschimenti, oggi spesso criticati per la scelta di specie e le tecniche usate nelle realizzazioni, hanno contribuito sostanzialmente alla salvaguardia di importanti porzioni di territorio.

Benché attualmente l'attività di rimboschimento sia notevolmente ridotta, pure i gravi problemi di dissesto e la minaccia di desertificazione che grava su molte regioni renderebbero necessaria la ripresa di questa attività. In questo contributo si analizza brevemente l'attività del secolo scorso e si prospettano alcuni indirizzi per la prosecuzione dell'opera di salvaguardia dei versanti, con canoni adeguati all'attualità, anche considerando l'attuale disponibilità di ampi spazi rurali. Inoltre, considerato che molti e ampi territori rimboschiti nel secolo scorso, pur avendo profondamente caratterizzato i paesaggi rurali e protetto una parte cospicua del territorio, sono stati in seguito abbandonati alla libera evoluzione, privi della minima colturalità, si delinea un quadro di interventi necessari a fronteggiare i frequenti fenomeni di degrado dovuti all'eccessiva densità e la mancanza di gestione, anch'essa frutto della mancanza di una visione politica forestale a lungo termine. Occorre individuare strumenti programmatori efficaci per supportare tali interventi, in genere non remunerativi anche se essenziali. Si tratta di lavori che peraltro possono ritrovare una validità anche economica, legata alla ricerca di nuove fonti di materia prima e grazie anche allo sviluppo di tecnologie industriali in grado di valorizzare materiale legnoso di limitate dimensioni.

Parole chiave: rimboschimento, recupero soprassuoli degradati, protezione territorio.

Keywords: reforestation, land rehabilitation, landscape recovery.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fgm-rim>

1. Considerazioni preliminari

In questi ultimi anni, e segnatamente nell'ultima stagione autunnale, con un periodo di piogge incessanti, i fenomeni di dissesto del territorio si sono acutizzati e hanno causato ferite profonde in tutto il Paese. Stante la morfologia e la natura del territorio italiano, da un lato questi fenomeni sono quasi endemici, ma certamente dall'altro sono frutto della mancanza di gestione pianificata e programmatica dell'uso del territorio, nonché di chiari abusi.

Da ogni parte sociale e politica si levano appelli per una politica territoriale efficace, s'invocano opere di salvaguardia e spesso s'intraprendono alcune realizzazioni di ampia portata, mentre manca una visione politica a lungo termine del problema. Nonostante il fatto che molti abbiano compreso che il fulcro della salvaguardia del territorio è la presenza dell'uomo in montagna e la sua capillare azione locale, pure mancano strumenti pianificatori e soprattutto program-

matici e incentivanti per affrontare questo tema in modo efficace. La portata del problema è effettivamente molto ampia e complessa. Tuttavia alcuni aspetti sostanziali possono essere affrontati per settori sia pur in una necessaria visione integrata delle soluzioni.

Il settore forestale è chiave nella gestione del territorio montano: numerosi strumenti giuridici adottati nel passato nonché attuali testimoniano l'attenzione ad esso rivolta. Benché esuli da queste note una disamina di questi dispositivi, nel complesso come prima accennato, manca una visione politica a lungo termine che possa coagulare e indirizzare l'azione di gestione coerentemente alla necessità d'operare di concerto con i tempi lunghi connessi alla vita dei sistemi forestali. Le azioni programmatiche di supporto alla montagna nel settore sono sempre state episodiche e non consequenziali, né sostenute da un *fil rouge* di continuità e intento costante: un esempio eclatante è stata la politica di rimboschimenti.

2. I rimboschimenti in Italia

Le campagne di rimboschimento, secondo quanto emerge dai dati dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio del 2005 (INFC, 2008), hanno contribuito per oltre 430.000 ettari al patrimonio forestale del paese, cui si aggiungono 122.000 ettari di arboricoltura da legno, peraltro, come sappiamo, non sempre efficace a tali fini (Bernetti, 2012). Ma a tale novero si possono probabilmente aggiungere anche boschi d'origine definita "seminaturale" anch'essi almeno in parte derivati da piantagione in foresta, da rinnovazione artificiale, nonché una parte di boschi non classificati per origine, per cui il dato, secondo alcuni Autori (Corona *et al.*, 2009), sembra sia sottostimato e il complesso dell'azione di rimboschimento, nel tempo, può aver portato ad oltre 1.000.000 di ettari di aumento della superficie forestale, rispetto alla superficie stimata all'inizio del secolo scorso. Nel complesso, anche se l'estensione dei rimboschimenti rispetto alla copertura forestale nazionale è relativamente contenuta e pari (se si considera l'ultima stima come vera) a circa il 10% del totale, pure questi sistemi forestali risultano importanti poiché svolgono innegabili funzioni protettive, paesaggistiche e ruoli ecologici rilevanti.

La politica di rimboschimento passata è stata spesso oggetto di critiche, talora fondate, sull'uso delle specie nei vari contesti ecologici. Soprattutto l'uso esteso di conifere e di eucalitti. Mentre per questi ultimi è necessaria una riflessione più ampia e circostanziata nel contesto mondiale del periodo, per quanto riguarda le conifere si sottolinea l'importanza di questi rimboschimenti che hanno consentito di ottenere una rapida copertura e protezione del suolo, nonché il miglioramento dello stesso.

Se si esaminano i provvedimenti emanati nel tempo a favore dell'ampliamento della copertura forestale nazionale, si trovano numerosi riferimenti fino dall'unificazione del Paese. Come più volte ricordato da vari autori (Romano, 1987; Anselmi *et al.*, 1998; Corona *et al.*, 2009), le campagne di rimboschimento, finanziate con fondi pubblici (dalla legge 5238 del 1888 alle leggi speciali per le regioni meridionali, dalla legge 264 del 1949 alla Legge della Montagna,) i due piani verdi 1961 e 1966, la legge Quadrifoglio del 77, fino ai progetti speciali della Cassa per il Mezzogiorno, infine con fondi europei (FEAOG, FESR), con azioni finalizzate o generiche, sono sempre stati inseriti in piani di ampia portata ma non di lunga durata, o quantomeno, anche se alcuni programmi hanno avuto una durata anche decennale, senza una visione a lungo termine delle problematiche da fronteggiare. In molti casi questi atti son stati emanati a seguito di emergenze naturali, catastrofi o ricorrenti problemi di dissesto: nel complesso manca comunque una visione forestale del tema, ma si affrontano settorialmente necessità contingenti, spesso appunto il dissesto, oppure la necessità di sostenere la produzione di materia prima legno, o il problema occupazionale.

E, soprattutto, secondo uno schema costantemente ripetuto, tutti i provvedimenti si sono limitati a sostenere l'azione di rimboschimento fino all'attecchi-

mento delle piante poste a dimora, ovvero per un periodo di 5 anni dopo l'impianto, salvo prescrivere la necessaria colturalità attraverso il piano di coltura e coltivazione - ma per lo più senza prevedere incentivi per questa necessità, o meglio, senza disporre strumenti programmatici consecutivi in grado di sostenere nel tempo le azioni incentivate con i precedenti.

3. La gestione dei rimboschimenti

Il problema della colturalità a medio e lungo termine si è posto severamente soprattutto in relazione alle densità d'impianto, che sono sempre state elevate, inizialmente anche 5000 piantine o più per ettaro su gradoni o a seguito di semine, più recentemente i 2000-2500 individui per ettaro in stazioni subumide e favorevoli, ed estesamente il sesto di 2,5 x 2,5 m, più frequentemente adottato, con 1650 piante per ettaro. Si tratta di valori che hanno comportato una rapida copertura del suolo quando l'intervento ha avuto successo, ma anche alla rapida evoluzione verso densità eccessive, conseguenti fenomeni competitivi e mortalità, in assenza di diradamenti, anche molto elevata, fino al 50% delle piante poste a dimora (Iovino e Menguzzato, 2002): è da notare che non si tratta sempre di mortalità post-impianto bensì, sovente del risultato dell'abbandono colturale verificato a distanza di decenni. E ciò generalmente perché gli interventi intercalari son stati poco o nulla praticati, così che molti impianti son divenuti instabili, caratterizzati da rapporti ipsodiametrici eccessivi, con forti perdite di massa per schianti e sradicamenti, più suscettibili a patologie e incendi, come ricordato da La Mantia con altri Autori (2002).

L'abbandono colturale è diffuso, dalla Carnia alla Calabria e alle isole maggiori, non v'è parte d'Italia dove non si notino rimboschimenti in condizioni d'instabilità e precarie condizioni vegetative. Chiaramente i soprassuoli artificiali così degradati non sono in grado di svolgere adeguatamente il ruolo di protezione del suolo o il ruolo paesaggistico per il quale furono impiantati, tantomeno un ruolo produttivo, spesso invocato nelle intenzioni delle norme incentivanti. Ma soprattutto è più difficile che si evolvano favorendo l'ingresso spontaneo di specie autoctone, ovvero verso l'auspicata rinaturalizzazione, in assenza di una guida selvicolturale, che si concretizzi soprattutto in un adeguato regime di diradamenti. E non a caso si parla di "regime" di interventi intercalari poiché, secondo l'assioma della selvicoltura, ogni intervento è guidato dal risultato del precedente ed è presupposto del successivo, in una logica di continua guida del bosco.

Il tipo di interventi, specifico di caso in caso, in genere deve privilegiare il perseguimento della stabilità e della funzionalità dei popolamenti artificiali. E poiché per la maggior parte i complessi forestali di questo tipo si trovano nelle condizioni di densità e squilibrio descritte, l'azione colturale deve necessariamente essere oggi estremamente cauta, diffusa e continua. Gli interventi di diradamento della copertura artificiale sono volti a favorire anche la rinnovazione naturale, la sua affermazione, l'aumento della diversità biologica, guidando

l'evoluzione verso sistemi stabili, complessi e in equilibrio con l'ambiente. Tali indirizzi si possono ben perseguire adottando i principi della selvicoltura sistemica (Ciancio, 2009).

Il problema dell'abbandono colturale è noto da tempo e molti autori lo hanno evidenziato, tuttavia, poiché che l'azione di rimboschimento è ora molto ridotta a causa degli elevati costi, e comunque poiché continua a mancare una forma d'incentivazione che faciliti una colturalità "permanente", esso diviene sempre più complesso, cogente e urgente. Ma ciò richiede una politica forestale continuativa.

Il primo passo organizzato verso una politica forestale sistemica è stato fatto con il Decreto legislativo n. 227/2001, con le connesse "Linee guida di programmazione forestale" che definì i primi obiettivi strategici di politica forestale a livello nazionale, anche a seguito degli impegni contratti nel contesto europeo e internazionale. Il decreto affrontò la questione forestale anche sul piano economico sociale delle zone interne, impostando il tema anche sotto il profilo imprenditoriale del sistema agroforestale nel suo insieme. Nel contempo si prese in considerazione il tema dell'arboricoltura da legno e dei rimboschimenti compensativi. Nessun riferimento alla gestione dei boschi salvo alcune prescrizioni di carattere selvicolturale generale. È pur vero che si trattava di una legge nazionale in un assetto che vede le regioni come attore principale della politica forestale, tuttavia il ruolo di indirizzo dello Stato è stato, in questo, carente.

In seguito, il programma quadro per il settore forestale del 2007 individua tra i punti di debolezza "la scarsa gestione attiva", tra le minacce "la scarsa redditività delle normali prassi di gestione del bosco" e "l'aumento della superficie abbandonata".

Lo stesso annovera però tra le opportunità il "recupero di zone forestali abbandonate e degradate". Anche questo tema è cogente e prioritario, connesso a quanto prima esposto, i problemi tuttora vivi e pressanti. Peraltro, il binomio fondamentale pianificazione - intervento non è stato completamente compreso né reso efficace.

Il tema della gestione forestale viene ripreso in tutti i piani forestali regionali, molti dei quali (ad es., Regione Siciliana 2009-2013, Regione Emilia-Romagna 2014-2020) effettivamente prendono in considerazione il problema della gestione dei rimboschimenti, sia pur solo indicando come necessarie le azioni di rinaturalizzazione e sostituzione di specie. Gli strumenti finanziari sono sviluppati nei Programmi di Sviluppo Rurale: misure adeguate, particolarmente le 122 e 226, permettono l'intervento nel miglioramento della resilienza e del valore ambientale dei sistemi forestali seguendo gli indirizzi degli articoli 25 e 26 del regolamento FEARS 2014-2020. Tuttavia il ricorso a tali misure è stato comunque relativamente limitato nella programmazione precedente, 2007-2013, attestandosi per la 122 al 48,6% e al 55% per la 226 rispetto alla spesa prevista a livello nazionale (Romano e Mirandola, 2013). Gli stessi autori notano che tale scarso interesse si può ascrivere a problemi normativi locali, difficoltà procedurali e, come prima notato, alla "assenza di una

"regia" nazionale forte sul tema forestale", ovvero di una reale politica forestale.

Del resto, anche il ricorso alle misure che incentivano il rimboschimento è stato contenuto, le specifiche misure 221, 222 e 223 (imboschimento di terreni agricoli e non agricoli, agroforestazione) hanno visto un relativo successo della prima con il 68,5% del programmato, e praticamente il fallimento della seconda e della terza (0,5% e 16,2%). Ovviamente i numeri qui riportati (Romano e Mirandola, 2013) devono essere esaminati a livello regionale, che evidenzia differenze, ma il complesso nazionale indica un generale stato di disaffezione e disinteresse verso tali attività. E ciò, evidentemente, anche da parte delle amministrazioni pubbliche locali.

Riferendoci alla Sicilia, regione che evidenzia un dichiarato e ovvio interesse a gestire e ampliare la superficie forestale (cfr. PFR Regione Siciliana) solo il 48 % della spesa prevista è stato impegnato e certificato sulla misura 226 (Ricostituzione del potenziale forestale e interventi preventivi), niente è stato certificato sulla spesa della misura 122 (a fronte comunque di una spesa ammessa di 1, 258 M. euro). Parimenti la misura 223 ha impegnato il 32% delle risorse previste mentre solo la misura 221 ha registrato un interesse marcato portandosi all'80% dell'investimento previsto (circa 67 M. euro su 87 previsti), devoluti soprattutto al ripristino di superfici danneggiate da incendi (A.A.V.V., 2013).

Nel complesso i rimboschimenti in Sicilia, nel settennio della programmazione PSR appena chiuso, assommano a 6672 ettari, che configura comunque un dato rilevante, ma certamente limitato rispetto alle necessità regionali.

In riferimento a quanto analizzato nel Piano Forestale Regionale della Regione Siciliana, le superfici disponibili e il livello di necessità di copertura forestale è stato determinato, con strumenti di analisi territoriale, per indirizzare i dispositivi pianificatori di livello inferiore e a servizio degli strumenti programmatori come il PSR.

4. Problemi e opportunità

Il problema della gestione dei rimboschimenti rimane comunque prioritario su scala nazionale: in effetti, come si è detto, la gran parte dei rimboschimenti non è stata sottoposta a una razionale colturalità dopo il primo periodo post impianto. Tale situazione si può ascrivere, in sintesi, ad alcune cause prevalenti per la maggior parte ben note:

- la citata mancanza di strumenti politico finanziari volti ad incentivare interventi generalmente a macchiativo negativo;
- la frammentazione di molti complessi forestali e la frammentazione della proprietà, in specie quella privata;
- la mancanza di un sistema pianificatorio sia al livello locale sia al livello territoriale;
- la scarsa imprenditorialità e scarsa applicazione dello sviluppo tecnologico volto a valorizzare il materiale legnoso di piccole dimensioni.

Tali criticità sono in parte affrontate anche a livello comunitario, già individuate e oggetto di azioni indi-

cate come strategiche nel *Forest Action Plan*. Anche queste azioni trovano supporto nelle misure del PSR, con approcci diversi secondo le realtà e le politiche regionali. In particolare per fronteggiare il problema della frammentazione delle proprietà e dei complessi è fortemente supportata la cooperazione tra proprietari e l'associazionismo, con le misure 28 e 36 del regolamento FEARS. Le forme di associazionismo vengono incentivate su misure prettamente rivolte all'azienda agraria, ancorché sia possibile prevedere l'adesione di aziende forestali, con la misura 122, e comunque tale supporto è stato poco pubblicizzato e il problema affrontato in modo inefficiente.

Il problema della carenza di pianificazione è grave e direi endemico nel nostro Paese, dove secondo i dati pubblicati dell'INFC 2008 il 16% circa della superficie forestale è oggetto di piani a livello locale. Il dato è comunque probabilmente superato, se si considera che a fianco delle regioni aventi una tradizione ed una economia forestale sviluppata, come la provincia Autonoma di Bolzano, con oltre il 90% della superficie assestata, anche regioni meridionali come la Basilicata hanno visto un rapido sviluppo della pianificazione di dettaglio che copre attualmente oltre la metà del patrimonio regionale (Cipollaro e Pompili, 2014). Tuttavia la situazione rimane molto eterogenea e in molte regioni la pianificazione si limita per la maggior parte alle P.M.P.F. o ai più recenti regolamenti provinciali. Per facilitare l'attuazione locale, a livello di PSR si esplicita un sostegno alle azioni pianificatorie con la misura 122, sebbene esso sia possibile anche nella misura 227, e sia incentivato tra le azioni immateriali in alcuni bandi regionali dello scorso PSR, ma solo in 9 regioni su 20 tali misure sono state rivolte anche alla pianificazione.

Circa la scarsa imprenditorialità e lo sviluppo tecnologico, il meccanismo incentivante è più ampio e circostanziato, rifacendosi alle misure 122 e 123. Tali opportunità, che saranno probabilmente offerte anche dalla nuova programmazione PSR dovranno essere opportunamente divulgate presso i portatori d'interesse da parte delle Autorità regionali e delle associazioni di categoria.

Una possibilità pratica di incentivo all'esecuzione di interventi culturali sui popolamenti artificiali degradati è offerta dal cresciuto interesse per le biomasse. Il prodotto dei diradamenti e degli interventi culturali, prima senza alcuna possibilità di valorizzazione economica, può divenire una risorsa d'interesse locale per impianti di filiera corta. Il requisito fondamentale è la controllabilità dell'intensità del prelievo e quindi ancora il processo di pianificazione, quale garanzia di contenere le utilizzazioni entro i limiti delle effettive necessità culturali dei popolamenti. Occorre in definitiva evitare il rischio di eccedere nel prelievo per sostenere l'investimento energetico, ma, viceversa dimensionare gli impianti secondo le effettive possibilità di prelievo a fini culturali, a valle di un piano particolareggiato di gestione.

D'altra parte conferire il materiale di piccole dimensioni ad un impianto di termovalorizzazione apre, anche per il legno di conifera, la possibilità di sostenere

economicamente, ed anche ecologicamente nel caso della filiera corta, gli interventi.

Un esempio è dato dal Progetto Proforbiomed, presentato in questa sede.

5. Conclusioni

In definitiva il recupero delle formazioni artificiali in cattive condizioni vegetative o degradate può rivelarsi uno strumento importante per limitare il deterioramento del territorio, aumentare l'efficienza dei sistemi forestali su una frazione non trascurabile del territorio coperto da bosco.

Occorre cambiare approccio al problema e trasformare un costo in opportunità, non solo per un ritorno finanziario, ma economico in senso lato. Sotto il profilo finanziario occorre una maggior collegamento tra gli attori della gestione selvicolturale e gli attori della ricerca e dell'industria di trasformazione del legno, che oggi applicano tecnologie innovative sull'uso del materiale di piccole e medie dimensioni. Sotto un profilo economico più ampio occorre che la pianificazione forestale individui le possibili vie di sostegno e sia portata all'attenzione del mondo politico, locale e al più alto livello.

Il nuovo PSR sarà finanziato con maggiori risorse, che per il 73% pari a 1.640 M.euro, saranno dedicate alla gestione del rischio: vedremo su quali misure l'esecutivo e gli enti delegati intenderanno distribuire tali mezzi.

Il sottosegretario all'ambiente Graziano Del Rio il 17 novembre scorso, dalla Liguria alluvionata, ha annunciato un grande piano nazionale per fronteggiare il rischio idrogeologico con investimenti provenienti da accordi UE: l'auspicio è che tra grandi opere e buoni propositi si prenda in considerazione un'opera distribuita sul territorio, poco appariscente ma determinante per la salvaguardia del territorio stesso.

SUMMARY

Reforestation and degraded tree plantation recovery as fundamental tools for land and slope safeguard

The wide spread occurrence of natural disasters - landslides, ground instability, floods and so on - that in the last period injured our country, if on one side are obviously linked with the country's morphology, geology and soils characters, on the other side they are doubtless tied up to the lack of a planned land use management, and, briefly, to the lack of a real long term forest policy in Italy. Moreover in the last century, the social fabric changes and the rural marginal areas abandonment would it make necessary a strong overall land policy in order to effectively safeguard the mountain and hilly territories.

With respect to forestry, in order to cope the frequent land disasters often originated by improper land uses, in the last century several nationwide reforestation programs were adopted and resulted in broad plantation campaigns.

Those reforestation works were hereafter criticized for the planting techniques and the tree species adopted, but doubtless they changed and shaped many landscapes and essentially contributed to maintain the soil stability in many regions of Italy. Although the reforestation activity is nowadays almost passed away for the high cost of interventions, yet the water geological disorder and the desertification risks would make it compulsory an upswing of forest coverage enhancement by reforestation activities in several sensitive territories. This paper briefly analyzes the last century reforestation activities, underlines the necessity of focused actions and proposes some addresses to carry on the land and slopes safeguard interventions. These activities would be carried on considering the availability of recently abandoned estates, to cope the degradation of slopes. Another urgency to deal with is due to the abandonment of reforested lands. The majority of the forest trees plantations made in the last century have been left to their destiny without any cultivation after planting. No thinning were made in almost any case, leaving the wood to an high density growth. The current structure of those plantation is often too dense and unbalanced with regards to both stability and ecological efficiency. Such a situation, widespread all over the country, frequently drive to local disasters, as crashes, tree death, downfalls, wildfires and so on, with consequent failure of soil protection capabilities of woods, landscape value deterioration, loss of wood material. This all is due to the lack of long term forest policy at the national level. Consequently it is compulsory to develop a planned action in order to foster the renaturalisation of old plantation, carried out with specific programs and funding. Those intervention are generally attributed to be costly and without financial benefits. On the other side we must consider the whole economic convenience of landscape recovery, the slope safeguard and, last but not least, the growing interest on biomasses use no less than the opportunity of technological valorization of small log by wood industries.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Anselmi N., Cellerino G.P., Moriondo F., 1998 – *La situazione fitopatologica del patrimonio forestale in Italia*. In: Atti del 2° Congresso Nazionale di Selvicoltura, Venezia. Ed. Consulta Nazionale Foreste e Legno. Vol. 3: 249-291.
- A.A.V.V., 2013 – *Relazione sullo stato di attuazione del Programma*. Comitato di Sorveglianza PSR Sicilia 2007/2013, Regione Siciliana 20 giugno 2013, www.prsicilia.it.
- Bernetti G., 2012 – *Il rimboschimento naturale in Italia*. Bollettino Georgofili. novembre 2012.
- Iovino F., Menguzzato G., 2002 – *Rimboschimenti in Calabria: storia e significato*. In: Corona P. e Marchetti M., *Rimboschimenti e trasformazioni del paesaggio*. Quaderni AIED 15. Papageno Ed. Palermo, pp.109-122.
- Ciancio O., 2009 – *Quale selvicoltura nel XXI secolo?*. Atti del III Congresso Nazionale di Selvicoltura, Taormina 16-19 ottobre. Vol. I 3: 44, Coppini. Firenze.
- Cipollaro S., Pompili M., 2014 – *Piani di Assestamento Forestale quali strumenti di attuazione delle Misure di Tutela e Conservazione dei Siti Rete Natura 2000 Basilicata: il caso della ZSC "Abetina di Laurenzana" (Potenza)*. Atti II Congresso Internazionale di Selvicoltura, Firenze 26-29 ottobre, In press.
- Corona P., Ferrari B., Iovino F., La Mantia T., Barbati A., 2009 – *Rimboschimenti e lotta alla desertificazione in Italia*. Aracne Editrice, Roma, p. 73-78.
- INFC, 2008 - <http://www.sian.it/inventarioforestale>.
- La Mantia T., La Mela Veca D.S., Marchetti M., Barbera G., 2002 – *Risultati preliminari sull'analisi delle tecniche di rimboschimento nella Sicilia meridionale*. L'Italia Forestale e Montana, 3: 261-275
- Romano D., 1987 – *I rimboschimenti nella politica forestale italiana*. Quaderni di Monti e Boschi 37 (6): 7-1).
- Romano R., Mirandola D., 2013 – *Le misure forestali sono in debito di ossigeno*. PianetaPSR numero 27 - dicembre 2013. www.pianetapsr.it.

IL VALORE DEI RIMBOSCHIMENTI NEL RECUPERO DEI TERRITORI DEGRADATI

Francesco Iovino¹, Davide Colace², Jean Claude Stepancich², Antonino Nicolaci¹

¹Dipartimento di Ingegneria Informatica, Modellistica, Elettronica e Sistemistica - DIMES UNICAL, Rende (CS); francesco.iovino@unical.it

²Azienda Regionale per lo Sviluppo dell'Agricoltura Calabrese - ARSAC, Cosenza (CS)

Il lavoro, dopo una disamina sui provvedimenti legislativi che hanno favorito l'attività dei rimboschimenti in Italia, prende in esame la Calabria quale significativo esempio di approccio integrato alla conservazione del suolo, realizzato nella seconda metà del secolo scorso. Seguendo un iter metodologico sviluppatosi in diverse fasi, vengono esaminati i punti fondamentali alla base della pianificazione appositamente predisposta, lo stato del dissesto, l'entità delle superfici rimboschite e dei boschi interessati da interventi di recupero, le peculiarità dei lavori eseguiti e le tecniche adottate. I dati e le analisi condotte hanno consentito di evidenziare come i rimboschimenti abbiano prodotto un insieme di effetti ambientali, ma anche di natura produttiva, positivi, indicando in modo chiaro come il loro valore debba esser considerato nella globalità degli effetti che determinano e non per le singole conseguenze che provocano. Tenuto conto che il rischio idrogeologico si è particolarmente accentuato in questi ultimi anni a seguito dall'abbandono di molte aree di montagna e di collina non più utilizzate dall'agricoltura, il lavoro sottolinea l'attualità dei rimboschimenti nel salvaguardia di questi territori e auspica che ciò avvenga mettendo in atto una reale integrazione tra la pianificazione forestale e la pianificazione territoriale a scala di bacino.

Parole chiave: rimboschimenti, aree degradate, recupero ecologico.

Keywords: reforestation, degraded areas, ecological restoration.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fi-val>

1. Introduzione

A partire dagli inizi del secolo scorso i rimboschimenti hanno caratterizzato l'attività forestale di diversi Paesi dell'Europa Mediterranea e hanno avuto notevole rilevanza per la vastità delle opere realizzate, per le ricadute positive sulla conservazione del suolo e sul paesaggio e per i riflessi sul piano economico e sociale.

In Italia la politica dei rimboschimenti è stata affrontata mediante una serie di provvedimenti legislativi disposti a favore dei territori montani che hanno avuto un'evoluzione nel tempo e alcuni dei quali hanno prodotto effetti rilevanti.

La necessità di circoscrivere nello spazio, in una visione più limitata, il dissesto idrogeologico delle zone montane indusse il legislatore ad inserire per la prima volta nel T.U. del 1° Marzo 1912 n. 442, con un preciso significato giuridico, il concetto di "bacino montano" (Camaiti, 1952). Venne così delineata una normativa organica delle disposizioni in materia di sistemazione idraulico-forestale dei bacini montani, in cui i lavori di rimboschimento e di rinsaldamento dei bacini montani venivano posti a totale carico dello Stato. Successivamente la legge del 1915 per il miglioramento dei pascoli montani e quella del 1923 sancirono una concezione più unitaria della difesa del suolo, della regimazione delle acque e del miglioramento economico dell'ambiente montano.

Inoltre, il R.D. n. 3267 del 30 dicembre 1923 (Legge Serpieri), determinò i primi movimenti diretti ad una

politica forestale e montana ispirata alla difesa dei boschi esistenti e alla creazione di nuovi boschi, aumentando le risorse complessive dell'economia montana.

Con la legge n. 215 del 13 febbraio 1933 si introduceva il concetto di «Bonifica Integrale», e stabiliva che la sistemazione del bacino montano doveva essere inserita in un piano organico di lavori e di attività coordinate, tese a una trasformazione dell'ordinamento produttivo di un dato territorio con rilevanti vantaggi igienici, demografici, economici e sociali.

In seguito, la legge sui cantieri-scuola di rimboschimento e sistemazione montana (n. 264 del 29 aprile 1949) e la istituzione della la Cassa per il Mezzogiorno (legge n. 646 del 10.8.1950) destinarono cospicui finanziamenti per la sistemazione dei bacini montani, che venne affrontata organicamente e con abbondanza di mezzi con la legge per la montagna (n. 991 del 25 luglio del 1952) (Romano, 1986). In pratica, venne sostituito il concetto di bacino montano con quello di «comprensorio di bonifica montana» in base al quale iniziarono a operare i Consorzi di bonifica montana (Ciabatti *et al.*, 2009). A seguito di tali provvedimenti fino al 1960 furono realizzati oltre 300.000 ettari di rimboschimenti (Camaiti, 1961).

Più tardi l'attività di rimboschimento trovò nuovo impulso con il Piano verde n. 1 (legge n. 454 del 1961) e ulteriormente con il secondo piano verde (Legge 27 ottobre 1966, n. 910), che prevedeva contributi per operazioni di rimboschimento e di restaurazione forestale, anche se eseguiti su terreni non classificati montani

e vincolati. Infine, nella seconda metà degli anni settanta, alcuni provvedimenti di interesse forestale, seppur con finalità diverse, hanno favorito altri interventi di rimboschimento e di impianti forestali per produzioni fuori foresta.

Con la prima Conferenza delle Nazioni Unite sulla desertificazione di Nairobi del 1977, il rimboschimento divenne strumento prioritario di lotta ai processi di desertificazione e dagli anni 80 venne riconosciuto come possibile misura di intervento per la riduzione dei fenomeni di frammentazione degli habitat naturali entrando a far parte delle strategie di conservazione della biodiversità.

Con la UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*) e il Protocollo di Kyoto del 1997, tra le misure di intervento per la mitigazione dei cambiamenti climatici era prevista anche la creazione di nuove superfici forestali con la finalità principale di sequestro del carbonio (Corona *et al.*, 2009).

Attualmente disturbi di origine antropica quali gli incendi di grande intensità e su vaste superfici, insieme all'abbandono di aree tradizionalmente coltivate e marginalizzazione di quelle non idonee alla semplificazione culturale, hanno reso molti territori collinari e montani più vulnerabili ai processi di degradazione dei suoli. Il loro recupero può efficacemente esser eseguito con interventi di rimboschimento, oggi collocati nel campo di azione del recupero ecologico dei sistemi ambientali degradati (SER, 2004).

In questo quadro di riferimento il lavoro ha l'obiettivo di evidenziare il ruolo dei rimboschimenti nel contrastare la degradazione fisica di ampie aree dei settori montani e collinari mitigandone la loro vulnerabilità al dissesto idrogeologico e il valore che assumono questi interventi valutato in un'ottica più generale di riequilibrio del territorio.

2. Metodologia

Per la finalità del lavoro si è fatto riferimento al territorio della Calabria che rappresenta un significativo esempio in Italia di approccio integrato alla conservazione del suolo, realizzato nella seconda metà del secolo scorso, di cui le attività di rimboschimento hanno costituito un settore significativo.

La metodologia si è articolata in diverse fasi:

- a) inquadramento dei rimboschimenti nel quadro degli interventi di conservazione del suolo scaturiti da appositi dispositivi legislativi;
- b) analisi ed elaborazione dei dati sullo stato del dissesto idrogeologico, con riferimento alle superfici agrarie e forestali interessate da forme degradazione dei suoli, e delle superfici interessate dai rimboschimenti. Per tale fase sono stati utilizzati i dati riportati nella documentazione tecnica predisposta per la realizzazione degli interventi, avvalendosi della documentazione della Cassa per il Mezzogiorno del 1957, 1964 e 1968. L'esame è stato condotto a scala di unità territoriale, rappresentata da raggruppamenti di bacini contermini omogenei (*bacini idrografici*) ricadenti in alcune delle sette *Zone studio* in cui era stato

suddiviso il territorio regionale ai fini degli interventi di conservazione del suolo;

- c) individuazione di bacini idrografici interessati in modo significativo dai rimboschimenti per ciascuna delle sette *Zone studio*.

Per ogni bacino si è proceduto all'analisi delle modalità di uso del suolo, delle condizioni di degrado antecedenti gli interventi e confronto con le condizioni all'attualità. Sono state analizzate, in particolare, le superfici delle diverse destinazioni culturali e le superfici in dissesto idrogeologico riferite ai dati del 1957. Per individuare quali delle destinazioni culturali siano state interessate dai rimboschimenti si è fatto riferimento ai dati del 1957, integrati da quelli estrapolati dalla carta di uso del suolo, dello stesso periodo. I dati relativi all'uso del suolo all'attualità sono ricavati dalla carta del Corine Land Cover (2006) completati da altre informazioni desunte mediante interpretazione a video di immagini relative all'anno 2011 (<http://www.bing.com/maps/>);

- d) esame delle tecniche di rimboschimento adottate mediante l'acquisizione di dati relativi alla preparazione del suolo, densità di impianto, specie impiegate, materiale di impianto, cure culturali. Per tale fase ci si è avvalsi della documentazione (relazioni, cartografia e fotografie) e dei dati ricavati delle perizie progettuali reperite negli archivi degli Enti che all'epoca eseguirono i lavori;

- e) valutazione dell'efficacia dei rimboschimenti sia mediante il confronto analitico tra le situazioni prima e dopo i rimboschimenti nei bacini esaminati, sia utilizzando i dati scaturiti da specifici studi che, seppur riferiti a precisi contesti, forniscono elementi quantitativi sugli effetti di questi interventi in termini ambientali (conservazione del suolo e stoccaggio di carbonio), di ricostruzione del paesaggio e di produzione di biomassa.

3. L'approccio integrato alla conservazione del suolo in Calabria

Tra la fine del XIX e la prima metà del XX secolo, la Calabria è stata caratterizzata da fenomeni di dissesto idrogeologico, manifestatisi con alluvioni, frane e intensi processi di erosione dei suoli.

Le calamità di quegli anni, come l'evento alluvionale dell'ottobre 1951 che interessò il basso Ionio reggino e quello tragico dell'ottobre del 1953 che colpì la Calabria Centro-Meridionale, contribuirono ad aumentare la consapevolezza della necessità di porre un rimedio al dissesto del territorio calabrese, considerato la causa di maggiore rilievo fra quelle che concorrevano a determinare lo stato di depressione economica e sociale della Regione.

Al di là di alcune leggi che consentirono solo l'esecuzione di interventi di ripristino per le opere danneggiate, divenne necessario, per cercare di ridurre le cause dei ricorrenti disastri alluvionali, affrontare *differenziatamente, organicamente e globalmente* il problema della difesa del suolo in Calabria (Cassa per il Mezzogiorno, 1964).

In questa ottica una Commissione appositamente istituita¹, in base alle risultanze sulle cause del dissesto dei bacini montani e dei corsi d'acqua della regione e di studi ed accertamenti, doveva formulare proposte sui provvedimenti da adottare, tenuti presenti i programmi già predisposti dai Ministeri dei Lavori pubblici e dell'Agricoltura e Foreste, nonché dalla Cassa per il Mezzogiorno per la sistemazione montana in detta regione.

A seguito dei lavori della Commissione fu approvata la legge del 26 novembre 1955, n. 1177 (Recante provvedimenti straordinari per la Calabria) che aveva la preminente finalità di conservazione del suolo². Tale finalità era considerata il cardine di qualsiasi intervento sia per gli insediamenti urbani e opere infrastrutturali, sia per prospettive di sviluppo localizzabili nelle superfici pianeggianti, condizionate dalla stabilizzazione dei sovrastanti territori collinari e montani.

La Legge Speciale ha avuto, infatti, il carattere immanente di considerare strettamente connesse la sistemazione montana e quella valliva, con riferimento al bacino idrografico, al fine di pianificare gli interventi di difesa del suolo, tra i quali un posto di primo piano ebbero i rimboschimenti.

I risultati che scaturirono dalla relazione della Commissione indicavano nel disboscamento, nell'artificioso restringimento degli alvei dei corsi d'acqua vallivi e nell'aumento della popolazione, con il conseguente eccessivo uso agricolo dei terreni, i fattori che avevano reso più grave il dissesto stesso.

Al fine di assicurare al territorio della regione una situazione fisica ed economica che permettesse, una volta superata la fase degli interventi straordinari, la possibilità di programmare interventi di natura "ordinaria", la Commissione tra le altre cose ritenne utile e necessario classificare come comprensorio di bonifica integrale di prima categoria, il territorio al di sotto dei 300 m s.l.m., ai sensi del R.D. 13 febbraio 1933, n. 215, al di sopra di tale altitudine, di bonifica montana, ai sensi della legge per la montagna.

Tutti i lavori erano previsti in un Piano Regolatore di Massima elaborato dalla Cassa per il Mezzogiorno (1957) a cui fu affidata l'attuazione della legge del 1955. La preparazione del piano durò sei mesi e costituì il primo tentativo di programmazione regionale, fondato sull'obiettivo principale della salvaguardia del suolo, non disgiunto da una concretezza di visione della possibilità e dei vincoli dello sviluppo economico calabrese.

Tale obiettivo trovò concretezza in alcuni punti fondamentali:

a) aver concepito le modalità di intervento in relazione ad una suddivisione fisica che ha rilievo sulla differenzialità dello sviluppo e cioè aver adottato a base del programma il bacino idrografico, o raggruppamenti di bacini contermini omogenei, come elemento di riferimento sia per la consistenza e la natura delle opere da eseguire, sia per il valore di esse in rapporto alla erosione del suolo ed agli interessi da tutelare;

b) aver riconosciuto che la soluzione del problema della conservazione del suolo era la condizione pregiudiziale per ogni attività di sviluppo e, per una sua migliore efficacia, non doveva esser considerata separatamente da tutte le altre attività di bonifica e potenziamento strutturale;

c) aver considerato i problemi della conservazione del suolo globalmente per la parte montana e per quella valliva dei singoli bacini nel quadro di un equilibrio di interventi mirati alla valorizzazione delle risorse e ad alcuni elementari assetti urbanistici, come quelli dei consolidamenti e dei trasferimenti dei centri abitati, aver solidamente legata la protezione del suolo con la conservazione ed utilizzazione delle risorse idriche.

Il considerare globalmente i problemi della conservazione del suolo per la parte montana e per quella valliva dei singoli bacini idrografici significava riaffermare un concetto valido ovunque, in modo particolare per la Calabria, peraltro ancora oggi attualissimo, che la sistemazione idraulica dei corsi d'acqua e la protezione dei territori di pianura è subordinata al riassetto idrogeologico dei versanti sovrastanti.

Per tali motivi il Piano regolatore considerava nello stesso capitolo della conservazione del suolo sia le opere idrauliche di valle che le sistemazioni montane entro cui ricadevano i rimboschimenti, il consolidamento delle zone franose, le sistemazioni idraulico agrarie, le opere idrauliche connesse alle altre opere estensive e l'acquisto di terreni a favore dell'ASFD.

L'articolazione territoriale prescelta ebbe come base fondamentale il *bacino idrografico elementare*; i raggruppamenti di bacini contermini omogenei, denominati bacini idrografici, costituirono, invece, le unità territoriali di studio nell'ambito dei quali furono discriminati i territori montani e vallivi in base all'isoipsa 300 metri. Il territorio regionale venne suddiviso in 83 unità fisico-economiche (bacini convenzionali), con riferimento alle varie necessità e opportunità di intervento sistematorio, caratterizzate essenzialmente dal comprendere per intero i bacini idrografici. A queste unità furono riferite le indagini di dettaglio del Piano che portarono a riconoscere la possibilità di raggruppare i bacini in 5 classi distinte in base: a) grado di dissesto; b) concrete possibilità sistematorie; c) interessi da difendere; d) suscettività economica dell'ambiente.

Alle 5 classi dovevano corrispondere, nei riguardi degli interventi, diversi gradi di intensità operativa, a partire dalla classe 1 nella quale ricadevano bacini richiedenti modesti interventi alla classe 5 con bacini molto dissestati, con interventi difficili, da attuare soltanto per fini sistematori locali, in rapporto a situazioni di emergenza per la difesa di particolari interessi pubblici.

¹ Commissione per lo studio dei problemi derivanti dal dissesto idrogeologico dei corsi di acqua della Calabria, (decreto interministeriale del 14 novembre 1953).

² Con la legge il Governo della Repubblica veniva autorizzato ad attuare in Calabria, per un periodo di 12 anni, dal 1 luglio 1955 al 30 giugno 1967, un piano organico di opere straordinarie per la sistemazione idraulico-forestale, per la sistemazione dei corsi d'acqua e dei bacini montani, per la bonifica montana o valliva; ad eseguire le opere occorrenti per la difesa dei centri abitati o per il loro trasferimento con conseguente spostamento totale o parziale degli abitati; nonché a fare acquistare terreni da destinare al rimboschimento da parte dell'ASFD, e a revocare concessioni di acque pubbliche qualora esse non fossero state utilizzate in passato.

Allo scopo di inquadrare gli aspetti salienti della struttura ambientale e quelli dei vari problemi relativi ai settori di intervento previsti dalla legge e di promuovere le soluzioni più confacenti, i bacini idrografici sono stati, a loro volta, raggruppati in sette Zone di Studio, ciascuna con una definita individualità fisico-economica (Fig.1).

In particolare, le Zone furono discriminate in base: a) uniformità di situazioni e di problemi fisico-economico in serie contigue di bacini; b) interdipendenza di problemi e connessioni delle relative soluzioni in complessi idrografici abbraccianti bacini contermini.

4. Analisi dei dati

4.1 Stato del dissesto e superfici rimboschite

L'analisi dei rimboschimenti può trovare una migliore interpretazione se riferita allo stato del dissesto idrogeologico in cui versava il territorio della regione e alle modalità di uso del suolo, poiché aiuta a comprendere la distribuzione e le differenti superfici interessate da questi interventi. La superficie agraria e forestale della regione risultava di circa 1.439.000 ettari pari al 95% di quella territoriale. La superficie forestale, riferita al 1954 era di poco oltre 379.000 ettari, circa un quarto sia di quella agraria e forestale che di quella territoriale (Cassa per il Mezzogiorno, 1957). Il 30% della superficie era caratterizzata da boschi degradati che sono stati oggetto di interventi di recupero.

Il dissesto idrogeologico interessava poco oltre 316.000 ettari di superficie agraria e forestale, circa il 21% della superficie territoriale, dei quali l'11% di superfici in frana e l'89% in preda a processi di degradazione superficiale dei suoli, la quale rappresentava, a sua volta, il 20% della superficie agraria e forestale del territorio regionale. L'esame dei dati per singole Zone di Studio ne ha evidenziato le peculiarità. Ciascuna delle sette Zone aveva una superficie agricola e forestale dal 92 al 96% di quella dei relativi territori.

La Zona I presentava quasi eguale ripartizione tra le due forme di dissesto idrogeologico; la II e la V Zona erano quelle complessivamente meno interessate da fenomeni di dissesto. Poco oltre il 40% delle superfici in degradazione ricadevano nella III e nella IV Zona; il 55% delle superfici in frana, invece, interessavano la VI e VII Zona, che raggruppavano i bacini del versante ionico e tirrenico dell'Aspromonte (Cassa per il Mezzogiorno, 1957) (Fig. 2A). Tale situazione trova conferma nei dati ottenuti incrociando le superfici delle sette Zone di studio con quelle delle cinque classi di bacini.

E' risultato che i bacini richiedenti modesti interventi (Classe 1) caratterizzavano la V Zona; i bacini mediamente dissestati e con esigenze sistematorie notevoli (Classe 2) avevano oltre la metà della loro superficie concentrata nelle Zone I, III e IV; i bacini molto dissestati e con interventi possibili (Classe 3) erano peculiari della VI Zona, mentre i bacini mediamente dissestati e meritevoli di interventi (Classe 4) per il 50% della loro superficie ricadono in II Zona. I bacini molto dissestati e con interventi difficili (Classe 5) presentavano dal 32 al 52% della superficie nelle Zone VI e VII (Tab. 1). La superficie forestale delle singole Zone

presentava una netta differenza tra le prime quattro, nelle quali si concentrava il 75% dei boschi, con la più alta percentuale nella III Zona, e le altre tre che insieme raggiungevano il 25%.

La I Zona risultava la più povera di boschi. A fronte di questa situazione gli interventi di rimboschimento interessarono una superficie di poco oltre 112.000 ettari³. In media è stata interessata dai rimboschimenti il 40% circa della superficie agraria e forestale in fase di degradazione superficiale dei suoli. A questi devono aggiungersi poco oltre 1500 ettari di rimboschimenti litoranei tendenti al consolidamento di dune e alla protezione dai venti salsi delle retrostanti pianure e interventi di recupero di boschi degradati eseguiti su circa 110.000 ettari (Cassa per il Mezzogiorno, 1964; 1968).

La distribuzione delle superfici rimboschite e di quelle interessate da interventi di recupero fra le diverse Zone rispecchia le situazioni del dissesto evidenziate nella figura 2A. Infatti, il 48% dei rimboschimenti sono stati realizzati nella III e IV Zona, nelle quali si concentra anche il 49% delle superfici interessate da interventi di recupero di boschi degradati; nella VI e VII Zona si concentra un altro 28% dei rimboschimenti e, nell'insieme, solo il 14% delle superfici interessate da interventi di recupero che, invece, sono superiori a quelle rimboschite nelle Zone II e V. La Zona I presenta quasi una eguale ripartizione fra rimboschimenti e superfici con interventi di recupero (Fig. 2B).

4.2 Elementi peculiari dei rimboschimenti eseguiti

I dati prima esposti confermano come nell'ambito delle opere di conservazione del suolo i rimboschimenti abbiano costituito lo strumento principale e l'espressione più appariscente del complesso di opere realizzate (sistemazioni di frane, sistemazioni idrauliche agrarie, opere idrauliche nei corsi d'acqua montani).

L'entità dei finanziamenti erogati, l'ampliamento dell'area classificata come comprensorio di bonifica montana, nonché la grande disponibilità di mano d'opera agricola disoccupata presente nelle aree di intervento, consentirono di realizzare gli interventi di rimboschimento nelle aree dislocate negli alti e medi bacini che erano divenute disponibili a seguito dell'abbandono di ex coltivi in preda a fenomeni di degradazione di suoli e, nel contempo, di condurre l'opera di ricostituzione dei boschi dove erano stati seriamente compromessi da tagli indiscriminati e da incendi, spesso provocati con intenti speculativi (Maiolo, 1993).

Oltre all'entità della superficie complessivamente rimboschita, di per se rilevante per la dimensione degli interventi, peraltro sviluppati ad una scala senza precedenti in Calabria e in Italia, i dati evidenziano altre peculiarità dell'intervento.

La prima è la continuità nel tempo degli interventi che interessavano superfici contigue e, in alcuni casi, intere aree medio montane dei bacini, dove la distruzione dei boschi e lo stato di abbandono dei coltivi aveva

³ Parte dei lavori erano stati avviati con fondi del Piano dodecennale della Cassa per il Mezzogiorno del 1952 (Cassa per il Mezzogiorno, 1964).

generato fenomeni di grave dissesto idrogeologico (Maiolo, 1999).

La seconda peculiarità riguarda la superficie annualmente interessata dagli interventi. Considerando che gran parte dei lavori ebbero inizio a partire dal 1957 e che i dati prima riportati fanno riferimento al rapporto sullo stato di attuazione al 1967, si ricava che in media annualmente furono rimboschiti circa 11.000 ettari e circa un eguale superficie venne interessata da interventi di recupero di boschi degradati.

Un dato di assoluto rilievo che fornisce l'idea dell'intensa attività svolta. Una conferma scaturisce anche dai dati di produzione del postume. Annualmente venivano messe a dimora 40 milioni circa di piantine. Tale ritmo impose una notevole organizzazione sia nel settore vivaistico (oltre 35 milioni di piantine venivano prodotte in 34 vivai della regione, finanziati in base alla stessa legge speciale), sia nella rapida distribuzione e messa a dimora in località spesso impervie e lontane dai centri abitati, con conseguente realizzazione di una adeguata viabilità di servizio e di numerosi baraccamenti per la manodopera.

Un altro elemento peculiare dell'intervento ha riguardato l'acquisito a favore dell'ex ASFD (Azienda di Stato per le Foreste Demaniali) di terreni soggetti a rimboschimento, così come era previsto dalla legge speciale. Al 1964 gli ettari in corso di acquisto erano quasi 60.000 (rispetto a 75.000 che aveva previsto la Commissione di Studio) equivalente a circa il 50% delle superfici complessivamente rimboschite, riferite allo stesso anno. In questo modo le superfici boscate dell'ex ASFD in Calabria passarono da 31.585 a 90.728 ettari (Cassa per il Mezzogiorno, 1964).

A questi aspetti si aggiungono le ricadute di ordine sociale ed economico derivanti da un nuovo rapporto uomo-terra attraverso due momenti: a) occupazione dei terreni; b) assorbimento della mano d'opera agricola nei lavori da eseguire.

Questo modo di procedere rese possibile anche l'accorpamento di tante piccole superfici, appartenenti a diversi proprietari, in grandi complessi boscati con l'obiettivo di aumentare l'efficacia sulla conservazione del suolo.

4.3 Tecniche di rimboschimento adottate

A fronte di un'opera di tale vastità in sede operativa le difficoltà maggiori erano legate oltre alla dimensione degli interventi, anche alla scelta delle tecniche di rimboschimento da impiegare, visto i modesti riferimenti da poter tener presenti in quegli anni (Maiolo, 1999).

Ciò richiese una impegnativa organizzazione sia in fase di progettazione che di esecuzione dei lavori.

Le tecniche di rimboschimento sono state diverse e alcune messe a punto per le condizioni particolarmente difficili in cui si operava.

Trattandosi di un intervento a grande scala si è verificata una generalizzazione nell'impiego dei pini per due motivi principali.

Il primo è relativo alle dimensioni delle superfici da rimboschire costituite da accorpamenti di diversi appez-

zamenti contigui che raggiungevano insieme di diverse centinaia di ettari.

Le prevalenti condizioni di generale e diffuso degrado dei suoli (seminativi e pascoli degradati, aree caratterizzate da nuclei di piante distribuite su versanti completamente denudati) che le caratterizzavano non portarono a discriminare quelle aree meno rappresentate, nelle quali le caratteristiche pedologiche avrebbero consentito l'impiego di specie diverse dai pini.

Il secondo motivo, in parte legato al primo, riguardava l'organizzazione della produzione vivaistica che era indirizzata a soddisfare le richieste prevalentemente di piantine di pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *laricio* Poiret var. *Calabrica* Delamare) che è stata la specie maggiormente impiegata nei settori montani e dell'alta collina della Sila e dell'Aspromonte dove la specie è indigena, e sulle Serre Catanzaresi. Limitatamente ad alcune aree del Pollino è stato utilizzato anche pino austriaco (*Pinus nigricans* Horst ssp. *austriaca* (Hoss) Novak).

Inoltre, sono stati impiegati pini mediterranei (*Pinus pinaster* Ait., *Pinus halepensis* Mill. e *Pinus pinea* L.), in gran parte per semina diretta, e cipresso comune (*Cupressus sempervirens* L.); in particolari situazioni ambientali e su modeste superfici conifere esotiche, quali douglasia (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), pino insigne (*Pinus radiata* D. Don). Inoltre, cerro (*Quercus cerris* L.), castagno (*Castanea sativa* Mill.), orniello (*Fraxnus ornus* L.) e acero campestre (*Acer campestre* L.). Limitatamente alla fascia ionica gli eucalitti (*Eucalyptus* s.v.) che in una seconda fase, iniziata verso la fine del 1960, furono impiegati su larga scala.

L'uso prevalente dei pini era dettato dalla necessità di impiegare specie capaci di utilizzare al meglio le scarse risorse disponibili, ricoprire rapidamente il suolo per attenuare l'erosione dei versanti e, non ultimo, produrre legname, anche se di piccoli assortimenti, che in quegli anni era fortemente richiesto dal mercato.

Le tecniche di preparazione del suolo variarono in relazione alle condizioni di degrado dei suoli e della pendenza dei versanti. Generalmente prevalsero le lavorazioni localizzate e alcune di esse sono state nel tempo modificate alla luce dei risultati non sempre lusinghieri che si manifestarono. In sintesi possono esser ricondotte alle seguenti modalità:

- gradoni con larghezza da 60 a 80 cm, lavorati alla profondità di cm 30-40 con leggera contropendenza trasversale e longitudinale (circa 20%), con uno sviluppo da 1750 a 2000/2500 metri per ettaro; la distanza tra le piantine lungo il gradone era di 1 m;
- strisce, dove le pendenze erano inferiori al 25%, aperte secondo le curve di livello, larghezza 60 cm, lavorate a 40 cm di profondità per uno sviluppo complessivo di circa 1750 metri per ettaro; la distanza tra le piantine lungo la striscia era di 1 m;
- piazzuole delle dimensioni di 1,00 x 0,60 m, lavorate a profondità di 40 cm e in numero di 1600 per ettaro;
- buche di 40x40x40 cm, in numero variabile per ettaro in relazione all'abbinamento con altre tecniche o da sole.

In alcune particolari situazioni le tecniche erano combinate tra loro:

- gradoni e buche: circa 2500 m di gradoni e tra i gradoni 750 buche (adottata inizialmente per il pino laricio in Sila);
- gradoni, elementi di gradoni e solchetti, 500 metri ad ettaro di gradoni (larghi mediamente 60 cm, lavorati fino a profondità di 40 cm con contropendenza trasversale e longitudinale); 750 elementi di gradoni (180x60x50 cm) e 500 metri ad ettaro di solchetti (larghezza di 30 cm e profondità di 20 cm) (adottata nel crotonese in situazioni di forte degrado dei suoli, piantagione di eucalitti e cipressi sui gradoni, semine di specie quercine nei solchetti).

Le densità variavano da 3250 piante ad ettaro su terreno lavorato a gradoni e a buche, a 1750/ 2500 solo a gradoni o elementi di gradoni e a strisce (Fig. 3).

Per i pini mediterranei le semine sui gradoni o su elementi di gradoni, determinavano densità iniziali anche superiori a 15.000 piantine ad ettaro. Il materiale di impianto per il pino laricio era costituito da semenzali 2 anni o trapianti di 3 anni; per il castagno e le altre latifoglie semenzali di 1 o di 2 anni.

5. Risultati

I dati e le analisi condotte hanno consentito di evidenziare come i rimboschimenti abbiano prodotto un insieme di effetti ambientali con ricadute sul paesaggio, sulla conservazione del suolo, sulla biodiversità e sull'accumulo di carbonio, ma anche di natura produttiva per l'entità della biomassa legnosa che hanno prodotto. Sul paesaggio è risultata evidente la dinamica manifestata a seguito delle modificazioni subite per azione antropica.

Nell'arco temporale di poco più di cinquanta anni, nei settori montani e collinari dei bacini, quello che era un mosaico paesaggistico con una matrice prevalentemente agraria, (ampie superfici di piccoli appezzamenti destinati a seminativi e a pascoli e versanti completamente denudati e a tratti fortemente erosi), con presenza di macchie di tipo forestale (relitti di boschi sparsi su superfici denudate), è diventato, viceversa, un mosaico con matrice prevalentemente forestale e macchie di tipo agrario rappresentate dalle aree non rimboschite in situazioni morfologiche favorevoli per l'agricoltura.

Tali trasformazioni sono scaturite dagli indirizzi generali seguiti i quali prevedevano che i seminativi e i pascoli dei territori di collina e di montagna, non suscettibili di trasformazione irrigua e dove la sospensione delle tradizionali attività agricole e agropastorali non era da sola in grado di arrestare i fenomeni di dissesto già evidenti o in fase di accelerato aggravamento, venissero interessati da rimboschimenti (Fig. 4).

La conferma di quanto accaduto viene dal confronto dei dati dell'uso del suolo del 1957 con quelli del Corine Land Cover 2006 relativi ai dieci bacini campione, ricadenti nelle sette Zone di Studio.

Per ciascuno di essi, facendo riferimento ai territori posti al di sopra dell'isoipsa 300 metri, i più interessati

dai rimboschimenti, è risultato che le superfici dei seminativi e dei pascoli sono ovunque significativamente diminuite (Fig. 5). Per i seminativi la riduzione varia da un minimo del 31% ad un massimo tra l'80 e il 100%; per i pascoli, rispettivamente, dall'11 al 98%.

La superficie dei boschi è, invece, aumentata a seguito dei rimboschimenti, da un minimo del 44% ad un massimo del 82%. È emblematico il bacino Esaro di Crotone, nel quale 180 ettari di boschi nel 1957 sono diventati oltre 1300 ettari nel 2006. I coefficienti di boscosità riferiti al 1957 e 1967, questi ultimi calcolati come somma della superficie boscata al 1957, dei rimboschimenti e degli interventi di recupero dei boschi degradati, rapportata alla superficie territoriale di ciascuna Zona, hanno avuto incrementi dall'11 al 35% (Fig. 6).

I rimboschimenti hanno determinato anche una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale fra gli ambienti naturali, oggi riconosciuta elemento strategico per mitigare gli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità (Battisti, 2004). I dati a livello di bacini sono confermati da quelli elaborati a scala regionale che evidenziano una riduzione della superficie dei seminativi del 41% e dei pascoli del 33%, mentre l'incremento della superficie dei boschi è di circa il 30%. Il coefficiente di boscosità dal 24% antecedente ai rimboschimenti è salito nel 1967 al 32%.

Le modificazioni dell'uso del suolo hanno contribuito a determinare effetti positivi sull'idrologia superficiale dei versanti e sull'attenuazione delle perdite di suolo per erosione superficiale.

La copertura forestale realizzata ha prodotto nel breve termine un arresto della perdita di suolo (Scarciglia *et al.*, 2005) che sarebbe continuata perché i territori interessati dai rimboschimenti ricadono nelle aree a maggior rischio potenziale di erosione (ARSSA, 2005), nel lungo periodo ha modificato l'ambiente climatico interno ai popolamenti (variazioni della quantità e qualità delle radiazioni solari, differenti condizioni di temperatura e di umidità) e migliorato le caratteristiche biologiche e fisico chimiche dei suoli per i continui apporti di sostanza organica, con effetti sia sulla dinamica evolutiva dei popolamenti ma anche che sull'idrologia dei versanti.

Tali processi rappresentano le prime relazioni funzionali tra la vegetazione introdotta e i fattori ecologici del sito e diventano più evidenti quando cominciano a manifestarsi fenomeni di rinaturalizzazione a seguito dell'insediamento di specie caratteristiche degli stadi successionali più avanzati.

Insieme si ha un significativo incremento dell'infiltrazione dell'acqua nel suolo che riduce, fino ad annullare, lo scorrimento superficiale a vantaggio dell'immagazzinamento e dello scorrimento in profondità (Penna *et al.*, 2009), con un effetti positivi sulla riduzione dei colmi di piena.

L'efficacia dei rimboschimenti sull'idrologia sono stati evidenziati in alcune relazioni tecniche ma anche in diversi studi sperimentali realizzati in Calabria. Anche se negli anni immediatamente successivi all'inizio dei lavori era troppo presto per poter rilevarne macroscopicamente gli effetti positivi, in una relazione si

legge che nel corso di un evento meteorico del 1959 di intensità e vastità non inferiore a quelli alluvionali del 1951 e 1953, le zone dominate dai bacini di largo intervento lamentarono danni di gran lunga inferiori alle altre (Cassa per il Mezzogiorno, 1964).

Nel dicembre 1972/gennaio 1973 lungo il versante ionico catanzarese e reggino il verificarsi di precipitazioni tra le più intense e violente dell'ultimo sessantennio fece registrare danni meno rilevanti e comunque contenuti in limiti sopportabili proprio per l'azione esercitata dal sistema difensivo realizzato (Maiolo, 1993). Puglisi (1986) sulla base di dati relativi a due eventi pluviometrici registrati nel bacino del Coriglianeto in Sila Greca, di cui il primo nel 1984 con 246 mm in 24 ore e punte di 65 mm in un'ora, il secondo in circa quattro giorni con 538 mm, pari al 46,4% della media annua (1159 mm in 91 giorni piovosi), scrive "*i danni sono molto contenuti, per effetto delle opere idrauliche forestali eseguite con Legge Calabria*". Nel bacino del Trionto, sempre in Sila Greca, Puglisi e Cinnirella (1991) applicando un modello di simulazione hanno evidenziato un cambiamento nel comportamento idrologico del bacino dal 1955 al 1983, che attribuiscono a un aumento della capacità di invaso conseguente all'incremento del 19% della superficie rimboschita e al sensibile miglioramento dello stato del complesso suolo-soprasuolo dei boschi esistenti.

Più recentemente i risultati di uno studio sulle modificazioni delle variabili idrologiche a seguito dei rimboschimenti, hanno evidenziato, invece, come gli effetti positivi possano essere annullati da altre modalità di uso del suolo che incidono negativamente.

Nonostante nel bacino studiato (bacino del Coscile) i rimboschimenti abbiano interessato consistenti superfici (11% della superficie totale) senza soluzioni di continuità, l'analisi idrologica e la stima del Curver Number (cn -usda 1972) non hanno indicato cambiamenti sui coefficienti di deflusso e sul valore medio del CN, perché si è determinato un meccanismo compensativo tra gli effetti positivi prodotti dai rimboschimenti (circa 3050 ettari) e l'impatto negativo di altre forme di uso del suolo (aree degradate e aree impermeabilizzate) (D'Ippolito *et al.*, 2013).

Oltre a questi effetti si aggiungono quelli relativi alla produzione della biomassa legnosa a cui sono legati i quantitativi di carbonio fissati in questi sistemi creati artificialmente.

Facendo riferimento ai rimboschimenti di pini (mediterranei e pino laricio), quelli che hanno interessato la maggiore superficie, i dati di seguito riportati, pur non generalizzabili, indicano come nel complesso l'impiego di queste specie abbia consentito di ottenere risultati che sono andati ben oltre le aspettative, se si tiene conto delle condizioni di degrado dalle quali si partiva.

In rimboschimenti di pino marittimo del medio versante tirrenico cosentino, eseguiti nel 1960 con semina sui gradoni, Ciano (1973) in popolamenti di 13 anni sottoposti sperimentalmente a diradamenti e precedentemente sfollati a 7 e a 10 anni riporta, per le aree non diradate, una densità di 7385 piante ha⁻¹, con

46,19 m² ha⁻¹ di area basimetrica e 173,8 m³ ha⁻¹ di provvigione.

Menguzzato (1995) negli stessi popolamenti a distanza di 6 anni indica una densità di 4285 piante ha⁻¹, con un'area basimetrica di 64,50 m² ha⁻¹ e 358,3 m³ ha⁻¹.

In rimboschimenti di pino d'Aleppo di età media di 48 anni dell'alto tirreno cosentino, sono stati riscontrati valori di massa legnosa di 541 m³ ha⁻¹ con una densità media di 1614 piante ha⁻¹; con densità inferiori (1173 piante ha⁻¹) il volume era di 552 m³ ha⁻¹ (Iovino *et al.*, 2014).

Per il pino laricio i risultati scaturiti dall'analisi dei rimboschimenti di pino laricio realizzati in differenti contesti pedoclimatici del territorio calabrese (A.F.O.R., 1999) hanno evidenziato che in popolamenti di età media di 40 anni, con densità medie tra 1300 e 1600 piante a ettaro, le provvigioni medie ad ettaro, tranne nelle aree particolarmente difficili, variavano da 300 a 500 m³ ha⁻¹, con incrementi medi annui di 8-15 m³ ha⁻¹ (Iovino e Menguzzato, 2002).

A scala di maggior dettaglio (bacino dell'Arente in provincia di Cosenza), sempre in rimboschimenti di pino laricio, i dati biometrici rilevati in anni differenti e in popolamenti di diverse età, parte dei quali interessati da diradamenti, hanno consentito di evidenziare i risultati ottenuti in termini di biomassa prodotta e degli stock di carbonio a distanza di 38 e 55 anni dall'inizio dei lavori. In media in popolamenti di 37 anni (da 33 a 40 anni) e con una densità di 1740 piante ha⁻¹, sono stati riscontrati 706 m³ ha⁻¹, con un incremento medio annuo di 20 m³. In termini di carbonio fissato è stato stimato che in questi popolamenti nel periodo 1955-1995 nella biomassa epigea ed ipogea siano stati stoccati in media 179 t ha⁻¹ pari a 4,87 t ha⁻¹ anno.

A distanza di 18 anni (nel 2013) la densità media è di 865 piante ha⁻¹ nelle aree diradate e di 1423 ha⁻¹ in quelle non diradate, gli incrementi medi di massa legnosa risultano ancora elevati (da 11,5 a 22 m³ ha⁻¹ anno). La biomassa totale (ipogea e epigea) varia da circa 280 a 685 m³ ha⁻¹.

Ad una età media di 55 anni e al netto delle piante eliminate con i diradamenti e di quelle morte per cause naturali, i popolamenti studiati hanno stoccato mediamente circa 259 t ha⁻¹ di carbonio (Iovino *et al.*, 2013).

I valori prima esposti non comprendono i quantitativi del carbonio fissato nel suolo; per questi si può far riferimento ai dati acquisiti sperimentalmente nell'ambito di uno studio dell'ARSSA Calabria dai quali è risultato di 2,7 t ha⁻¹ anno (Aramini e Costa, 2014).

6. Conclusioni

I dati e le analisi condotte indicano l'enorme e qualificato lavoro che, a partire dalla metà degli anni 50, è stato compiuto in Calabria, per contrastare lo stato di dissesto idrogeologico che interessava gran parte del territorio regionale.

Un territorio sul quale si concentrò il 30% della superficie rimboschita in Italia nello stesso periodo (Ciano, 1971) e che, anche per il modello di intervento applicato, può considerarsi rappresentativo di quello adottato in tante altre realtà italiane.

In conseguenza, interi territori sono tornati ad essere ricoperti da boschi grazie a questi interventi, definiti spesso in letteratura, in modo riduttivo, “*rimboschimenti protettivi*” in quanto si è attribuito la finalità dei dispositivi legislativi che ne hanno consentito il finanziamento, agli interventi stessi (quasi sempre leggi ad hoc sulla difesa del suolo) (Iovino, 2004).

I risultati conseguiti indicano in modo chiaro come il valore dei rimboschimenti debba esser considerato nella globalità degli effetti positivi di natura ambientale e socio economici che determinano e non per singole conseguenze che provocano.

Il rimboschimento indica il ripristino di un sistema naturale che può avvenire per via naturale (rimboschimenti spontanei) o per via artificiale; in quest’ultimo caso l’intervento dell’uomo rappresenta il punto di partenza della ricostituzione boschiva che prosegue in modo algoritmico.

Il susseguirsi delle fasi di preparazione del suolo, semina o piantagione e le prime cure colturali post impianto, rappresentano solo gli stadi iniziali di un processo i cui effetti iniziano a manifestarsi fin dai primi anni e gradatamente proseguono amplificandosi, purché siano controllati i fenomeni di disturbo per cause antropiche (incendi, pascolo) o non si manifestino perturbazioni naturali (Iovino, 2011).

Il rimboschimento, promuovendo la ricostituzione del bosco, presuppone tempi lunghi, impiega sistemi e tecniche esperite e codificate nel tempo. Si opera secondo i criteri della gestione forestale sostenibile (Ciancio, 2001) assecondando l’evoluzione naturale del popolamento (rinaturalizzazione) attraverso un’azione a sostegno dei processi di autorganizzazione del sistema (Nocentini, 2000). La loro rinaturalizzazione dovrebbe quindi configurarsi come una prosecuzione dell’attività di ricostituzione boschiva. Il valore dei rimboschimenti nei termini prima indicati è dimostrato dalla valutazione di due casi esemplari di riferimento di “buone pratiche” di lotta alla desertificazione nel meridione d’Italia, utilizzando un *framework* concettuale

di riferimento, sviluppato nell’ambito del progetto europeo SLIM (<http://slim.open.ac.uk>). L’ipotesi era fondata sul presupposto che le “buone pratiche”, intese come azioni concertate per affrontare complesse questioni agro-ambientali di difficile gestione, quali la lotta alla desertificazione, emergessero da processi di apprendimento tra *stakeholder* tra loro interdipendenti sviluppatasi attraverso la facilitazione del dialogo e la concomitanza di un supporto istituzionale e delle politiche effettivi ed efficaci.

L’applicazione del *framework* ha riguardato l’attuazione di rimboschimenti in vaste zone soggette ad erosione nel bacino del fiume Arente in Calabria (Roggero *et al.*, 2011). Applicando indicatori di efficacia di pratiche di lotta alla desertificazione di tipo biofisico (riduzione dell’erosione idrica, aumento dello spessore dei suoli e di sostanza organica, creazione o conservazione di habitat favorevoli alla sviluppo di fauna e di flora spontanea), di tipo sociale (aumento di consapevolezza e di sensibilità che coinvolge trasversalmente le comunità locali, percezione del ruolo che il bosco ha avuto nel cambiare la cultura della popolazione rurale), di tipo economico (ricadute dirette e indirette sulle comunità rurali delle aree interessate, disponibilità di prodotti forestali e di prodotti secondari del bosco), gli interventi di rimboschimento eseguiti sono risultati come rappresentativi di una situazione esemplare di riferimento di lotta alla desertificazione (Seddaiu *et al.*, 2009).

In questi ultimi anni la necessità di mitigare il rischio idrogeologico, particolarmente accentuato in diverse territori italiani, resi più vulnerabili dall’abbandono di molte zone di montagna e di collina non più utilizzate dall’agricoltura, rende sempre attuale il loro recupero mediante rimboschimenti. Il modello applicato in passato e i positivi risultati conseguiti richiedono di sostenere una reale integrazione tra la pianificazione forestale e la pianificazione territoriale a scala di bacino, in modo da conseguire un approccio integrato alla problema della conservazione del suolo.

Tabella 1. Distribuzione percentuale delle superfici delle cinque classi di bacini in ciascuna delle sette Zone di Studio.
Table 1. Percentage distribution of the surfaces of the five classes of basins in each of the seven areas of study.

			Classi dei bacini				
			1	2	3	4	5
Zone di Studio	I	Piana di Sibari e bacini contermini	5	57	17	21	0
	II	Bacini tirrenici settentrionali	16	29	0	55	0
	III	Silano-ionica e Savuto	24	54	0	21	0
	IV	Dei Due Mari	17	81	2	0	0
	V	Mesima-Petrace	100	0	0	0	0
	VI	Serre meridionali	0	0	68	0	32
	VII	Aspromonte	12	17	19	0	52

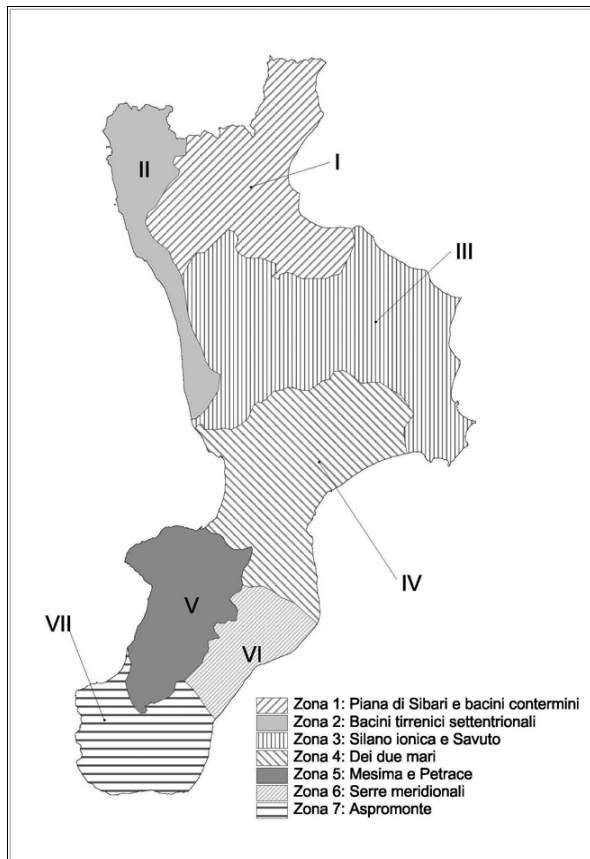


Figura 1. Ripartizione del territorio regionale nelle Zone di Studio previste dal Piano Regolatore della Cassa per il Mezzogiorno del 1957.

Figure 1. Breakdown of the region in the Areas of Study provided by the Plan of the “Cassa per il Mezzogiorno” 1957.

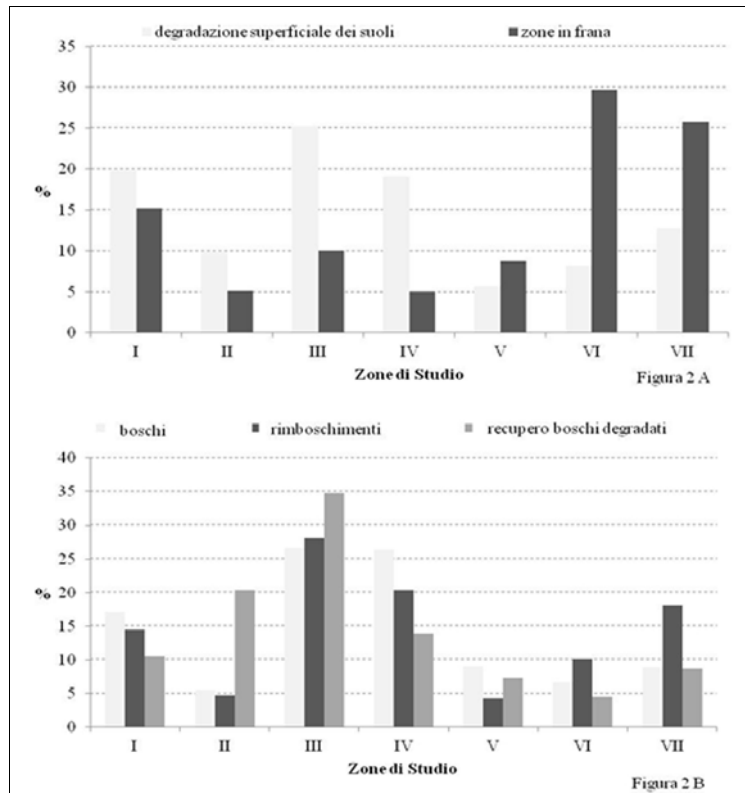


Figura 2. Distribuzione tra le diverse Zone di Studio: superfici interessate dalle due forme di dissesto idrogeologico, riferite al 1957 (Fig. 2A); superfici dei boschi, dei rimboschimenti e degli interventi di recupero dei boschi degradati, riferite al 1965 (Fig. 2B).

Figure 2. Distribution between the different Areas of Study: Areas in the two forms of hydrogeological instability, referring to 1957 (Fig. 2A); surfaces of forests, reforestation and of restoration of degraded forests, referring to 1965 (Fig. 2B).

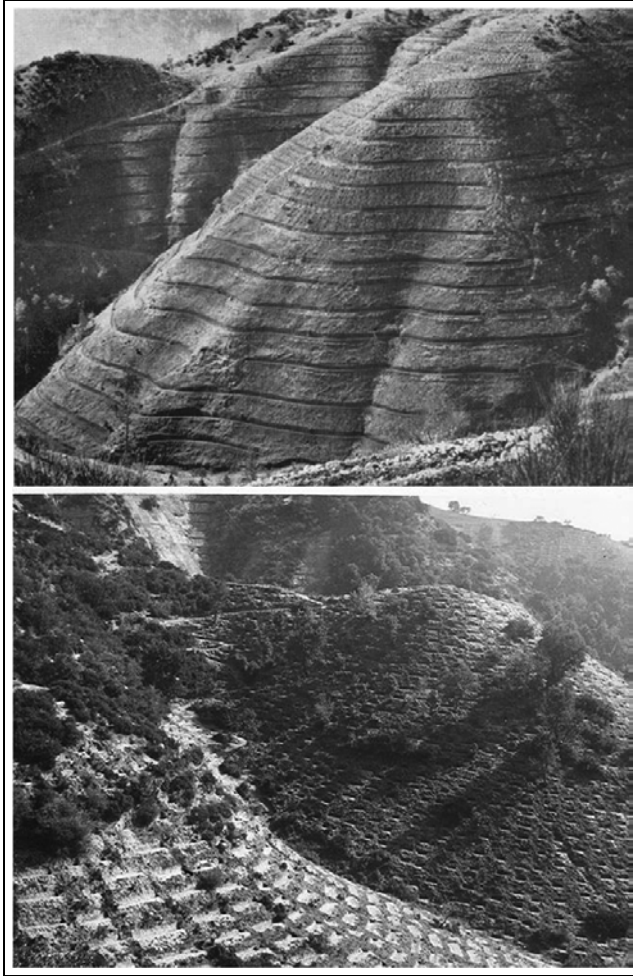


Figura 3. Preparazione del suolo a gradoni sui versanti del bacino del Fiume Trionto (in alto) (foto Cassa per il Mezzogiorno, 1964); ad elementi di gradoni sui versanti del bacino del Torrente Duglia (in basso) (foto archivio ex Opera Valorizzazione Sila 1958).

Figure 3. Soil preparation work for terraced hillslopes of Trionto Basin (top) (photo Cassa per il Mezzogiorno, 1964); elements of terraced hillslopes in Duglia Basin (bottom) (photo archive former Opera Valorizzazione Sila, 1958).



Figura 4. Bacino del Fiume Arente, sottobacino del torrente Spinello: in alto il paesaggio prima dei rimboschimenti (documentazione fotografica archivio ex Opera Valorizzazione Sila 1952); in basso nel 2013 (foto Iovino).

Figure 4. Arente basin, Spinello sub-basin: above the landscape before reforestation (photo documentation archive Opera Valorizzazione Sila 1952); down, in 2013 (photo Iovino).

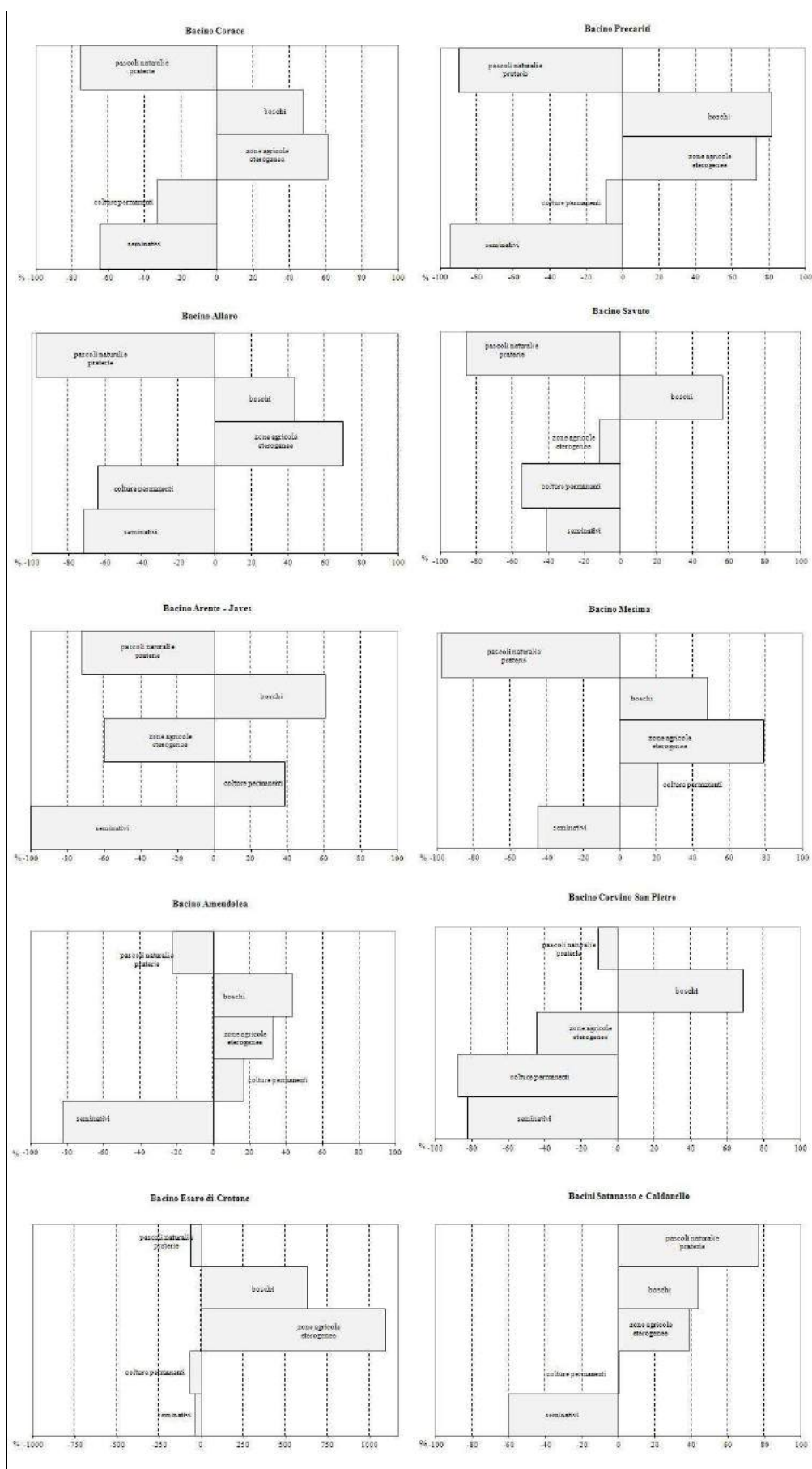


Figura 5. Variazioni dell'uso del suolo a seguito dei rimboschimenti nei dieci bacini campione esaminati.
Figure 5. Variation in land use as a result of reforestation in the ten basins sample examined.

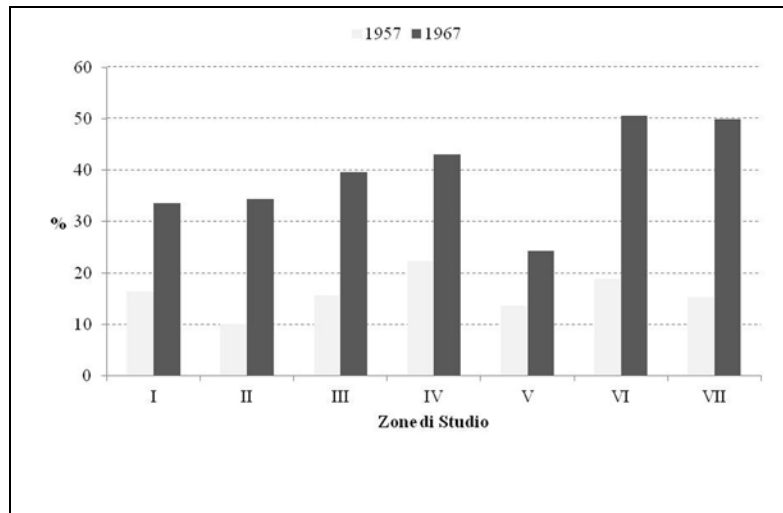


Figura 6. Incrementi dei coefficienti di boscosità nelle sette Zone di studio a seguito dei rimboschimenti.

Figure 6. Increases coefficients woodiness in the seven areas of study as a result of reforestation.

SUMMARY

The value of reforestation in the recovery of degraded territories

The paper, after an examination on legislative provisions in favour of the activity of the reforestation in Italy, looks at Calabria region as meaningful example of integrated approach to the maintenance of the ground, realized in the second half of last century. Following a process methodology developed in phases, the paper analyzes the fundamental steps dealing with the planning specially designed, it considers the state of instability, the extent of reforested surfaces and of forests interested by interventions of recovery, underlining the distinctive feature of the interventions and the adopted techniques. Data and analyses permits to point out how reforestations create a set of environmental, but also productive, positive effects, with a value that must be considered looking to the global determined effects and not on the single one. Considering that the hydrogeological risk increased in last years in abandoned mountain areas and hill areas unexploited by agriculture, the paper underlines the modernity of reforestations in the recovery of those territories and hopes that it occurs with a real integration between forest planning and basin scale territorial planning.

BIBLIOGRAFIA

- Aramini G., Costa A., 2014 – *Clima, crescita sostenibile e sistema agricolo, ormai siamo già nel 2020*. Calabria Rurale 2: 34-37.
- ARSSA Servizio Agropedologia, 2005 – *Carta del rischio di erosione attuale e potenziale della Regione Calabria*. Monografia divulgativa. Editrice Cerbone srl Napoli, pp. 107.
- Azienda Forestale Regione Calabria (A.F.O.R.), 1999 – *Piani di gestione dei rimboschimenti. Aree campioni: Pollino, Sila Greca, Savuto, Serre Catanzaresi,*

Aspromonte. A cura di F. Iovino e G. Menguzzato. Dipartimento di Agrochimica e Agrobiologia Università di Reggio Calabria.

Battisti C., 2004 – *Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica*. Provincia di Roma, Assessorato alle politiche ambientali, Agricoltura e Protezione civile. Stampa: Stilgrafica srl Roma, pp. 248.

Camaiti A., 1952 – *Aspetti economico-sociali della nuova legge per la montagna*. L'Italia Forestale e Montana, 7(6): 288-302.

Camaiti A., 1961 – *La politica dei rimboschimenti e della ricostituzione dei boschi degradati*. In: Atti del congresso nazionale sui rimboschimenti e sulla ricostituzione dei boschi degradati. Accademia Italiana Scienze Forestali. Firenze 12-15 aprile 1961. Volume I, pp. 1-26.

Cassa per il Mezzogiorno, 1957 – *Piano regolatore di massima per la Calabria*. Relazione e Monografie dei bacini idrografici. Cassa per il Mezzogiorno, Istituto Poligrafico dello Stato P.V. Roma, pp. 721.

Cassa per il Mezzogiorno, 1964 – *Convegno di Studi sulla situazione economica e sulle prospettive di sviluppo della Calabria*. Comitato di coordinamento dei provvedimenti straordinari per la Calabria. Catanzaro 23-24 Maggio 1964. Arti Grafiche T. Pappagallo e figli, Roma, pp. 1-111.

Cassa per il Mezzogiorno, 1968 – *Attuazione della legge speciale per la Calabria nel periodo 1955-1967*. Relazione a cura della Cassa per il Mezzogiorno. Roma, pp. 388.

Ciabatti G., Gabellini A., Ottaviani C., Perugi A., 2009 – *I rimboschimenti in Toscana e la loro gestione*. ARSIA Regione Toscana, D.R.E.Am. Italia. Stampa: Press Service s.r.l., Sesto Fiorentino (FI), pp.166.

Ciancio O., 1971 – *Gli interventi culturali per la conservazione e il miglioramento dei giovani boschi in Calabria*. Convegno di studi "Agricoltura 80" Loric (Cosenza) 22-23 maggio 1971. Tipografia

- Editrice MIT- Cosenza, pp. 95-102.
- Ciancio O., 1973 – *Sugli sfollamenti delle pinete di Pino Marittimo*. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura. Arezzo, IV:61-87.
- Ciancio O., 2001 – *Prefazione al volume “I rimboschimenti nella Tenuta di Castel di Guido. Materiali di studio*. A cura di P. Corona. Grafica Ripoli snc. Roma, pp. 11-18.
- Corine Land Cover CLC, 2006 – *Web Site*. [online] URL: <http://www.mais.sinanet.isprambiente.it>
- Corona P., Ferrari B., Iovino F., La Mantia T., Barbati A., 2009 – *Rimboschimenti e lotta alla desertificazione in Italia*. Aracne Editrice, Roma, pp. 282.
- D'Ippolito A., Ferrari E., Iovino F., Nicolaci A., Veltri A., 2013 – *Reforestation and land use change in a drainage basin of southern Italy*. *iForest (early view)*. *iForest* 6: 175-182.
<http://dx.doi.org/10.3832/ifer0741-006>
- Iovino F., Marziliano P.A., Menguzzato G., Nicolaci A., Pignataro F., 2013 – *Stima della biomassa, degli stock di carbonio, dell'efficienza idrologica e loro variazioni temporali in rimboschimenti di pino laricio*. Abstract-Book Comunicazioni Orali - IX Congresso SISEF, Bolzano 16-19 Settembre 2013, 50/116.
- Iovino F., Menguzzato G., 2002 – *Rimboschimenti in Calabria: storia e significato*. In: *Rimboschimenti e piantagioni nelle trasformazioni del paesaggio*. Atti 12° Seminario IAED a cura di P. Corona e M. Marchetti. Edizioni Papageno Palermo, pp.109-122.
- Iovino F., 2004 – *Restauro ambientale mediante rimboschimenti*. In: *Progettazione di aree verdi e ingegneria naturalistica in ambiente mediterraneo*. A cura di Salvatore Pugliesi. Editoriale Bios Cosenza, pp. 253-270.
- Iovino F., 2011 – *Influenza del bosco sulla regimazione idrica*. In: *tecniche per la difesa dall'inquinamento*. A cura di G. Frega. Atti 32° Corso di Aggiornamento, 15-18 giugno 2011. EdiBios, Cosenza, pp. 223-252.
- Iovino F., Ascoli D., Laschi A., Marchi E., P.A. Marziliano A. Nicolaci A., 2014 – *Diradamenti e fuoco prescritto per la prevenzione degli incendi in rimboschimenti di pino d'Aleppo*. *L'Italia Forestale e Montana*, 69 (4): 213-229.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2014.4.02>
- Maiolo G.L., 1993 – *Il patrimonio forestale della Calabria ed il contributo dell'E.S.A.C.* Calabria verde, pp. 7-76.
- Maiolo G.L., 1999 – *La ricostituzione boschiva e la conservazione del suolo negli ultimi 50 anni in Calabria*. Atti della Giornata Preparatoria al Secondo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Crotone, 14 marzo 1998. Rubbettino Arti Grafiche Soveria Mannelli, pp. 53-81.
- Menguzzato G., 1995 – *Prove di diradamento in pinete artificiale di Pino Marittimo*. *L'Italia Forestale e Montana*, 5: 481-491.
- Nocentini S., 2000 – *La rinaturalizzazione dei sistemi forestali: aspetti concettuali*. *L'Italia Forestale e Montana*, 4: 423-435.
- Penna D., Borga M., Dalla Fontana G., 2009 – *Distribuzione del contenuto idrico del suolo: analisi a scala di versante in ambiente alpino*. IX Convegno Nazionale dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria Ischia Porto, 12-16 settembre 2009 memoria n. 3-6.
- Puglisi S., 1986 – *Sistemazione del suolo nel Mezzogiorno*. *Monti e Boschi* (2): 3.
- Puglisi S., Cinnirella S., 1991 – *Valutazione degli effetti di interventi sistematori sull'attenuazione di eventi idrologici estremi in bacini di torrenti silani con foce allo Ionio*. CNR GNDICI, Rapporto 1989, Roma.
- Roggero P.P., Iovino F., La Mantia T., Seddaiu G., Solinas S., 2011 – *Valutazione integrata di buone pratiche agroforestali per la lotta alla desertificazione in Calabria e Sicilia*. VIII Congresso SISEF Rende, 4-7 ottobre 2011. Abstract-Book: Comunicazioni Orali. 9.
- Romano D., 1986 – *I rimboschimenti nella politica forestale italiana*. *Monti e Boschi* 37 (6):7-12.
- Scarciglia F., Le Pera E., Critelli S., 2005 – *Weathering and pedogenesis in the Sila Grande Massif (Calabria, South Italy): From field scale to micro-morphology*. *Catena* 61:1-29.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2005.02.001>
- Seddaiu G., Solinas S., Pisanu P.A., Roggero P.P., 2009 – *Relazione finale relativo all'accordo di programma MATTM/NRD “Buone pratiche di lotta alla desertificazione”NRD*. Nucleo di Ricerche sulla Desertificazione, Università di Sassari.
<http://www.minambiente.it/pagina/la-desertificazione#sthash.7fIHqdMv.dpuf>
- SER, 2004 – *The SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, USA. <http://www.ser.org>

STRATEGIE DI DIFESA DAI FITOFAGI IN RELAZIONE AI CAMBIAMENTI AMBIENTALI

Andrea Battisti¹, Luigi Masutti¹

¹Università di Padova, Agripolis Legnaro Padova; andrea.battisti@unipd.it

Nel territorio italiano la difesa dei boschi nei confronti dei fitofagi presenta aspetti strettamente legati alle caratteristiche delle foreste. Le connessioni ecologiche, dirette o mediate dall'azione umana, tra foresta e spazi aperti limitrofi, rivestono un ruolo di enorme importanza per le opportunità e i limiti che esse impongono. Inoltre il fenomeno del ripopolamento arboreo spontaneo pone un'ulteriore sfida per la quale manca un'esperienza generale, così come per le esigenze attuali e prevedibili di disponibilità di legno. La storia della difesa del bosco in Italia può essere riassunta in alcuni periodi principali. Il primo riguarda le norme e gli interventi limitati all'osservanza di prescrizioni di massima e risale all'emanazione delle prime leggi forestali (pre-1920). Il secondo coincide con l'inizio dei grandi programmi di rimboschimento e le esortazioni a predisporre la resistenza del bosco fin dalla piantagione (1920-1950). Il terzo prevede la protezione dei rimboschimenti eseguiti (1950-1980) mentre nel quarto (1980-1990) si inizia a percepire il problema delle biocenosi disestate. Con il quinto periodo (Congresso selvicoltura di Venezia, 1998) si rafforza la percezione dell'importanza del cambiamento climatico e dei mutati indirizzi di gestione forestale per innovazioni socio-culturali in chiave ecologica. Infine nel sesto periodo, coincidente con il Congresso di selvicoltura di Taormina (2008) si prende atto dell'espansione degli areali delle specie indigene e dell'ingresso delle specie allojene, confermando il valore stabilizzante della biodiversità e l'importanza del monitoraggio. Le imposizioni della realtà attuale consistono in valutazioni aggiornate della disponibilità della risorsa legno, della gestione del patrimonio forestale soggetto all'influsso del "global change", della crescente importanza e incognite sull'ingresso di organismi allojeni, del peso della fauna selvatica nel bilancio biocenotico del sistema bosco, e infine della necessità di un'organizzazione efficiente per il monitoraggio in ambito nazionale.

Parole chiave: insetto, lotta integrata, biodiversità, gestione forestale.

Keywords: insect, integrated control, biodiversity, forest management.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ab-stra>

1. Introduzione

Negli ultimi cinquant'anni in Italia sono avvenuti straordinari mutamenti delle condizioni dei boschi e dei territori collinari e montani (Fig. 1). I dati sulle superfici e sulle provvigioni dei boschi italiani ottenuti con l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio - oltre 10 milioni di ettari, pari al 35% del territorio nazionale - restituiscono l'immagine di un paese dove i boschi coprono ormai oltre un terzo del territorio e si apprestano ad estendersi ulteriormente a scapito di vasti incolti di collina e di montagna.

I problemi di gestione che si profilano sono di enorme portata. L'impressionante ripresa delle foreste condiziona l'intero quadro ambientale del Paese e in primo luogo i territori extra forestali prossimi al bosco, coltivati o meno, nei quali si succedono processi rapidi di rinaturalizzazione in assenza di qualsiasi controllo.

Tra le componenti maggiormente coinvolte nel fenomeno vi è la fauna intesa in senso ampio (compresa la componente degli invertebrati, in particolare insetti). È evidente che non si può pensare al governo dei boschi e

dei territori montani a prescindere dalle comunità animali che vi abitano, né si possono affrontare le complesse interazioni tra l'uomo e la fauna senza considerare le condizioni degli habitat e la loro dinamica. Un aspetto di grande importanza è costituito dalla perdita di biodiversità che l'avanzata del bosco comporta, con la scomparsa di una miriade di spazi aperti e di fasce ecotonali di passaggio tra sistemi contigui, indispensabili per la vita di moltissimi organismi animali.

Un punto di criticità è legato all'incidenza crescente delle infestazioni di artropodi nelle foreste, con i molti problemi che essa pone sotto il profilo gestionale, di prevenzione e sanitario. Gli insetti hanno spesso reazioni imprevedibili alle sollecitazioni dell'ambiente; tra queste la capacità di moltiplicarsi in massa in brevissimo tempo per ragioni che a volte sfuggono ad una immediata comprensione.

A questo riguardo, l'invecchiamento in condizioni di abbandono di molti soprassuoli, le incertezze legate al mutamento climatico, la sempre più frequente comparsa di nuove specie alloctone, concorrono a disegnare

per i boschi italiani un quadro denso di incognite e di rischi. Gli spazi aperti montani, per la loro estensione e distribuzione ampliate dall'uomo fin da tempi remoti con l'uso rurale e pabulare degli ambienti naturali, in Italia hanno gradualmente configurato un mosaico di composizione e vastità senza paragoni integrandosi in vario modo con i popolamenti arborei. Merita perciò, dato il frequente presentarsi di situazioni di stretta connessione di rapporti, che i problemi di salvaguardia dei due tipi di ecosistemi nella pratica vengano discussi congiuntamente e che qui se ne esponano i termini essenziali sotto l'aspetto della protezione da scompensi di origine zoologica.

Nel complicato quadro si sono stabilite caso per caso interrelazioni particolari in dipendenza dal gioco locale di disparati fattori, che spesso derivano, come in passato, da antiche o recenti iniziative di sfruttamento. Quanto alle zoocenosi, disparate specie animali cambiano dimora in via obbligata una o più volte nella loro esistenza tra bosco e aree coperte da bassa vegetazione; altre ottengono vantaggio dalla disponibilità di tal sorta di duplice sede, profittandone in continuazione o con periodiche od occasionali residenze, o semplicemente occupando di preferenza zone di ecotono.

L'eventuale presenza di corpi d'acqua fermi o in movimento contribuisce ad arricchire la rete dei rapporti tra i componenti delle biocenosi di entrambi gli ambienti terrestri in questione. Non sempre il risultato di tale combinato uso di habitat si dimostra privo di contraccolpi sull'equilibrio funzionale degli ecosistemi.

Ciò riguarda il comportamento di disparati insetti. È ben noto il pulsante imperversare delle *Melolontha* a danno di boschi prossimi a prati o coltivi; l'omottero *Haematoloma dorsatum* (Ahrens), che si sviluppa in gramineti, estenua col prelievo di umori le chiome di attigue conifere. Tra gli esempi meno vistosi ma non per questo trascurabili, basti rammentare che il lepidottero *Epinotia tedella* (Clerck) attacca soprattutto la vegetazione di picee affacciate a radure e che la "processionaria del pino" orienta la ricerca di luoghi di incrisolidamento lungo i bordi assolati dei soprassuoli infestati. Difficile è riparare gli squilibri dovuti all'eccessivo carico di vertebrati vegetariani nelle zone di coesistenza tra spazio aperto e bosco. Lo sa bene chi deve proteggere giovani piantagioni di latifoglie da incursioni di lepri in provenienza da campagne o incolti limitrofi, per non parlare delle scorriere di cinghiali a danno ora del bosco, ora dei coltivi.

Qui di nuovo affiora l'interferire di intenti, a volte perfino lodevoli di per sé, nel meccanismo omeostatico reggente la contiguità di sistemi di differente assetto. Introduzioni o reintroduzioni non abbastanza meditate e avventurosi programmi di esercizio venatorio in numerose situazioni hanno direttamente o indirettamente provocato l'espandersi di zone di influenza di erbivori selvatici a carico della rinnovazione del bosco, fino a causare definitive modificazioni di importanti soprassuoli (Masutti, 2009).

Effetti analoghi insorgono addirittura da una ormai ridotta vigilanza sull'azione del bestiame pascolante tra praterie e attigue foreste. Vi è dunque molta materia per lo studio da compiere e tanto spazio per gli inter-

venti da escogitare affinché il confronto tra le esigenze della vita animale e gli scopi della selvicoltura non oltrepassi i limiti di un'ordinaria tensione compensativa.

2. Analisi storica

Un impegno di ampio respiro per la difesa del bosco da avversi agenti organici fu acceso nel mondo solo quando vi fu da difendere l'interesse economico della produzione forestale nel quadro della ricchezza delle nazioni. Ciò avvenne nella prima metà dell'Ottocento, al manifestarsi di inattesi, gravi danni da insetti in foreste dell'Europa centrale, costituite per nuovi usi del legno imposti dalla rivoluzione industriale. In Italia l'esigenza fu avvertita ancora più tardi, tenuto conto delle precedenze programmatiche da rispettare nel disegno organizzativo dello Stato da poco fondato.

L'urgenza di ricostituire un manto forestale inizialmente protettivo promosse l'avvio di un grande piano di rimboschimenti, con diffuse piantagioni di pini; il che presentò ben presto il conto sotto forma di attacchi di insetti, in seguito alla modificazione delle biocenosi attuata con la vegetazione di restauro.

Nessuna iniziativa pubblica per altro fu presa, salvo reiterate, generiche prescrizioni cautelative per la pratica forestale, fino a che non si destò un pericolo latente: il diffondersi del lepidottero *Thaumetopoea pityocampa* (Denis e Schiffermüller), che pure avrebbe dovuto suscitare in tempo qualche allarme per quanto, tra l'800 e il '900, le sue pullulazioni avevano fatto tribolare l'amministrazione austro-ungarica nelle pinete pioniere del Carso (Fig. 2).

Eppure non erano in generale mancati autorevoli avvertimenti scientifici, quale, ad esempio, il contributo di Lunardoni e Leonardi (1889-1901), che nella sua vastità parve precorrere lo specialistico "Manuale" di Cecconi (1924), come in Prussia Bechstein e Scharfenberg (1804-1805), tra gli altri, avevano preceduto Ratzburg (1837-1844) (che però scrisse per incarico governativo!). Soltanto nel 1916 fu sancito l'obbligo della lotta contro "gli insetti e gli altri nemici delle piante" e nel 1926 un decreto riguardò espressamente la "processionaria del pino". In seguito gli adempimenti divennero sempre più incalzanti, fino ad assorbire praticamente tutta l'attenzione richiesta per la protezione dei boschi ai servizi forestali. Alla metà del secolo scorso fortunatamente qualche cosa di nuovo smosse tale sorta di fissità di intenti. Nel 1949 si avviò in Svizzera la studio demoecologico della "tortrice grigia del larice" (*Zeiraphera griseana* (Hübner)) (Maksymov, 1959), che impegnò anche studiosi italiani. L'evento doveva lasciare un'impronta decisiva nell'evoluzione dell'intera scienza entomologica. Questo contribuì a rinfrescare il pensiero scientifico nel settore qui considerato. L'entomologia forestale italiana, integratasi come parte preponderante nella zoologia forestale, ricevette un impulso innovatore dall'opera di Zocchi (Masutti e Covassi, 2003) e con l'ampliarsi dell'orizzonte di indagine accompagnò pure, nella dottrina e nell'applicazione, il maturare dei concetti relativi alla "terza dimensione della foresta" individuata da Susmel (1968).

Infine gli effetti del mutamento climatico sulla vita sia degli alberi sia degli insetti e l'avvio di un processo di introduzione di organismi alloigeni dall'imprevedibile sviluppo, come più oltre discusso, imposero un radicale cambiamento di rotta nell'affrontare il complesso quanto delicato problema del controllo fitosanitario in foresta su scala intercontinentale.

3. Il cambiamento climatico

Dalla fine degli anni '80 è emerso con sempre maggiore evidenza che il cambiamento climatico si sarebbe ripercosso ben presto sui fattori biotici di disturbo degli ecosistemi forestali.

Tale previsione si è basata su due punti principali: (1) le foreste sono sottoposte a notevoli quanto episodici eventi parassitari, anche in assenza di particolari modificazioni climatiche, e (2) gli insetti possono rispondere in modo diretto e veloce ai cambiamenti climatici grazie ai rapidi cicli di sviluppo, all'alto potenziale riproduttivo, alla elevata capacità di adattamento fisiologico alle mutate condizioni ambientali. Tra le risposte più probabili a livello di ecosistema vi sono l'effetto diretto della temperatura sugli insetti e l'aumento di CO₂ che agisce sui meccanismi di difesa delle piante e sui fenomeni di crescita compensativa. Sono già state raccolte numerose evidenze del fatto che gli insetti possono modificare il loro areale in relazione alle variazioni termiche. Ad esempio l'attività di alimentazione invernale della processionaria del pino rende questo insetto particolarmente adatto a rilevare gli effetti dell'aumento della temperatura sulla sopravvivenza e quindi sulla conquista di nuove aree.

Negli ultimi decenni la processionaria ha colonizzato zone a latitudine e altitudine elevata per le quali non erano disponibili dati certi di presenza in epoca storica, come ad esempio la Francia centro-settentrionale e alcune vallate alpine (Battisti *et al.*, 2005) (Fig. 2).

La processionaria del pino si prospetta come un modello ideale per verificare l'insorgere di modificazioni nella rete dei rapporti di un organismo animale con l'ambiente fisico e con le biocenosi in conseguenza delle mutate condizioni dei biotopi.

Essa risponde anche alle anomalie climatiche, che di norma consentono colonizzazioni temporanee di nuove aree alle quali segue inevitabilmente l'estinzione per il ristabilirsi delle condizioni originarie. Tuttavia, la calda estate del 2003 ha determinato una modifica dell'areale della processionaria del pino che, in ragione del simultaneo aumento della temperatura invernale, è diventata definitiva (Battisti *et al.*, 2006; Tamburini *et al.*, 2013). Nel processo di espansione le colonie sono venute in contatto con un nuovo ospite, il pino mugo, che ha dimostrato di essere idoneo allo sviluppo della processionaria e di venir accettato dalle femmine adulte in prove di scelta e non scelta, soprattutto per le popolazioni delle zone di espansione.

La "performance" larvale sul nuovo ospite non differisce da quella osservata su ospiti tradizionali quali il pino nero e il pino silvestre. Ciò conferma la potenziale oligofagia della processionaria e l'elevata capacità di adattamento alle nuove condizioni, tipica di

una specie colonizzatrice (Stastny *et al.*, 2006; Petrucco Toffolo e Battisti, 2008).

Nelle aree di espansione è emersa una sostanziale mancanza dei numerosi fattori di limitazione naturale presenti nelle zone di occupazione tradizionale, e ciò ha determinato una rapida crescita degli effettivi e gravi danni ai boschi colpiti. Nell'area di espansione della Val Venosta è stato studiato l'andamento del parassitismo delle uova fin dall'avvio dell'infestazione nel 1998. I parassitoidi oofagi si sono manifestati fin dalle prime fasi dell'attacco, ma con densità estremamente basse. Tuttavia una specie (*Baryscapus servadeii*) ha presentato una risposta funzionale densità-dipendente che, seppure caratterizzata da un forte ritardo, ha consentito una temporanea riduzione delle popolazioni (Zovi *et al.*, 2006).

Con manifestazioni diverse, rispetto a quanto rilevato in *Th. pityocampa*, tenuto conto della differenza di ritmi biologici, l'attività dei vari defogliatori di alberi decidui rivela di subire cambiamenti insoliti nelle relazioni con le piante ospiti. Tra i fenomeni meglio indagati vi è il modificarsi dello sviluppo di *Zeiraphera griseana* in seguito a inverni più miti del solito, che hanno comportato lo sfasamento del secolare ritmo di defogliazione nelle Alpi centrali (Battisti, 2006).

Meno facilmente individuabili sono i fattori dell'inattesa frequenza con cui negli ultimi tempi si ripetono su vaste estensioni le pullulazioni di vari defogliatori, come ad esempio *Cephalcia arvensis* nelle peccete prealpine (Marchisio *et al.*, 1994).

Mancano dimostrazioni di un eventuale rapporto causa-effetto tra le variazioni termiche, soprattutto su bassi e medi versanti, e l'alterato bilancio produzione primaria/consumo. Tuttavia il reiterarsi di più o meno lunghi alidori estivi, anomali rifornimenti idrici e attenuati rigori invernali induce a non trascurare l'opportunità di controllare lo stato di autoregolazione dei rapporti tra organismi e ambiente.

Analoghe considerazioni possono essere estese anche ad altri gruppi di insetti forestali, che approfittano del progressivo indebolimento sofferto dalle piante per il ripresentarsi di estati sempre più calde e siccitose, seguite da inverni miti e non meno asciutti.

L'innalzamento delle temperature medie determina dunque una duplice azione, avvantaggiando da un lato organismi eterotermi, quali gli insetti, e aumentando dall'altro la vulnerabilità dei soprassuoli forestali agli attacchi dei parassiti.

Esempi di tali scompensi sono facilmente osservabili lungo tutto il territorio nazionale. Ne fanno le spese in particolare popolamenti di specie dei generi *Pinus* e *Quercus*, accomunate da un habitus in prevalenza xerofilo e da una tendenza ad integrarsi o sostituirsi, in condizioni eccezionalmente difficili insorte negli ecosistemi, tali da renderli idonei a colonizzare terre climaticamente "mediterranee". Molti boschi di pini e di querce perdurano come antiche o recenti formazioni più o meno lungamente provate da avversità di varia natura. Gravi attacchi di coleotteri scolitidi sono stati recentemente registrati in pinete siciliane e calabre, sia di pino d'Aleppo che laricio, in formazioni litoranee di pino marittimo e domestico dell'Italia tosco-laziale, in

numerosi abieteti appenninici, in querce-carpineti della pianura padana occidentale e infine in svariate pinete e peccete delle Alpi centro-orientali. Il problema delle intense pullulazioni, che negli ultimi anni stanno colpendo molti soprassuoli arborei, presenta risvolti sempre meno di natura economica e sempre più di natura sociale. L'interesse un tempo economico per le attività selvicolturali è infatti oggi frequentemente sostituito da nuove priorità. Oltre ai noti e già ricordati aspetti di natura sanitaria e di sicurezza pubblica, legati alla diffusione di specie urticanti o alla moria di specie arboree in ambiente urbano, emergono esigenze di protezione dei popolamenti forestali dettate ad esempio da fini estetico-paesaggistici o ricreativi, come nel caso delle estese infestazioni di lepidotteri defogliatori che nelle ultime primavere hanno modificato l'aspetto di ampi versanti, creando allarme nell'opinione pubblica, o dagli intensi attacchi di scolitidi che stanno facendo scomparire le pinete litoranee di numerose località turistiche delle coste adriatiche e tirreniche.

Nel quadro biocenotico non sono inoltre da trascurare le conseguenze dell'aumentata disponibilità di prede animali a favore non solo di invertebrati entomofagi, ma anche di uccelli e mammiferi insettivori. Ciò riveste un particolare interesse per quanto riguarda la qualità degli habitat di specie a rischio, individuate nell'ambito delle reti di protezione della natura.

4. I fitofagi alloigeni

Gli eventi più comuni di questo quadro di fenomeni presentano come protagonisti gli insetti e altri invertebrati.

L'esito di ogni introduzione non è scontato: in capo ad alcuni cicli di stagioni i nuovi arrivati possono 1) accendere una sopportabile coesistenza con gli organismi indigeni, 2) imporre alle cenosi un dispotico dominio, negando ogni futuro accesso a soluzioni di reciproco adattamento, 3) incontrare severe difficoltà di inserimento, fino ai limiti di una marginale sopravvivenza a livello di popolazioni.

Da tempi ormai lontani l'imenottero xilofago *Sirex cyaneus* Fabricius, di origine nordamericana, gode di un'ospitalità non troppo onerosa per le conifere nostrali, mentre la tingide del platano, *Corythucha ciliata* Say, anch'essa di patria neartica, in Italia da mezzo secolo non concede tregua alla vegetazione della pianta nutrice e, d'altro canto, la cocciniglia *Ceroplastes japonicus* Green, dopo l'irrompente invasione che la spinse perfino a vani, fatali insediamenti su peduncoli fogliari di ippocastano e su steli fiorali di tarassaco, sembra ormai confinata in circoscritti ambienti di siepe.

Vari acquisti faunistici tuttavia hanno dato origine fin dal loro arrivo a irreparabili danni alla selvicoltura delle terre di conquista: così è avvenuto di recente con il trasferimento dell'imenottero *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu dalla Cina settentrionale agli Stati Uniti e infine ai castagneti europei; così, per il Nordamerica, con l'introdursi di qualche invertebrato da terre oltremare, come nel caso del nematode pinicolo *Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner e Buhrer) e in

quello del paleartico coleottero scolitide *Tomicus piniperda* (Linnaeus) (per tacere, tra l'altro, sulle perduranti conseguenze della storica, sconsiderata introduzione del defogliatore *Lymantria dispar* (Linnaeus)); così accade da anni, per una sorta di inattesa globalizzazione del problema, in estese piantagioni di pini, dalla Nuova Zelanda al Sudafrica e al Sudamerica, in seguito al diffondersi dell'imenottero *Sirex noctilio* Fabricius, che le classiche trattazioni europee di entomologia forestale non includevano tra i più temibili invasori di fusti di aghifoglie.

Contro l'ultimo dei flagelli ricordati la produzione di materiale ligneo di *Pinus radiata* nei paesi danneggiati è dovuta correre ai ripari, però l'Argentina tribola tuttora nell'affrontare non solo la penetrazione invadente di *S. noctilio*, ma anche quella del lepidottero *Rhyacionia buoliana* (Denis e Schiffermüller), che minaccia lo sviluppo delle vaste piantagioni pioniere di pini nei territori meridionali e che la selvicoltura europea ha ormai quasi dimenticato, essendosi molto ridotta presso che ovunque l'importanza dei rimboschimenti difficili su ampi territori.

La crescente frequenza del trasferirsi di organismi alloigeni a grande distanza, dovuta all'intensificarsi dei traffici intercontinentali e propiziata dal cambiamento climatico, ha reso indispensabili coordinamenti di iniziative di controllo a livello internazionale, con i noti esempi dei contributi di cognizioni sul riproporsi di un nuovo quadro della "moria dell'olmo" e del concordato assetto di provvedimenti contro la tendenza a espandersi del nematode dei pini sopra indicato.

Oggi il continuo, imprevedibile manifestarsi di inattesi fitofagi nei boschi apre un capitolo nuovo nella collaudata impostazione dottrinale dell'entomologia forestale: non si debbono soltanto stornare temute decurtazioni di produttività dei popolamenti arborei, come nel corso di alterazioni demografiche di specie animali indigene, ma si tratta di prefigurare, senza alcun sostegno di esperienze o cognizioni, il disegno a lunga scadenza - il "tempo degli alberi" e il "tempo del suolo" - delle future condizioni delle biocenosi. Ciò significa saper delineare senza indugi le ripercussioni di ogni straordinaria aggiunta al complesso dei fitofagi anche sulla produzione primaria, sulla biomassa e sulla dinamica della genesi e dell'evoluzione del suolo.

La base dottrinale risente tuttora di un ambito formativo limitato al conseguimento di fini pratici e non sostenuto da un congruo integrarsi di implicazioni scientifiche necessarie a delineare l'architettura fondamentale di una disciplina intesa a definire interventi nella funzione corrente e nella dinamica modificatrice di ecosistemi più o meno delicati, a maggior ragione dove di questi il territorio esibisca una complessa varietà. La partecipazione della fauna ai processi di sintesi della sostanza organica primaria e alla restituzione della fertilità al substrato edafico deve perciò includersi fin dall'inizio, come invece di solito non avviene, tra i problemi alla base di ogni elaborazione teorica e di ogni applicazione pratica della selvicoltura, opportunamente aggiungendosi alla risposta delle piante legnose al dettato degli agenti abiotici, alla funzione delle micorrize, al trasferimento

normale e a quello anormale di disparate sostanze nei circuiti di linfa degli alberi, all'azione dei patogeni, ai processi demolitivi della materia ligno-cellulosica. Per buona sorte, gli olmi, i platani e diverse palme non sono componenti essenziali né di piantagioni da reddito né di popolamenti forestali di casa nostra, altrimenti finora la selvicoltura avrebbe potuto soltanto piangere sul concorrere di fattori favorevoli all'espandersi della grafiosi, sul perdurante, generale ignorare le cause di tanto favore goduto dalla *Corythucha* e sull'affannoso quanto ancor inane indagare sull'aggressivo, esiziale imperversare del "punteruolo rosso delle palme".

Rimane pur sempre l'intensificato, incontrollabile distribuirsi a distanza di insetti e altri animali in disparate regioni boschive delle zone temperate. È un processo di conquista di habitat nuovo nella storia della vegetazione del pianeta, ancora lontano dal giungere a un compromissorio equilibrio dinamico con le biocenosi caso per caso ospitanti. Ne consegue il doveroso insorgere di una ferma convinzione in merito all'importanza di inquadrare tempestivamente ogni notizia di infiltrazioni di organismi allogenici nel prospetto funzionale degli ecosistemi soggetti ad assistenza selvicolturale. Non meno importante dell'introdursi di fitofagi invertebrati allogenici negli ecosistemi di interesse selvicolturale è l'inserimento di vertebrati, non solo vegetariani, nella competizione biotica da cui dipende l'equilibrio funzionale degli ambienti. Qui però si distinguono le colonizzazioni naturali dalle immissioni. L'eccessiva diffusione del capriolo in boschi dell'Italia settentrionale ha semplificato nei decenni la composizione di antiche conifere col progressivo annientamento della rinnovazione di abete bianco; l'aggiungersi di branchi di cervi, mobili anche su distanze ragguardevoli, ai nuclei del piccolo confamiliare può compromettere fatalmente le sorti del novellame anche di altre conifere, quali la picea e il cembro. In molti popolamenti di latifoglie la comparsa del cinghiale, per penetrazione spontanea o per disinvolute iniziative venatorie, avvia irreparabili sconvolgimenti nell'assetto del sottobosco e nella struttura del suolo.

L'intraprendenza umana, se non sorretta da una sicura

conoscenza della produttività degli ecosistemi forestali, finisce per provocare situazioni insostenibili anche quando orientata a favore di carnivori, quale il lupo, o di onnivori, quale l'orso: la claudicante preparazione ecologica di pur volenterosi sostenitori, cui dà sostegno l'illusione di un meritorio ripristino di un'età dell'oro della natura, fa dimenticare che nel sistema "bosco", non solo la selvicoltura, ma anche diverse altre umane esigenze di sfruttare spazio, clima, vegetazione e fauna hanno forzato nei millenni e per sempre l'originaria integrità delle biocenosi.

5. Conclusioni

Il riconoscimento che le foreste sono sistemi adattativi complessi ha come primo assunto la necessità di guardare oltre gli alberi e i popolamenti, per considerare la foresta nell'insieme di tutti i suoi componenti. Nella legislazione europea sulla tutela della natura è ormai sedimentato il concetto che la protezione delle specie minacciate richiede in primo luogo la conservazione degli habitat in cui esse vivono. L'entomologia forestale si era affermata come disciplina di forte connotazione ecologica, capace di individuare le cause all'origine delle ricorrenti crisi di stabilità degli ecosistemi forestali e di segnalare alla selvicoltura la necessità di rivedere scelte errate o motivate da obiettivi divenuti anacronistici.

In molti casi, quindi, non è l'approccio teorico ai problemi che fa difetto, quanto piuttosto la coerenza tra i consensi di principio sulla necessità di guardare in modo nuovo alle foreste e la pratica della gestione, che spesso è ancora in forte ritardo.

Ripensare la gestione forestale attraverso criteri mutuati dalla scienza della complessità richiede un cambiamento profondo di mentalità e di prospettiva.

Significa intanto riconoscere i limiti delle conoscenze; poi, ad esempio, elaborare nuovi modi di studiare le foreste e gli effetti dei trattamenti selvicolturali sull'insieme dei componenti, impiegare tecnologie avanzate di indagine e di monitoraggio, valutare il significato degli elementi di rischio e di imprevedibilità nella dinamica naturale dell'ecosistema.

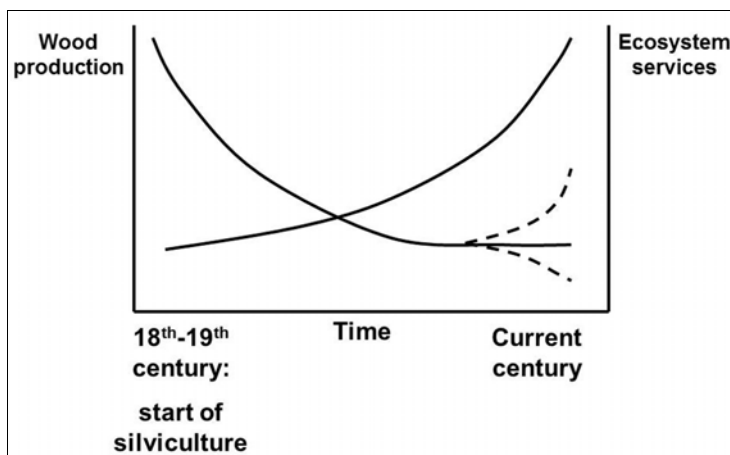


Figura 1. Schema delle relazioni tra produzione legnosa e servizi ecosistemici in relazione all'evoluzione della selvicoltura in Italia. Dall'avvio delle attività selvicolturali la produzione legnosa progressivamente perde di importanza mentre i servizi ecosistemici aumentano. Nel contesto dei cambiamenti globali in atto le previsioni diventano instabili (linee tratteggiate).

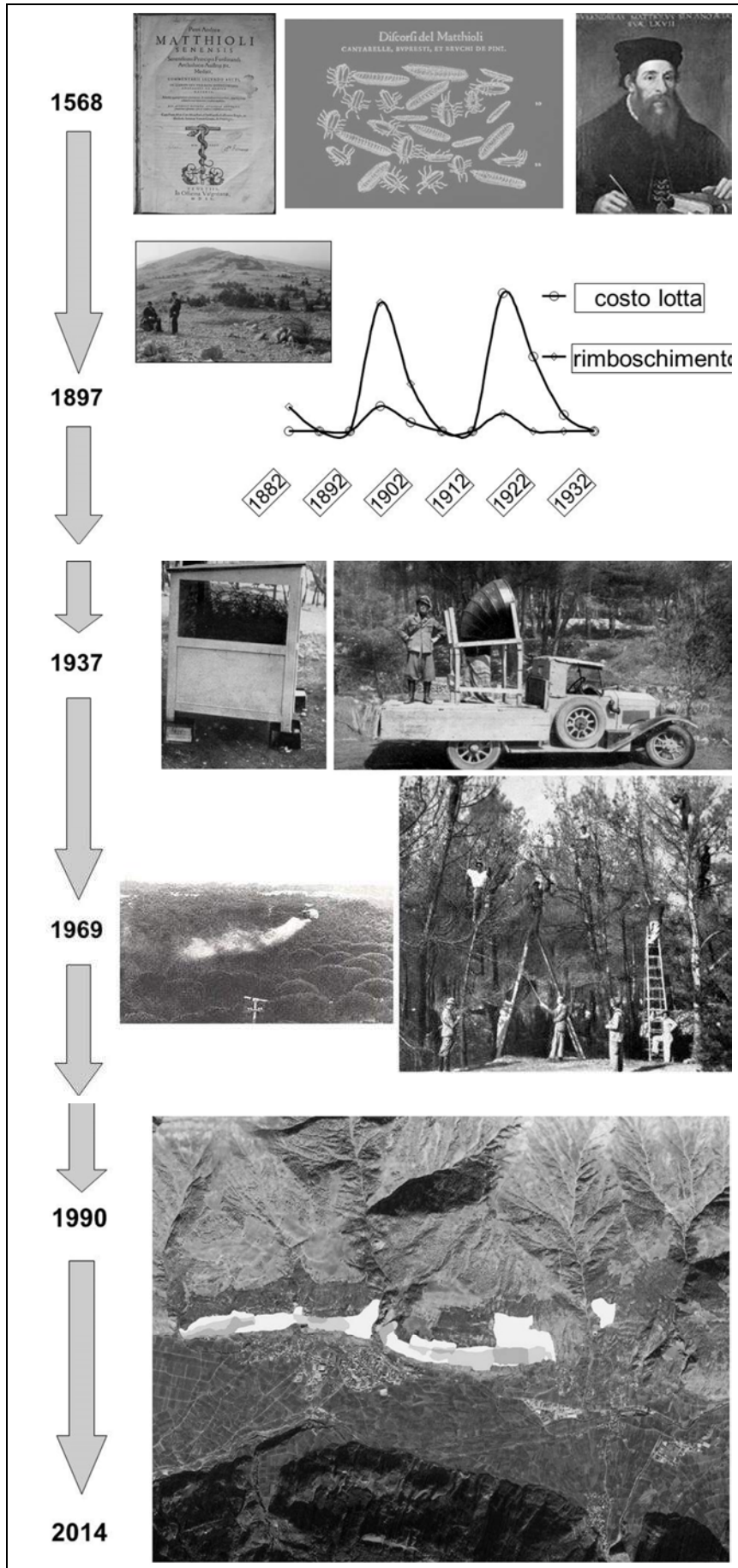


Figura 2. Evoluzione nella difesa dei boschi dai principali insetti fitofagi prendendo in considerazione l'esempio della processionaria del pino. A. La prima rappresentazione grafica dell'insetto e la sua importanza forestale vengono evidenziati da Matthioli nel 1568 nei boschi del Trentino, dove la specie verrà descritta circa 200 anni più tardi. Alla fine del secolo XIX iniziano i rimboschimenti del Carso Triestino in più fasi, ciascuna seguita a distanza di circa 20 anni da ingenti spese per la lotta mediante la raccolta manuale dei nidi. B. Nel secolo XX vengono adottati mezzi di lotta che prevedono sia l'utilizzo di sistemi biologici come la protezione dei nemici naturali (gabbioni per favorire la dispersione degli antagonisti del fitofago), sia l'impiego di mezzi di lotta diretti di natura chimica e biologica (*Bacillus thuringiensis kurstaki*). C. Attualmente la difesa si basa su accurati sistemi di monitoraggio della densità del fitofago, soprattutto nelle aree di recente espansione dell'areale a causa del cambiamento climatico. L'area rappresenta la Valle Venosta dove da circa 20 anni sono in corso ingenti attacchi che vengono contrastati mediante applicazioni di *Bacillus thuringiensis kurstaki* (poligoni in grigio) combinate con interventi selvicolturali mirati ad aumentare la resistenza diretta (modifica della composizione di specie arboree) e indiretta (aumento della biodiversità degli antagonisti naturali) del bosco alla processionaria.

SUMMARY

Forest system protection in relation to environmental changes affecting herbivores

The forest protection from herbivores in Italy strongly depends on the characteristics of the forests as there are specific links between human activities and the use of the areas nearby the forests which are ecologically relevant for forest management. This entails several opportunities and limitations which have to be taken into consideration in any management programme. The history of forest protection in Italy is substantially connected with the general trends of forest policy. It started with the first forest laws (before 1920) and continued with the planning of afforestation and reforestation efforts (1920-1950). Later it was mainly linked to the management of the upcoming pests in the young stands (1950-1980) and with the general change of the management observed (1980-1990), with the addition of the effects of global change (Venezia congress of silviculture, 1998). Finally, the importance of range expansion and invasive species was acknowledged at the Taormina congress (2008). Current management has to consider the demand for timber and the role of global change as top priorities, including the risks associated with invasive species and the impact of vertebrate herbivores on the community structure. There is an urgent need of setting up a national scheme of surveillance of the forest health condition as a starting point for a correct management.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti A., 2006 – *Insect populations in relation to environmental change in forests of temperate Europe*. In: Invasive forest insects, introduced forest trees, and altered ecosystems. Paine T.D. (ed). Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 127-140.
http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-5162-X_7
- Battisti A., Stastny M., Buffo E., Larsson S., 2006 – *A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly*. Global Change Biology, 12: 662-671.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01124.x>
- Battisti A., Stastny M., Netherer S., Robinet C., Schopf A., Roques A., Larsson S., 2005 – *Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures*. Ecological Applications, 15: 2084-2096.
<http://dx.doi.org/10.1890/04-1903>
- Bechstein J.M., Scharfenberg G.L., 1804-1805 – *Vollständige Naturgeschichte aller schädlichen Forstinsekten, nebst einem Nachtrag der schonungswerthen, welche die schädlichen vertilgen helfen*. Brockhaus, Leipzig.
- Cecconi G., 1924 – *Manuale di Entomologia forestale*. Tipografia del Seminario, Padova.
- Lunardoni A., Leonardi G., 1889-1901 – *Gli insetti nocivi ai nostri orti, campi, frutteti e boschi. Loro vita, danni e modi per prevenirli*. (I-IV). Margheri, Napoli.
- Maksymov J.K., 1959 – *Beitrag zur Biologie und Ökologie des Grauen Lärchenwicklers Zeiraphera griseana (Hb.) (Lepidoptera, Tortricidae) im Engadin*. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 35: 277-315.
- Marchisio C., Cescatti A., Battisti A., 1994 – *Climate, soils and Cephalcia arvensis outbreaks on Picea abies in the Italian Alps*. Forest Ecology and Management, 68: 375-384.
[http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)90058-2](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(94)90058-2)
- Masutti L., 2009 – *Basi naturali di sostentamento per la fauna omeoterma nei boschi e negli spazi aperti montani*. L'Italia Forestale e Montana, 44: 61-71.
<http://dx.doi.org/10.4129/IFM.2009.2.01>
- Masutti L., Covassi M. V., 2003 – *Rodolfo Zocchi, in memoriam*. Atti dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia. Rendiconti, 50: 77-93.
- Petrucchio Toffolo E., Battisti A., 2008 – *Performances of an expanding insect under elevated CO₂ and snow cover in the Alps*. iForest, 1: 126-131.
- Ratzeburg J. Th. Ch., 1837-1844 – *Die Forstinsekten oder Abbildung und Beschreibung der in den Wäldern Preussens und der Nachbarstaaten als schädlich oder nützlich bekannt gewordenen Insekten; in systematischer Folge und besonderer Rücksicht auf die Vertilgung der schädlichsten*. I-III. Nicolai, Berlin.
- Stastny M., Battisti A., Petruccio Toffolo E., Schlyter F., Larsson S., 2006 – *Host-plant use in the range expansion of the pine processionary moth, Thaumetopoea pityocampa*. Ecological Entomology, 31: 481-490.
- Susmel L., 1968 – *La terza dimensione della foresta*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, 8: 1-13.
- Tamburini G., Marini L., Hellrigl K., Salvadori C., Battisti A., 2013 – *Effects of climate and density-dependent factors on population dynamics of the pine processionary moth in the Southern Alps*. Climatic Change, 121: 701-712.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10584-013-0966-2>
- Zovi D., Battisti A., Hellrigl K., Minerbi S., 2006 – *Egg parasitoids of the pine processionary moth and their occurrence in Venosta/Vinschgau*. Forest Observer, 2/3: 81-88.

FORESTE ITALIANE: STRATEGIE PER LA PREVENZIONE DELLE MALATTIE CRITTOGAMICHE

Naldo Anselmi¹, Alessandro Ragazzi²

¹Dipartimento per la Innovazione nei Sistemi Biologici Agroalimentari e Forestali (DIBAF), Università degli Studi della Tuscia, Viterbo (Italy); anselmi@unitus.it

²Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente (DISPAA), Sezione di Patologia vegetale ed Entomologia, Università degli Studi di Firenze, Firenze (Italy)

Lo stato fitopatologico delle foreste italiane risulta oggi sempre più inquietante per il continuo arrivo di nuovi agenti esotici (ultimi dei quali *Heterobasidion irregulare*, *Chalara fraxinea* e *Melampsorium hiratsukanum*) e, soprattutto, per le mutate condizioni climatiche, che vanno ad aggravare gli attacchi di molti dei patogeni noti, indigeni e di passata introduzione. Un clima relativamente più mite, ad esempio, sta favorendo l' invasività di varie specie di *Phytophthora*, oltretutto su *Castanea*, anche su *Acer*, *Pinus*, *Quercus* e varie piante della macchia mediterranea. Parimenti, le forti siccità degli ultimi decenni, soprattutto in terreni difficili e/o su impianti densi o stramaturi, hanno innescato gravi fenomeni di deperimento di numerose specie forestali, con esiziali attacchi di patogeni di debolezza, sia radicali che corticali, questi ultimi peraltro favoriti da un tipico habitus endofitico. Di ciò bisogna ovviamente tener conto nelle varie strategie di difesa, sia nelle foreste in essere sia nel costituire nuovi boschi.

Controllo e certificazione del materiale vivaistico, scelta di specie in funzione della stazione ed attente cure negli impianti rappresentano importanti strumenti di prevenzione nella costituzione di nuovi boschi. In foresta, accanto a misure specifiche contro singoli patogeni, sono in generale da raccomandare l'eradicazione dei soggetti morti o fortemente ammalati, per limitare la pressione di inoculo, ed una oculata gestione selvicolturale volta ad evitare stress alle piante, anche prediligendo specie più adatte alla stazione e eventualmente potenziando la biodiversità. Restano in ogni caso fondamentali i controlli contro l' introduzione di nuovi patogeni, nonché periodici monitoraggi per bloccare sul nascere pericolosi focolai infettivi.

Parole chiave: foreste, malattie, deperimento, patogeni endemici, patogeni alieni.

Keywords: forests, diseases, forest decline, endemic pathogens, alien pathogens.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-na-for>

1. Attuali problematiche fitopatologiche nelle foreste italiane

Le foreste italiane, in gran parte artificiali, gestite a fustaie, cedui o macchia mediterranea, sono prevalentemente costituite da querce sempreverdi e caducifoglie, cui seguono pini, abete bianco, abete rosso, faggio, larice, castagno e, via via, carpino, frassino, acero, cipresso, ecc. Molte aree forestali, nel tempo, sono state incluse in Parchi, Zone a Protezione Speciale (ZPS) o in Siti di Interesse Comunitario (SIC), finendo assoggettati a gestioni particolari.

L'attuale stato fitopatologico di tali nostre foreste, che può essere portato a modello per vari altri Paesi mediterranei, risulta fortemente condizionato dall'infierire di patogeni di nuova introduzione (Tab. 1), dalle mutate condizioni ambientali di questi ultimi decenni, oltretutto, ovviamente, dal trattamento e dal governo del bosco (Anselmi *et al.*, 1998, 2007, 2008, 2009). Tra i fitopatogeni esotici introdotti nei decenni passati, mentre è in regressione *Chryphonectria parasitica* su castagno per lo sviluppo di ceppi ipovirulenti e risulta spesso meno dannosa *Marssonina brunnea* su *Populus*

spp. per la ridotta piovosità primaverile-estiva dei recenti decenni, rimangono gravi le ricorrenti epidemie di *Ophiostoma* spp. su olmo e *Seiridium cardinale* su cipresso. L'arrivo di una specie esotica di *Heterobasidion* (*H. irregulare*) su pino nel Lazio, sta rendendo potenzialmente più temibili gli attacchi di questo fungo (Gonthier *et al.*, 2004, 2014), che peraltro rappresenta il patogeno più dannoso in Italia, con gravissimi attacchi su abeti, pini, larici e pseudotsuga, nonché su varie faggete in Calabria (Gonthier e Capretti, 2007). Stanno notevolmente preoccupando anche le recenti comparse di *Chalara fraxinea*, con intensi disseccamenti su *Fraxinus* (Ogris *et al.*, 2010) e di *Melampsorium hiratsukanum* su *Alnus* (Moricca e Maresi, 2010).

Le mutate condizioni climatiche, a fronte di qualche patogeno ostacolato (come ad esempio *Marssonina*, *Gloeosporium*, *Cylindrosporium*, ecc.), per la minor incidenza di piogge inoculanti, sono causa di incremento di numerosi agenti patogeni (Tab. 1).

Il clima relativamente più mite degli ultimi decenni sembrerebbe favorire l'invasività di varie specie di *Phytophthora*, con gravi recrudescenze degli attacchi

su *Castanea* (Anselmi *et al.*, 1999; Vannini *et al.*, 2010), ed inquietanti nuovi attacchi su *Acer pseudoplatanus* (recentemente, da Ginetti *et al.*, 2013, è stata segnalata una nuova specie, *Phytophthora acerina*), *Quercus ilex* e *Q. suber* (Scanu *et al.*, 2013; Linaldeddu *et al.*, 2014), *Pinus* (Ginetti *et al.*, 2012; Sechi *et al.*, 2014) e varie piante cespugliose. Ultimamente, purtroppo, anche la macchia mediterranea, che sembrava rappresentare una cenosi in buon equilibrio con le avversità (Mazzaglia *et al.*, 2005), sta andando incontro, soprattutto in Sardegna, ad inquietanti attacchi di *Phytophthora* spp. (Scanu *et al.*, 2011, 2014a, 2014b), con preoccupati danni ecologici e paesaggistici. Da ricordare anche l'ulteriore recente reperimento, su piante di viburno seppur in vivaio, della temuta *Phytophthora ramorum* (Ginetti *et al.*, 2014).

I prolungati e ripetuti periodi di siccità degli ultimi decenni, soprattutto in terreni difficili e/o su impianti densi o stramaturi, sono alla base di quei gravi "deperimenti" (Tab.1) di numerose specie forestali, con esiziali attacchi di vari patogeni di debolezza, sia radicali (*Armillaria*, *Rosellinia*, ecc.), sia corticali, molti di questi ultimi (*Biscogniauxia*, *Botryosphaeria*, *Diplodia*, *Sphaeropsis*, *Phomopsis*, ecc.) peraltro favoriti da un tipico habitus endofitico (Luisi *et al.*, 1993; Ragazzi *et al.* (eds), 2000, 2004; Franceschini e Marras, 2002). Tra essi, per il suo progredire negli ultimi anni, ha notevolmente preoccupato l'agente del "cancro carbonioso" delle querce, *Biscogniauxia mediterranea*, ultimamente segnalato anche su faggio, castagno e frassino maggiore (Ragazzi *et al.*, 2012). Alla stessa stregua i ripetuti stress idrici, in terreni difficili od in boschi troppo densi, sembrerebbero alla base anche dei forti deperimenti da *Sphaeropsis sapinea* su *Pinus nigra*.

Meritano una citazione i gravi attacchi di *Anthostoma decipiens* su carpino bianco.

Le estati più calde e secche, infine, sono risultate in più casi favorire gli attacchi di vari agenti di mal bianchi (Tab. 1), che tuttavia, seppur molto dannosi in vivaio o nei giovanissimi impianti, al momento non sembrano destare preoccupazioni in foresta.

Le varie situazioni fitopatologiche nelle nostre foreste sono state spesso esaltate da un peggioramento dei vari ecosistemi a causa di cambiamenti di destinazione, abbandono delle corrette pratiche selvicolturali, carente regimazione delle acque (che favoriscono in particolare *Phytophthora*), pascolo eccessivo. Dette situazioni risultano spesso conseguenti al diminuito presidio dell'uomo, soprattutto in aree montane o lontane da centri abitati, da cui molti agricoltori, allevatori, operatori forestali si sono allontanati richiamati dalle città. In più casi peraltro, i neo-impianti di conifere in terreni ex-agricoli od ex-pascolivi, sono risultati predisposti ad attacchi di marciumi radicali, in particolare da *Heterobasidion*, per carenza di microflora antagonistica. Per i motivi di cui sopra, i danni provocati dalle malattie nei popolamenti forestali sono talora assai gravi, con ripercussioni spesso molto rilevanti sulla loro funzione produttiva e/o protettiva, nonché paesaggistica e di stoccaggio della CO₂. Sulle foreste protettive, le fitopatie più pericolose sono rappresentate

dagli agenti radicali e dal fenomeno "deperimento", che causando chiarie nel bosco, possono precluderne la funzione idrogeologica, ponendo il suolo a rischio di erosione, frane, smottamenti, deturpando l'aspetto paesaggistico. Per lo stesso motivo si teme molto una eventuale introduzione di patogeni esotici che possono indurre problemi simili, come gli agenti di tracheomicosi (es. *Ceratocystis fagacearum* su querce, *Ophiostoma wagnerii* su abeti o il nematode *Bursaphylencus* su pino) o le malattie a carattere epidemico, quali quelle causate da taluni agenti di ruggini (Anselmi, 1992). Nelle foreste spiccatamente produttive, dove sono pericolosi anche molti patogeni della chioma od agenti di cancro, ai danni di cui sopra si unisce anche la riduzione della produzione di legno e degli altri prodotti complementari, quali sughero, castagne, ghiande, pinoli, funghi, ecc.

2. Strategie di lotta

La dannosità delle succitate malattie, talora assai preoccupante, impone attente strategie di lotta, quanto più integrate tra loro, con approcci ovviamente differenti a seconda che si tratti di foreste estensive oppure produttive. Nelle foreste estensive, ad esempio, la presenza di parassiti è in genere un fatto naturale, spesso compatibile con un buon equilibrio biologico. In esse, lo scopo degli interventi di lotta non è tanto l'eliminazione delle malattie dal bosco, quanto il loro contenimento a livelli ecosostenibili e l'evitare che eventuali morie di piante contigue su vaste aree possa favorire frane o smottamenti. Nei boschi produttivi, invece, la difesa fitosanitaria deve mirare a salvaguardare le produzioni, mantenendole possibilmente al di sopra di livelli economicamente accettabili, fatti salvi, sempre, gli aspetti ambientali. In ogni caso le varie strategie di difesa presentano aspetti diversi a seconda che siano rivolte a preservare le foreste in essere, oppure a salvaguardare quelle in via di costituzione.

2.1 Foreste in essere

Contro i patogeni ad habitus edafico (*Armillaria*, *Heterobasidion*, *Phytophthora*, *Rosellinia*, *Verticillium*, ecc.) è fondamentale ridurre i focolai di inoculo, abbattendo sollecitamente le piante morte od infette, provvedendo, ove possibile, anche all'asportazione delle ceppaie e delle grosse radici, mettendo in atto ogni accorgimento volto a rimuovere eventuali fattori predisponenti, quali l'eccessivo pascolo od i ristagni idrici. In aree particolarmente colpite, che impongono l'eliminazione dell'impianto, converrebbe attendere qualche anno prima di reimpiantarvi specie suscettibili ai relativi patogeni. Nello specifico caso di *Phytophthora*, che tra tutti si sta dimostrando come il patogeno radicale più invasivo, è opportuno: a) sistemare strade e viottoli infraboschivi, con pulizia delle scoline laterali, al fine di allontanare le acque infette; b) limitare al massimo il passaggio di automezzi, mezzi agricoli, nonché persone (es. cercatori di funghi, cacciatori, ecc.) che potrebbero essere causa di trasporto di inoculo da aree o strade fangose infette ad aree sane, in

particolare durante o subito dopo abbondanti piogge che si verifichino nel corso della stagione vegetativa. In piante di particolare pregio si possono contrastare gli attacchi con utilizzo di (economici) fosfonati di potassio, utilizzabili anche con iniezione al tronco, oppure, in zone ove la temperatura scende abbondantemente sotto lo zero, si può tentare il risanamento attraverso lo scalzamento del colletto e delle grosse radici, per esporre al freddo le zone infette (metodo "Gandolfi"). Specificatamente per *Heterobasidion*, si consiglia di intervenire contro le infezioni da basidio-spore attraverso spennellature o irrorazioni sulle superfici fresche di taglio (da diradamenti o da abbattimenti vari) con urea al 20%, che stimola lo sviluppo di microflora saprofita antagonistica o con sospensioni di spore di *Phlebiopsis gigantea*, ad attitudine saprofitaria, che compete con *Heterobasidion* nel degradare il legno delle ceppaie impedendo al patogeno di diffondersi attraverso le radici (Nicolotti e Gonthier, 2005).

Per il contenimento dei processi di deperimento dei boschi, ed in particolare dei querceti, occorre in primo luogo scegliere razionalmente il sistema da perseguire, bosco ceduo o fustaia, ed indi rimuovere possibilmente quei fattori che inducono debolezza alle piante, come l'elevata densità (causa di competizione, in particolare per l'acqua), il pascolo troppo intenso, l'eccessiva senescenza. In caso di processi in atto, occorre altresì ridurre la pressione di inoculo dei parassiti da debolezza, compresi gli endofiti patogeni. Da qui l'utilità di regolari utilizzazioni nei cedui, evitando cicli troppo lunghi e, in ogni caso, di tagli di diradamento, in fustaie troppo dense. Sono comunque da raccomandare i tagli fitosanitari, con l'eliminazione delle piante morte, dominate o stramature, che rappresentano una pericolosa esca per moltissimi parassiti e permettono la fruttificazione degli endofiti patogeni, diventando così temibili fonti di inoculo per le piante più giovani. Se dovessimo procedere alla gestione di boschi affetti da un ben preciso endofita fungino, potremmo perseguire quanto nel tempo suggerito per il controllo di *Biscogniauxia mediterranea* su querce (Franceschini, com. pers.): abbattimento del carico d'inoculo attraverso il taglio raso delle piante ormai compromesse e potatura delle branche in via di disseccamento o con "cancri carboniosi"; bruciatura sul posto od opportuno allontanamento del materiale di risulta infetto; taglio a ceduo matricinato semplice se si giudica che gli attacchi del patogeno non abbiano ancora assunto una diffusione epidemica (la conseguente "apertura del bosco" crea condizioni meno favorevoli alla diffusione del fungo); taglio a ceduo composto o avviamento ad alto fusto, se si giudica che gli attacchi del patogeno abbiano ormai raggiunto una diffusione epidemica. In molte aree appare infine consigliabile la sostituzione di specie ad elevate esigenze climatico-stazionali, e pertanto più vulnerabili, con altre più tolleranti: il cerro, ad esempio, potrebbe essere proficuamente sostituito dalla roverella, più tollerante agli stress idrico-nutrizionali.

Molto difficoltosa la lotta contro il disseccamento dei germogli di pino nero da *Sphaeropsis sapinea*, che in pratica non può andare oltre al diradamento dei boschi

troppo fitti ed all'eliminazione dei soggetti molto deperenti, che costituiscono intense fonti di inoculo.

Quanto alla lotta contro il cancro corticale del castagno da *Cryphonectria parasitica*, nei cedui con gli abbattimenti delle piante e nelle fustaie a frutto con le potature, bisogna eliminare il più possibile i cancri letali da ceppi virulenti, massimizzando invece la presenza di cancri non letali o cicatrizzanti, fonti di diffusione dei ceppi ipovirulenti. Contro il cancro del cipresso da *Seiridium cardinale* è da raccomandare la rimonda di tutti i rami o branche morti o deperenti e l'eliminazione delle piante morte od ormai troppo colpite, con la distruzione del materiale di risulta. Ciò contribuirà da un lato a restaurare la sanità delle piante lasciate in piedi e dall'altro a ridurre la pressione di inoculo del patogeno o di infestazione degli scolitidi diffusori dello stesso, che prediligono piante o branche deperenti. L'eliminazione di piante morte o molto danneggiate e la rimonda delle branche colpite sarebbe auspicabile anche contro forti attacchi di *Lacnellula* su *Larix*, *Chalara* e *Pseudomonas* su *Fraxinus*, e contro gli agenti di necrosi corticali su pioppo o salice.

In ogni caso, alla base di una assennata difesa degli impianti esistenti, sia protettivi che produttivi, sta il monitoraggio costante del territorio, con periodici rilievi sull'incidenza dei parassiti, al quale deve seguire la massima tempestività nell'adozione di misure adeguate per bloccare sul nascere ogni pericoloso evento. Ciò è particolarmente importante per le malattie ad habitus edafico, i cui agenti si avvalgono dei focolai di infezione per diffondersi a macchia d'olio ed indurre a morte un numero viepiù maggiore di piante. Detti monitoraggi oggi sono peraltro facilitati dallo sviluppo di tecniche innovative, sia nella identificazione dei fitopatogeni (tecniche molecolari) e nel rilevamento delle piante malate (GPS, GIS, aerofotografie, ecc.), sia nello sviluppo di modelli di simulazione.

2.2 Nuovi impianti

Molte malattie potrebbero essere evitate o ne potrebbero essere ridotte le ripercussioni sulle piante, attraverso una attenta scelta del materiale e delle tecniche d'impianto. Detto materiale dovrebbe risultare idoneo alla stazione ed, ove possibile (es. per pioppi, salici, cipressi, ecc.), resistente alle gravi malattie, e dovrebbe comunque essere sano (certificato), robusto, idratato. All'impianto, sarebbero da evitare terreni già infetti da patogeni tellurici in quanto ospitanti ex impianti malati. Sarebbero inoltre da: 1) eliminare ceppaie e residui radicali colonizzati; 2) curare la buona regimazione idrica del suolo; 3) offrire sufficienti distanze d'impianto; 4) effettuare una razionale messa a dimora. Contro *Heterobasidion*, occorre tener presente che i terreni ex-agricoli o ex-pascolo sono poveri di microflora antagonistica.

2.3 Misure di quarantena

Molte delle più pericolose malattie parassitarie delle piante forestali, come già accennato, sono derivate da patogeni arrivati da Paesi extra-europei, con dannosità che in più casi ha messo in serio pericolo la sopravvivenza dei

popolamenti colpiti. Da qui l'importanza degli accorgimenti previsti in quella serie di direttive emanate dalla Comunità Europea, volte a regolare l'importazione, l'esportazione ed il transito di materiali e prodotti vegetali e via via recepite dall'Italia attraverso apposite direttive. Bisogna pertanto tener presente i Paesi da cui importiamo materiale vegetativo o prodotti forestali e verificare attentamente che il materiale che ci giunge, in particolare quello vegetativo, sia accompagnato da Certificato fitosanitario, che ne attesti la sanità e la provenienza. Anche nel caso di materiale vivaistico importato da Paesi membri della Comunità Europea sarebbe importante che esso venga accompagnato dal cosiddetto "Passaporto verde" o "Passaporto delle piante CE", che ne garantisce la sanità grazie a controlli effettuati dai vivaisti produttori. In entrambi i casi i controlli vengono effettuati dal personale del Servizio Fitosanitario Regionale (sotto il coordinamento del Servizio Fitosanitario Nazionale, con sede al Ministero per le Politiche agricole alimentari e forestali), che deve sottoporre i vivai interessati a periodiche osservazioni in loco, garantendo l'assenza degli organismi nocivi previsti in appositi elenchi. In Italia le Ditte interessate all'emissione del Passaporto delle piante debbono essere iscritte al Registro Ufficiale Produttori (RUP). I grandi progressi raggiunti a livello diagnostico nell'individuare la presenza di vari patogeni, grazie alla possibilità di ricorrere a tecniche avanzate quali l'utilizzo di specifici marcatori molecolari, rendono i vari controlli assai più semplici che nel passato.

3. Considerazioni conclusive

In questo inizio di nuovo millennio la situazione fitopatologica delle piante forestali in Italia, così come

per altri Paesi europei, non è certamente tra le più rosee. I cambiamenti climatici, a fronte di qualche patogeno ostacolato, stanno incrementando i deperimenti dei boschi da stress idrici, la diffusione di patogeni invasivi non più tenuti a freno dai rigori invernali, il rischio di introduzione e di espansione di quei patogeni che nel passato non trovavano condizioni termiche favorevoli. Pertanto, oltre che particolare attenzione per non introdurre nuovi patogeni, occorre una attenta gestione selvicolturale ed un sempre più oculato monitoraggio per stroncare sul nascere pericolose infezioni. Ovviamente molte malattie sarebbero più facilmente contrastate con la presenza costante dell'uomo negli areali interessati. In ogni caso, dal punto di vista fitosanitario, non è consigliabile abbandonare il bosco a se stesso, in particolare se degradato, considerando che tale degradazione è in genere attribuibile ad irrazionali azioni dell'uomo esercitate in passato su di esso, che occorre cercare di correggere. Pertanto sono auspicabili tutti quegli interventi volti alla conservazione o all'incremento della biodiversità, anche con l'introduzione di specie più tolleranti, che portando l'ecosistema a un giusto equilibrio, possono contribuire ad un migliore stato fitosanitario.

Riteniamo opportuno infine sottolineare come la funzione dei Patologi forestali, oggi oltretutto più numerosi di un tempo sul territorio nazionale, non debba configurarsi solamente come quella volta a rimediare ai danni da avversità già in atto nei soprassuoli arborei, bensì come specialisti che collaborano assiduamente con il selvicoltore e l'assessorato al fine di prevenire od evitare situazioni a rischio.

Tabella 1. Evoluzione nel tempo dei danni nelle foreste italiane da parte dei principali patogeni esotici, introdotti di recente o nel passato, e di quelli già presenti (indigeni) nel territorio nazionale.

PATOGENO	OSPITE	DANNI		
		Passati	Attuali	Futuri
ESOTICI, INTRODOTTI NEL PASSATO				
<i>Graphium ulmi</i>	<i>Ulmus</i>	+++	+++	+++
<i>Cryphonectria parasitica</i>	<i>Castanea</i>	+++	++	+
<i>Seiridium cardinale</i>	<i>Cupressus</i>	+++	+++	+++
<i>Marssonina brunnea</i>	<i>Populus</i>	++++	+++	++
ESOTICI, DI RECENTE INTRODUZIONE				
<i>Chalara fraxinea</i>	<i>Fraxinus</i>		+	+++
<i>Melampsoridium hiratsukanum</i>	<i>Alnus</i>		+++	++
<i>Heterobasidion irregulare</i>	<i>Pinus</i>		+	+++
INDIGENI				
<i>Phytophthora</i>	<i>Castanea</i> ,	+	+++	++++
	<i>Juglans</i>	+	++	+++
	<i>Acer</i> , <i>Pinus</i> , <i>Quercus suber</i> , <i>Q. ilex</i> , <i>Macchia mediterranea</i>		+	+++
<i>Heterobasidion</i>	<i>Abies</i> , <i>Pinus</i> , <i>Picea</i> , <i>Larix</i> , <i>Fagus</i>	+++	+++	++++
<i>Armillaria</i> , <i>Rosellinia</i>	Vari	+	+	++
Agenti di cancro: <i>Anthostoma</i> , <i>Biscogniauxia</i> (<i>Hypoxylon</i> , <i>Botriosphaeria</i> , ecc.)	Vari	+	+++	++
Agenti di mal bianchi	Vari	+	+	++
Agenti di necrosi fogliari diffusi da piogge (<i>Gloeosporium</i> , <i>Marssonina</i> , ecc.)	Vari	+++	++	++
Agenti del “Deperimento dei boschi”	Vari	+	+++	++++

SUMMARY

Italian forests: strategies for preventing cryptogamic diseases

The phytosanitary state of Italian forests is today increasingly at risk for the continuous arrival of alien pathogens (*Heterobasidion irregulare*, *Chalara fraxinea* and *Melampsorium hiratsukanum*) and, especially, for the changing climatic conditions, which are exacerbating attacks of many known pathogens, indigenous and of passed introduction. A relatively milder climate, for example, is encouraging the invasiveness of various species of genus *Phytophthora*, on *Castanea*, even on *Acer*, *Pinus*, *Quercus* and on various plants of the Mediterranean maquis. Likewise, strong drought in recent decades, especially in difficult soils and/or on dense or ripe plantations, have triggered severe decline phenomena on several forest species, with significant attacks of weakness pathogens, radical, cortical and woody. The last two pathogens are favored by a typical endophytic habitus. Of this state we must of course take into account for the various defense strategies, both in the forests and for the new plantations.

Control and certification of plant material from nurseries, choice of species as a function of the stand and careful treatments in plantations represent important instruments of prevention in the establishment of new forests. In the forest, alongside specific measures against individual pathogens, are to recommend: 1) the eradication of trees dead or diseased, to limit the pressure of inoculum; 2) a correct silvicultural management to avoid stress to plants; 3) the choice of species more suited to the stand; 4) the enhancing of biodiversity. Remain fundamental in any case the controls to prevent the introduction of new pathogens, as well as periodical monitoring to block dangerous outbreak.

BIBLIOGRAFIA

- Anselmi N., 1992 – *Agenti patogeni di piante forestali osservati in Nord America. Quale rischio per l'Italia?* Annali Accademia Italiana Scienze Forestali, 41: 343-369.
- Anselmi N., Franceschini A., 2007 – *Patosistemi e strategie di difesa integrata nei popolamenti forestali in Italia*. Notiziario sulla protezione delle piante, 21: 135-170.
- Anselmi N., Cellerino G.P., Moriondo F., 1998 – *La situazione fitopatologica del patrimonio forestale in Italia*. Atti del 2° Convegno Nazionale di Selvicoltura, Venezia. Ed. Consulta Nazionale Foreste e Legno, 3: 249-291.
- Anselmi N., Ragazzi A., Vannini A., 2008 – *Forest pathogens in the Mediterranean Region*. Journal of Plant Pathology, 90 (2): 45-46.
- Anselmi N., Cellerino G.P., Ragazzi A., 2009 – *Problematiche fitopatologiche e strategie di difesa nelle formazioni boschive italiane*. In: Atti 3° Congresso Nazionale Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani. 16-19 ottobre 2008 Taormina, vol. 2: 590-605.
- Anselmi N., Vettrano A.M., Franco S., Chiarot E., Vannini A., 1999 – *Recrudescenze del Mal dell'Inchiostro del castagno in Italia: nuove acquisizioni e suggerimenti di lotta*. Linea Ecologica, 31 (5): 53-58.
- Franceschini A., Marras F. (Eds.), 2002 – *L'endofitismo di funghi e batteri patogeni in piante arboree e arbustive*. In: Atti Convegno, Sassari-Tempio Pausania, 19-21 maggio, 262 pp.
- Ginetti B., Carmignani S., Ragazzi A., Werres S., Moricca S., 2014 – *Foliar blight and shoot dieback caused by Phytophthora ramorum on Viburnum tinus in the Pistoia area, Tuscany, Central Italy*. Plant Disease, 98 (3): 423. <http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-07-13-0767-PDN>
- Ginetti B., Moricca S., Squires J.N., Cooke D.E.L., Ragazzi A., Jung T., 2013 – *Phytophthora acerina sp. nov., a new species causing bleeding cankers and dieback of Acer pseudoplatanus trees in planted forests in Northern Italy*. Plant Pathology, 63: 858-876. <http://dx.doi.org/10.1111/ppa.12153>
- Ginetti B., Uccello A., Bracalini M., Ragazzi A., Jung T., Moricca S. (2012) – *Root Rot and Dieback of Pinus pinea caused by Phytophthora humicola in Tuscany, Central Italy*. Plant Disease, 96 (11), 1694. <http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-05-12-0451-PDN>
- Gonthier P., Capretti P., 2007 – *Heterobasidion annosum sensu lato: un complesso di specie fitopatogene di interesse per la ricerca ecologica e biologica*. Micologia Italiana, 36 (1): 5-17.
- Gonthier P., Warner R., Nicolotti G., Mazzaglia A., Garbelotto M., 2004 – *Pathogen introduction as a collateral effect of military activity*. Mycological Research, 108: 468-470. <http://dx.doi.org/10.1017/S0953756204240369>
- Gonthier P., Anselmi N., Paolo C., Bussotti F., Feducci M., Giordano L., Honorati T., Lione L., Michelozzi M., Paparatti B., Sillo F., Vettrano A.M., Garbelotto M., 2014 – *An Integrated Approach to Monitor and Control the Exotic Forest Pathogen Heterobasidion irregulare in Europe*. Forestry, 6: 1-11
- Linaldeddu B.T., Scanu B., Maddau L., Franceschini A., 2014 – *Diplodia corticola and Phytophthora cinnamomi: the main pathogens involved in holm oak decline on Caprera Island (Italy)*. Forest Pathology. <http://dx.doi.org/10.1111/efp.12081>
- Luisi N., Lerario P., Vannini A. (eds.), 1993 – *Recent Advances in Studies on Oak Decline*. Proceed. of the International Congress, Selva di Fasano (Brindisi), Italy, September 13-18, 541 pp.
- Mazzaglia A., Anselmi N., Giacu M., 2005 – *Principali malattie riscontrate su 20 specie arboree ed arbustive della Macchia Mediterranea*. Informatore Fitopatologico, 6: 27-35.
- Moricca S., Maresi G., 2010 – *Melampsorium hiratsukanum reported for the first time on grey alder in Italy*. New Disease Reports, 21: 17. <http://dx.doi.org/10.5197/j.2044-0588.2010.021.017>
- Nicolotti G., Gonthier P., 2005 – *Stump treatment against Heterobasidion with Phlebiopsis gigantea*

- and some chemicals in Picea abies stands in the western Alps*. Forest Pathology, 35 (5): 365-374.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.2005.00419.x>
- Ogris N., Hauptman T., Jurc D., Floreancig V., Marsich F., Montecchio L., 2010 – *First Report of Chalara fraxinea on Common Ash in Italy*. Plant Disease, 94: 133. <http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-94-1-0133A>
- Ragazzi A., Dellavalle I., Moricca S., Capretti P., Raddi P. (Eds.), 2000 – *Decline of oak species in Italy: problems and perspectives*. Accademia Italiana Scienze Forestali, Firenze, Italy, 257 pp.
- Ragazzi A., Ginetti B., Moricca S., 2012 – *First report of Biscogniauxia mediterranea on English Ash in Italy*. Plant Disease, 96 (11): 1694.
<http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-05-12-0442-PDN>
- Ragazzi A., Moricca S., Dellavalle I. (Eds.), 2004 – *Endophytism in forest trees*. Accademia Italiana Scienze Forestali, Firenze, Italy, 239 pp.
- Scanu B., Linaldeddu B.T., Franceschini A., 2011 – *A new Phytophthora sp. causing root and collar rot on Pistacia lentiscus in Italy*. Plant Disease, 95 (5): 618.
<http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-01-11-0015>
- Scanu B., Linaldeddu B.T., Pérez-Sierra A.M., Deidda A., Franceschini A., 2014a – *Phytophthora ilicis as a leaf and stem pathogen of Ilex aquifolium in Mediterranean islands*. Phytopathologia Mediterranea.
http://dx.doi.org/10.14601/Phytopathol_Mediterr-14048
- Scanu B., Linaldeddu B.T., Franceschini A., Anselmi N., Vannini A., Vettraino A.M., 2013 – *Occurrence of Phytophthora cinnamomi in cork oak forests in Italy*. Forest Pathology, 43: 340-343.
<http://dx.doi.org/10.1111/efp.12039>
- Scanu B., Hunter G.C., Linaldeddu B.T., Franceschini A., Maddau L., Jung T., Denman S., 2014b – *A taxonomic re-evaluation reveals that Phytophthora cinnamomi and P. cinnamomi var. parvispora are separate species*. Forest Pathology, 44 (1): 1-20.
<http://dx.doi.org/10.1111/efp.12064>
- Sechi B., Seddaiu S., Linaldeddu B.T., Franceschini A., Scanu B., 2014 – *Dieback and mortality of Pinus radiata trees in Italy associated with Phytophthora cryptogea*. Plant Disease, 98: 1, 159.
- Vannini A., Lucero G., Anselmi N., Vettraino A.M., 2009 – *Response of endophytic Biscogniauxia mediterranea to variation in leaf water potential of Quercus cerris*. Forest Pathology, 39: 8-14.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00554.x>
- Vannini A., Natili G., Anselmi N., Montagni A., Vettraino A.M., 2010 – *Distribution and gradient analysis of Ink disease in chestnut forests*. Forest Pathology, 40: 73-86.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.2009.00609.x>

INDAGINI FITOPATOLOGICHE URGENTI SULLA DIFFUSIONE DI *CHALARA FRAXINEA* KOWALSKI NELLE RISERVE NATURALI STATALI DELL'ALTO ADRIATICO (ROMAGNA, ITALIA)

Paolo Caramalli¹

¹Corpo Forestale dello Stato, Firenze (Italy); p.caramalli@corpoforestale.it

L'obiettivo del presente studio è descrivere il contributo dell'Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Punta Marina (RA) del Corpo Forestale dello Stato al dispositivo d'indagini fitopatologiche urgenti coordinato dal Servizio Fitosanitario Regionale per monitorare la diffusione di *Chalara fraxinea* Kowalski in Emilia-Romagna, comprendendo quindi anche le 13 Riserve Naturali Statali amministrate dall'Ufficio nell'Alto Adriatico. Sul finire del 2012 l'Autorità fitosanitaria del Regno Unito ha vietato la commercializzazione del MFM di frassino in Gran Bretagna consentendo la sola movimentazione del materiale cresciuto in aree per le quali fosse certificata l'assenza del patogeno; ciò si è tradotto in blocchi commerciali di forte impatto economico. La metodologia di studio adottata ha richiesto anzitutto di curare l'omogenea formazione del personale. Successivamente, sono stati individuati e visitati i siti forestali. Per ognuno è stata compilata una Scheda di monitoraggio e, se rinvenuti sintomi della malattia, anche prelevati campioni biologici avviati a indagini di laboratorio. I risultati sono stati incoraggianti. Dal punto di vista fitopatologico, in poche settimane sono stati controllati complessivamente 138 siti nelle Province di Ravenna, Forlì-Cesena e Bologna; in 17 casi sono stati prelevati campioni biologici. All'interno delle Riserve sono stati controllati 20 siti e prelevati 3 campioni. In tutti i casi l'esito è stato negativo nei riguardi della presenza del patogeno. Dal punto di vista commerciale, è stato rimosso il principale ostacolo all'esportazione di frassini verso il Regno Unito. Dal punto di vista istituzionale, è stata sperimentata una sinergia istituzionale che ha permesso di eseguire operazioni rapide ed efficaci.

Parole chiave: *Chalara fraxinea* Kowalski, indagini urgenti, Romagna (Italia).

Key words: *Chalara fraxinea* Kowalski, fast survey, Romagna (Italy).

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-pc-ind>

1. Introduzione

L'accidentale ingresso di nuove specie esotiche unitamente ai cambiamenti climatici sta portando a un forte aumento delle emergenze fitosanitarie ed anche ambientali nel territorio dell'Unione Europea.

L'introduzione di numerosi organismi nocivi ha riguardato anche *Chalara fraxinea* Kowalski (MiPAAF, 2014). La comunità scientifica è sempre più concorde nell'indicare tale patogeno fungino quale agente responsabile del deperimento del frassino, una malattia che a partire dai primi anni Novanta del secolo passato ha provocato gravi fenomeni degradativi in vaste regioni dell'Europa centrale dove il patrimonio arboreo forestale e ornamentale ha patito ingenti danni.

1.1 Chalara fraxinea Kowalski in Italia: arrivo, diffusione, potenzialità di espansione

Il patogeno è stato rilevato per la prima volta in Polonia nel 1992. Nel 2006 Kowalski riuscì a descrivere e provarne l'associazione con i sintomi dell'infezione e dunque attribuirgli l'attuale denominazione. Grazie alla notevole capacità di diffusione (Webber e Hendry, 2012), dal centro del continente ha rapidamente colonizzato aree forestali di origine naturale e artificiale,

vivai e aree verdi urbane (parchi pubblici e giardini privati) dirigendosi ad Ovest (Germania, Paesi Bassi), a Est (Romania, Russia), a Nord (Danimarca, penisole baltica e scandinava e Regno Unito) e a Sud (Slovacchia, Repubblica Ceca, Ungheria, Austria, Svizzera, Francia, Croazia, Slovenia e anche in Italia) (Fig. 1). In talune aree, per estensione e severità, le infestazioni hanno assunto il carattere di morie diffuse arrivando a infettare pressoché la totalità degli esemplari di frassino presenti. Nel 2007 *Chalara fraxinea* K. è stata inserita nella Lista d'allerta dell'EPPO da cui è stata cancellata nel 2014 poiché, pur essendovi rimasta per oltre 3 anni, durante questo periodo gli Stati membri della EPPO non hanno richiesto particolari azioni di carattere internazionale. Pertanto, nel 2014 si è ritenuto opportuno considerare sufficiente l'allarme dato. Sul territorio italiano la presenza di questo patogeno è stata accertata per la prima volta nel 2009 in varie località del Friuli poste lungo la fascia confinaria italo-slovena della Provincia di Udine (Ogris *et al.*, 2010). Considerata l'esistenza di un ostacolo come la barriera alpina in direzione Svizzera, dove il patogeno era già stato segnalato in precedenza, sembra ragionevole supporre che sia arrivato in Italia attraverso gli stati della ex Jugoslavia. Floreancig (2009) ha descritto per primo la presenza del parassita in Italia

grazie alle analisi di laboratorio condotte sui campioni sintomatici raccolti il 26/06/2009 da giovani piante di *Fraxinus excelsior* rinvenute in località Rutte Grande presso Fusine lungo la strada statale Tarvisio-Rateč e dai successivi esperimenti riguardanti le inoculazioni artificiali.

In seguito, il patogeno è stato individuato in diverse località delle Valli del Natisone e del Torre nonché nel Tarvisiano: sulla base dei rilievi eseguiti, si suppone che nelle aree indagate sia presente da almeno due anni.

Il patogeno è stato isolato su piante di *F. excelsior* e di *F. angustifolia* in differenti condizioni stazionali e appartenenti a diverse classi di età ma più comunemente tra i semenzali e gli alberi giovani. Nella maggior parte dei casi le piante campionate si trovavano all'interno di boschi naturali misti, derivanti da processi di ricolonizzazione di coltivi o prati abbandonati nel secolo scorso, in cui il frassino maggiore è presente in misura considerabile. Negli anni successivi, il deperimento del frassino si è diffuso rapidamente in tutto il Friuli (Frigimelica e Maresi, 2012; Bernardinelli, 2011) e in Veneto (Frigimelica e Maresi, 2012; Conedra *et al.*, 2012). In quest'ultima regione, Montecchio (2015) lo ha riscontrato nella zona di Agordo (località Falcade, Agordo, Gosaldo e Cencenigo Agordino) e nel trevigiano (Cornuda).

La malattia ha poi raggiunto il Trentino-Alto Adige interessando il solo frassino maggiore, sia in ambito urbano che in bosco. I sintomi iniziali del deperimento sono stati effettivamente riscontrati da Frigimelica e Maresi (2012) sia in Trentino (Valle di Primiero, Valle del Vanoi, bassa Valsugana) che in Alto Adige (Val Pusteria). Successivamente, Maresi (2014) ha evidenziato che il patogeno si è diffuso, sempre sul frassino maggiore, velocemente e con forte intensità a partire da tutti i siti segnalati e, in particolare, nelle Valli di Primiero, Fiemme, Rendena e in alta Val di Non. Carrari *et al.* (2013) hanno ricercato l'inoculo senza successo in numerosi siti monitorati in Toscana. Si noti che quest'ultima rappresenta la prima delle Regioni italiane poste al di sotto della barriera montuosa appenninica.

Ad oggi non sono note mappe precise ove sia riportata la distribuzione del patogeno in Italia. Tuttavia, Carrari (2015) riferisce di una prima mappa, presumibilmente incompleta vista la rapida diffusione della malattia (Fig. 2). La gravità dell'attuale incidenza, benché certamente sottostimata, è elevata, trattandosi di un patogeno che colpisce alberi adulti, rinnovazione e semenzali, ubiquitario in senso altitudinale - Floreancig (2009) riferisce di un esemplare isolato infetto rinvenuto sul Matajur (UD) a 1000 m di quota - e in possesso di meccanismi di diffusione tali da permettere all'agente di coprire lunghe distanze in breve tempo (par. 4.1). Si aggiunga che ad oggi non sono noti rimedi sicuri per arrestare l'avanzata della malattia.

Per il futuro, dopo essersi rapidamente diffuso nel Nord-Italia, si può ragionevolmente supporre che la malattia possa riuscire a diffondersi anche nel Centro-Italia, proseguendo con maggiore velocità nell'areale del frassino maggiore lungo direttrici prive di barriere fisiche a fare da ostacolo e rallentarne la corsa come è, ad esempio, la catena montuosa Appenninica. Ogris (2008) osserva che nei boschi misti si potrebbe assistere alla progressiva

sostituzione dei frassini con gli aceri che vegetano nelle medesime condizioni ecologiche del frassino, come ad esempio l'acero montano (*Acer pseudoplatanus* L.). *Res sic stantibus*, ai frassini si potrebbe prospettare il destino degli olmi e del castagno. Le previsioni non sono rassicuranti e senza sufficienti conoscenze non possono essere presi provvedimenti adeguati (Jurc e Ogris, 2008, in Floreancig, 2009).

Sembra quanto mai utile un monitoraggio continuo sull'evolversi della distribuzione della malattia in Italia.

2. Scopo

Sul finire del 2012, verificato l'ingresso del patogeno sul suolo nazionale, The Food and Environment Research Agency (FERA), agenzia operativa del Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) del Regno Unito, ha adottato specifiche misure di protezione per contenere la diffusione di questa malattia.

Il principio ispiratore della strategia di contenimento è che l'agente patogeno e il suo teleomorfo, l'ascomicete *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, non devono essere introdotti o diffusi nel Regno Unito, sancendo così il divieto di commercializzare materiale di moltiplicazione di frassino (piante, semi e parti di pianta idonei a essere posti a dimora) sul suolo britannico.

La normativa (AA.VV., 2013) consente solamente la movimentazione del materiale cresciuto in aree per le quali è stata ufficialmente provata l'assenza di questo agente patogeno attraverso l'istituzione di una *Pest Free Area* e l'esecuzione di uno specifico monitoraggio. Tale condizione deve essere confermata dalla certificazione fitosanitaria (per il materiale commerciale proveniente dai Paesi Terzi) o dal passaporto delle piante (per ciò che proviene dalla UE). Una norma fitosanitaria, dunque, è stata tradotta in blocchi commerciali e ha comportato ripercussioni economiche conseguenti all'arresto delle esportazioni di frassini verso il Regno Unito. In Italia ogni Regione ha dovuto individuare una soluzione per uscire da questa situazione di *impasse*. Montuschi *et al.* (2014) riferiscono che in Emilia-Romagna, nella stagione autunnale del 2013, in considerazione dei grossi problemi creati dal patogeno a nord del territorio regionale, il Servizio Fitosanitario Regionale ha predisposto una campagna d'indagini fitopatologiche urgenti nelle province di Ravenna, Ferrara e Bologna al fine d'indagare il territorio in via preventiva e per verificare la fattibilità di una *Pest Free Area* a garanzia delle esportazioni verso il Regno Unito. Col presente studio si vuole descrivere il particolare contributo dato in tale ambito dall'Ufficio Territoriale per la Biodiversità (UTB) di Punta Marina del Corpo Forestale dello Stato, incaricato di ideare concrete modalità d'indagine in bosco e di applicarle nel territorio di propria competenza, interamente costituito da Riserve Naturali Statali.

3. Inquadramento territoriale

Gli ecosistemi naturali ospitati nella fascia costiera romagnola presentano rilevante valore naturalistico-ambientale riconosciuto dall'istituzione di numerose aree naturali protette di vario genere, livello e natura

giuridica: Siti d'Interesse Comunitario, Riserve Naturali Statali e Aree Naturali Protette regionali e d'interesse locale. Dal punto di vista paesaggistico-ambientale, tale fascia è caratterizzata dalla presenza di varie facies: litorali sabbiosi, zone umide salmastre, pinete litoranee di origine artificiale, lembi di vegetazione di origine naturale. La copertura forestale si sviluppa per circa 80 chilometri in direzione Nord-Sud a partire dal limite meridionale della Provincia veneta di Rovigo sino ad arrivare, dopo aver attraversato le Province di Ravenna e di Ferrara che ospitano gran parte dei territori protetti a lambire il confine settentrionale della Provincia romagnola di Forlì-Cesena.

Si tratta di biosistemi forestali quasi interamente di origine artificiale e relativamente recente, essendosi originati dai rimboschimenti avviati nel 1882. Queste formazioni boschive costiere, prevalentemente pinete ma non solo, costituiscono un prezioso corridoio ecologico che collega la parte meridionale del Delta del Po con l'estremità più mediterranea della Romagna.

Un tracciato biologico che incrocia importanti corsi d'acqua appenninici (Reno, Fiumi Uniti, Bevano) e che negli ultimi decenni ha subito una decisa alterazione passando dall'essere una fascia pressoché continua e profonda diverse centinaia di metri all'aspetto attuale: una sottile striscia boscata larga solamente poche decine di metri subito a ridosso della linea di costa, interrotta da diffusi insediamenti antropici. Ecosistemi forestali preziosi ma complicati dall'esistenza di annosi e gravi problemi gestionali non di rado interconnessi tra di loro: subsidenza (di origine sia naturale che artificiale) ed erosione del litorale con conseguente ingressione del cuneo salino; aerosol marino e, più di recente, anche devastanti incendi boschivi (Fig. 3). Una situazione complessa che si aggiunge alla fortissima pressione antropica, probabilmente il più incisivo fattore destabilizzante che, per dirla con Ciancio e Nocentini (1994), aggiunge instabilità a instabilità. Sono problemi di non facile soluzione che in prospettiva biologica rappresentano due facce della medesima medaglia: problemi gestionali da una parte, evoluzione rapida degli ecosistemi dall'altra. Entropia crescente e disordine mai totalmente compresi che determinano dinamiche evolutive imperniate su equilibri metastabili destinati a cedere con l'insorgere del successivo fattore di disturbo. Per questo motivo tali formazioni boschive sono assoggettate a una specifica pianificazione che ne soppesa origine, evoluzione passata, stato attuale e tendenze evolutive future. Le informazioni specialistiche riportate in questo paragrafo sono state desunte da fonti documentali, principalmente da AA.VV. (2008), con particolare riferimento a quanto riportato da Andreatta (2008), e da Caramalli (2014).

3.1 Cenni su storia e collocazione istituzionale

Le aree studiate possiedono un marcato valore storico e culturale per la storia naturale italiana. Comprendono le zone che nei primi anni del '900 furono oggetto di antesignane discussioni parlamentari sulla conservazione della natura e del paesaggio in Italia, favorite dal politico e deputato ravennate Luigi Rava. Questi fu promotore della legge 16 luglio 1905, n. 441, nota proprio come "legge Rava", con la quale alcuni relitti marittimi posti in Pro-

vincia di Ravenna¹ venivano dichiarati inalienabili e affidati, a scopo di rimboschimento, all'allora Ministero di Agricoltura, Industria e Commercio analogamente ad altri boschi demaniali già amministrati a norma della legge 20 giugno 1871, n. 283². Nel caso dei territori ravennati il rimboschimento era diretto alla protezione delle colture agricole retrostanti dai venti salsi provenienti dal mare.

Pochi anni a seguire, con legge 2 giugno 1910, n. 277, all'insieme di tutte le Foreste Demaniali dichiarate inalienabili sarà conferita la natura giuridica di Demanio Forestale e per assicurarne la gestione verrà appositamente istituita l'Azienda Speciale del Demanio Forestale dello Stato. Le aree naturali protette italiane - che sarebbero state istituite massicciamente in Italia solamente dopo la prima metà del XX secolo³ - discendono ontologicamente, culturalmente ed anche politicamente proprio da questo provvedimento. Un atto normativo che, secondo i dettami culturali dell'epoca, eminentemente estetici, intendeva tutelare queste zone non tanto per il valore ambientale quanto in considerazione del pregio posseduto quali bellezze naturali intimamente connesse alla letteratura, all'arte e alla storia d'Italia.

Oggi, trascorsi molti decenni da allora, a norma della legge 6 dicembre 1991 n. 394 "Legge Quadro sulle aree protette" tali porzioni di territorio sono individuate come aree naturali protette nazionali (art. 8) classificate come Riserve Naturali Statali (art. 17) amministrate dal Corpo Forestale dello Stato attraverso l'Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Punta Marina (RA) e i Posti Fissi che da questo dipendono.

Secondo la vigente classificazione ministeriale, a cui fanno riferimento i rispettivi decreti istitutivi⁴, tali aree protette sono individuate come Riserva Naturale (R.N.), R.N. Biogenetica, R.N. di Ripopolamento Animale, R.N. Integrale, R.N. Orientata e R.N. Zoologica (Fig. 4).

3.2 Descrizione ambientale

3.2.1 Quadro geo-pedologico

La geomorfologia dell'area è dominata dalla presenza di varie serie di cordoni dunali che sovrastano di pochi metri il piano della campagna circostante.

¹ Malfitano (2002) riporta che si trattava di un vasto arenile esteso su circa 200 ettari di litorale pervenuti al Demanio dello Stato in forza dell'atto di transazione datato 30 giugno 1904 fra il Demanio stesso e le Signore Pergami-Belluzzi.

² Una natura, quella di relitto, che, con una certa inquietante ricorsività storica, in qualche modo ancora oggi non abbandona la vegetazione forestale presente sulla costa romagnola che per certi versi costituisce uno dei casi più spettacolari di distruzione e di snaturazione perpetrati negli anni Sessanta e Settanta del XX secolo in Italia.

³ Prima di allora risultano istituiti solamente i primi Parchi Nazionali, creati a partire dal 1921.

⁴ Si tratta di una caratterizzazione tipologica adottata negli anni '70 dall'allora Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste (oggi MiPAAF) in occasione della loro istituzione e giunta fino a noi poiché ritualmente recepita tal quale dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) in sede di *Elenco ufficiale delle aree naturali protette*, arrivato al VI aggiornamento (Decreto del MATTM 27 aprile 2010).

Caratteristica pedologica fondamentale dei terreni del litorale romagnolo è, oltre alla grande permeabilità e al forte dilavamento, anche la mancanza di evaporazione dovuta all'impossibilità di ascesa capillare da parte delle acque del suolo che rimangono immagazzinate in profondità e vanno a costituire una preziosa riserva idrica per le piante che riescono a raggiungere questo strato acquifero (M.A.F. - A.S.F.D., 1959, in Andreatta 2008). La natura mineralogica e chimica del substrato mostra un marcato aumento dei carbonati procedendo da Nord verso Sud. Le caratteristiche del terreno sono fortemente influenzate dalla presenza e dalle condizioni strutturali ed evolutive della pineta; i suoli si presentano in condizioni estremamente diverse nei riguardi della presenza di sostanza organica, definizione degli orizzonti, granulometria e pH.

3.2.2 Aspetti climatici

La fascia costiera alto adriatica, da Venezia a Rimini, lunga poco più di cento chilometri e profonda alcune decine, afferisce alla regione climatica continentale padana e denota un andamento climatico leggermente modificato dalla presenza del mare, la cui azione mitigatrice non risulta particolarmente incisiva.

Il regime pluviometrico del tratto ravennate mostra una piovosità media compresa tra 720 e 750 mm/anno con significative variazioni annue e una generale tendenza alla diminuzione, in corso da molti decenni.

L'andamento stagionale evidenzia i due consueti massimi primaverile e autunnale, mentre i minimi si hanno in inverno e soprattutto in estate quando spesso si verificano periodi siccitosi che determinano aridità nel terreno.

I principali parametri termometrici dell'area sono stati rilevati dalla stazione meteorologica del Posto Fisso Forestale di Marina di Ravenna (RA): media annua 13,1°C, media del mese più freddo -1,6°C, media del mese più caldo 27,3°C; temperatura massima assoluta 40,2°C (estate 1985), minima assoluta -17,5°C (inverno 1984/1985). In base alla classificazione fitoclimatica di Pavari (1916), così come modificata da De Philippis (1937), l'area si afferisce al Lauretum sottozona fredda del tipo ad estate calda e siccità estiva.

3.2.3 Vegetazione forestale

La superficie forestale è occupata da popolamenti di origine artificiale a prevalenza di pino marittimo (*Pinus pinaster* Ait.) che negli ultimi decenni ha preso il sopravvento sul pino domestico (*Pinus pinea* L.) che pure all'epoca della piantagione venne posto a dimora in gran quantità. Ciononostante, anche in virtù della marcata contrazione delle utilizzazioni boschive verificatesi nell'ultimo periodo, oggi queste aree possiedono una non trascurabile ricchezza biologica.

Andreatta (2012) evidenzia come ognuna delle Sezioni boschive in cui è suddivisa la pineta abbia vissuto vicende storiche, selvicolturali e gestionali differenti che hanno portato nel corso degli anni ad una notevole variabilità nella composizione specifica, nella struttura orizzontale e verticale, nella presenza o meno del sottobosco: ciò ha fatto sì che nella denominazione di Riserva Naturale "Pineta di Ravenna" siano ricompresi

popolamenti forestali assai diversi tra loro.

Talune zone mostrano maggior grado evolutivo, evidenziato da composizione specifica mista con significativa presenza di latifoglie e buona consistenza del sottobosco. Altre si caratterizzano per la diffusione sostanzialmente uniforme di pino marittimo allo stato adulto e per la ridotta consistenza del sottobosco, ad eccezione del rovo che solitamente è ben rappresentato. Altre ancora vedono giovani fustaie pressoché pure di pino marittimo con presenza del sottobosco fitta e diversificata a livello specifico. Vi sono poi aree dove il livello evolutivo e di naturalità è minimo: una piccola Sezione boschiva occupata da un popolamento adulto di pino domestico a densità colma con assenza totale di sottobosco, e la fascia più prossima alla battigia dove invece è il pino marittimo a mantenersi in quasi totale purezza e in assenza di sottobosco.

All'attualità, quindi, seppur con diversi gradi di sviluppo, la pineta demaniale si presenta nel suo complesso come un popolamento forestale in fase di transizione, insediato su terreni sabbiosi di scarsa evoluzione (Sandri, 1956), ancora in buona parte costituito da pino marittimo in purezza ma con presenza di pino domestico e delle latifoglie che nel tempo si sono affermate, ovvero farnia (*Quercus pedunculata* Ehrh.), leccio (*Quercus ilex* L.), pioppo bianco (*Populus alba* L.), frassino ossifillo (*Fraxinus oxyphylla* Bieb.) (Andreatta, 2003; 2008).

4. Materiali e metodo

4.1 Identificazione sintomatologica del patogeno

Il più comune quadro sintomatico è rappresentato dai seguenti elementi: presenza di cancri sulle piante; rapido disseccamento dei rametti dell'anno (apicali e laterali), con infezioni estese lungo la nervatura principale; avvizzimento delle foglie, che pur infettate rimangono a lungo sulla pianta prima di annerirsi e cadere. Stante quanto sopra, occorre sottolineare come si tratti di una sintomatologia basata su manifestazioni talvolta anche chiare ma non sufficientemente specifiche per evitare il rischio di confondere gli attacchi di questo fungo con le infestazioni provocate da altri patogeni come cancri corticali da *Nectria galligena*, necrosi della corteccia da *Leperisinus varius*, avvizzimento dei germogli da *Prays fraxinella*, danni da gelo, da siccità o da problemi fisiologici.

Per una sicura identificazione dell'agente responsabile di questa malattia è necessario eseguire apposite indagini di laboratorio (analisi biomolecolari e isolamento diretto con osservazione al microscopio) a carico di campioni prelevati sul campo (*ex multis* Regione Emilia-Romagna, 2014 e Strazzabosco, s.d.).

Il patogeno è stato isolato su tutte le specie di origine europea appartenenti al genere *Fraxinus* spp. Secondo Regione Emilia-Romagna (2014a) le più sensibili al patogeno sembrano il frassino maggiore (*Fraxinus excelsior* L.), il frassino ossifillo (*Fraxinus angustifolia* Vahl) e il frassino nero (*Fraxinus nigra* Marshall); l'orniello (*Fraxinus ornus* L.) e il frassino verde (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) presentano suscettibilità moderata; frassino bianco (*Fraxinus americana* L.) e frassino di Mancinella (*Fraxinus mandschurica* Ruprecht) mostrano

scarsa suscettibilità.

Gli individui giovani e quelli già interessati da attacchi di altri parassiti risultano maggiormente sensibili e possono disseccarsi anche nel corso di una sola stagione vegetativa. Sulle piante adulte, invece, spesso l'infezione si cronicizza e il disseccamento avanza in maniera progressiva, consentendo all'ospite di sopravvivere anche a lungo. In bibliografia si riporta che *Chalara fraxinea* colpisce piante di frassino di ogni età e si diffonde a breve distanza per via anemocora a mezzo di ascospore che vengono portate anche a 30 km di distanza. Inoltre, come riportato da Maresi (2014), è dimostrato che la possibilità di diffusione delle ascospore mediante il vento permette agli agenti patogeni di superare grandi distanze e ogni barriera fisica, compreso anche il limite dato da popolamenti dell'ospite molto dispersi od isolati (Mundt *et al.*, 2009).

A livello locale sono le brezze di valle e di monte a favorirne la dispersione, permettendone a volte anche la diffusione oltre i confini delle valli con l'immissione in correnti aeree di più alta quota (Van arsdel, 1967). Possiamo immaginare quindi un flusso di inoculo del patogeno, portato prima dalle correnti in quota e successivamente diffuso a livello locale dalla normale ventilazione delle valli. Distanze ancora maggiori possono essere percorse grazie al trasporto di piante, di semi e di materiale legnoso infetto.

La gravità della malattia dipende da alcuni parametri quali età, posizione sociale, condizioni climatiche e presenza di fattori d'indebolimento della pianta ospite (Montuschi, 2013). Nel corso di uno studio condotto da Cech (2008; in Floreancig, 2009) è emerso che la sottomissione a livello di singole piante e la mancanza di diradamenti a livello di popolamento sono tra i fattori che amplificano l'intensità degli attacchi, così come risultano maggiormente colpiti gli individui unisessuali femminili e quelli ermafroditi rispetto a quelli maschili. Il patogeno, inoltre, si diffonde con particolare efficacia in aree boschive prossime a corsi d'acqua, dove l'umidità del terreno e dell'aria sono relativamente elevate, la temperatura è inferiore alla media e la luce diretta è assente. In buona sostanza, soggetti aduggiati o cresciuti in condizioni di eccessiva densità o vicino a corsi d'acqua paiono maggiormente suscettibili al parassita, specialmente in presenza di elevata umidità dell'aria e del suolo (Cech, 2008; Ogris, 2008; in Strazzabosco, s.d.). Poiché ad ogni stagione corrispondono sintomi specifici, i segni della presenza del patogeno possono essere osservati durante tutto l'anno. Il periodo che va da giugno a ottobre mostra particolare ricchezza e in questi mesi la malattia può essere riconosciuta per gli apoteci presenti sulle foglie cadute a terra, per gli annerimenti e gli avvizzimenti fogliari, per le lesioni e i cancri corticali, per i disseccamenti degli apici. Rappresenta il periodo più idoneo per eseguire i controlli.

4.2 Metodologia d'indagine

Il Servizio fitosanitario nazionale (D. Lgs. n. 214/2005) coinvolge Stato e Regioni. Al primo spetta la gestione delle politiche fitosanitarie in qualità di autorità unica nazionale di contatto e coordinamento dei Servizi Fitosanitari Regionali. Agli enti regionali compete l'organizza-

zione in autonomia dei propri Servizi Fitosanitari al fine attuare concretamente le politiche fitosanitarie. In particolare, svolgono funzioni di: presidio del territorio per tutte le attività di controllo dei vegetali e di lotta agli organismi nocivi regolamentati; studio, sperimentazione e divulgazione nel settore della difesa fitosanitaria (Regione Emilia-Romagna, 2014b); vigilanza sulle lotte obbligatorie e applicazione sul territorio delle norme di profilassi internazionale contenute nella Convenzione internazionale per la protezione dei vegetali e nelle Direttive fitosanitarie emanate dall'Unione

Europea; prevenzione e lotta ai parassiti attraverso la sorveglianza sanitaria del territorio, il controllo delle merci vegetali importate da Paesi Terzi, e il monitoraggio mirato per organismi a rischio di introduzione; protezione fitosanitaria del verde e degli alberi di rilevante interesse. Quando necessario, si avvalgono della collaborazione di altri enti pubblici operanti sul territorio. Per monitorare le aree forestali e urbane della Romagna nei riguardi della possibile presenza di *Chalara fraxinea* K., il Servizio Fitosanitario Regionale ha predisposto una campagna d'indagini fitopatologiche urgenti mirate a comprovare o a escludere la presenza del patogeno in tale area.

L'esigenza di concludere velocemente l'indagine ha imposto di eseguire i rilievi dal 16 ottobre 2013 al 14 novembre 2013, periodo a margine del più idoneo per l'avvento della senescenza fogliare, col rischio d'ingenerare difficoltà d'interpretazione.

È stato rapidamente approntato un dispositivo d'azione complesso così strutturato:

- al centro, il Servizio Fitosanitario della Regione Emilia-Romagna, con funzioni di coordinamento generale, raccolta gestione e analisi dei dati;
- sul campo, le strutture operative incaricate di eseguire l'indagine (ispettori del Servizio Fitosanitario, personale del Corpo Forestale dello Stato, membri delle Associazioni di Guardie Ecologiche Volontarie);
- non operativi sul campo, i servizi tecnici dei Comuni interessati, che hanno fornito la localizzazione delle aree verdi urbane (parchi e alberature) dove risultavano presenti esemplari di frassino.

Al Corpo Forestale dello Stato è stato chiesto di ricercare il patogeno nelle aree forestali delle Province di Ravenna, Bologna e Ferrara. A seguito di accordi interni, l'Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Punta Marina è stato incaricato di ricercare il patogeno all'interno delle Riserve Naturali Statali del comprensorio Alto Adriatico che ricadessero in tali Province (Fig. 5). Prima di avviare i rilievi in bosco, sono state realizzate specifiche attività di formazione.

Il personale direttivo incaricato di organizzare il monitoraggio è stato formato con un apposito workshop organizzato dal Servizio a Bologna. Nel caso dell'UTB di Punta Marina, le informazioni ricevute sono state trasferite a cascata al personale dei Posti Fissi operativi sul campo (Caramalli, 2013); è stato determinato in 5 il numero minimo di siti che ogni Posto Fisso avrebbe dovuto monitorare. Sono state inoltre definite le operazioni di rilievo richieste dall'apposita "Scheda monitoraggio per *Chalara fraxinea* K." (Fig. 6), e le modalità di prelievo conservazione e consegna dei campioni biologici da prelevare, conservare in frigorifero e consegnare al Servizio

Fitosanitario entro 48 ore senza interruzione della catena del freddo. È stato infine consegnato il depliant tecnico-informativo, illustrato con immagini della malattia, *Ash Dieback disease (Chalara fraxinea)*, realizzato dalla Forestry Commission.

5. Risultati

Complessivamente, in quattro settimane, sono stati controllati 138 siti individuati nelle Province di Ravenna, Ferrara e Bologna. Per ogni sito è stata compilata la Scheda monitoraggio e in 17 casi sono stati prelevati campioni biologici consegnati all'Ufficio diagnostica fitosanitaria del Servizio Fitosanitario Regionale che, nel proprio laboratorio di micologia, li ha sottoposti alle analisi di laboratorio accennate nel par. 3.1. con esito sempre negativo nei riguardi della presenza del patogeno ricercato. Nello specifico delle Riserve Naturali Statali dell'Alto Adriatico sono stati controllati n. 20 siti e compilate altrettante schede descrittive: n. 8 a cura del Posto Fisso di Bosco Mesola (FE), n. 6 del Posto Fisso di Casalborsetti (RA) e n. 6 del Posto Fisso di Marina di Ravenna (RA). In 3 casi, a cura del Posto Fisso di Bosco Mesola, sono stati prelevati campioni biologici sottoposti ad analisi di laboratorio che ovviamente hanno dato esito negativo.

6. Conclusioni

La gestione dell'emergenza descritta in questo studio ha portato principalmente a tre risultati.

Dal punto di vista fitopatologico, ha permesso di escludere la presenza di *Chalara fraxinea* K. all'interno del perimetro delle Riserve Naturali Statali dell'Alto Adriatico fornendo così il contributo richiesto ai fini della definizione areale e perimetrale della Pest Free Area (Fig. 7).

Dal punto di vista commerciale, ha consentito di rimuovere il principale ostacolo alla ripresa delle esportazioni di frassini verso il Regno Unito. Peraltro, nonostante l'esito confortante dell'indagine, tali esportazioni non sono ripartite essenzialmente per motivi di natura strategica commerciale non direttamente legati alla malattia in questione.

Dal punto di vista istituzionale, infine, ha evidenziato come, dinanzi a situazione emergenziali, branche diverse della pubblica amministrazione e del volontariato siano riuscite ad instaurare un'efficiente sinergia: risultato significativo, specie in tempi di *spending review*.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare Paolo Capretti, Elisa Carrari, Lucio Montecchio e Nikica Ogris per aver messo a mia disposizione materiale di studio assai prezioso e informazioni scientifiche di carattere personale mai pubblicate.

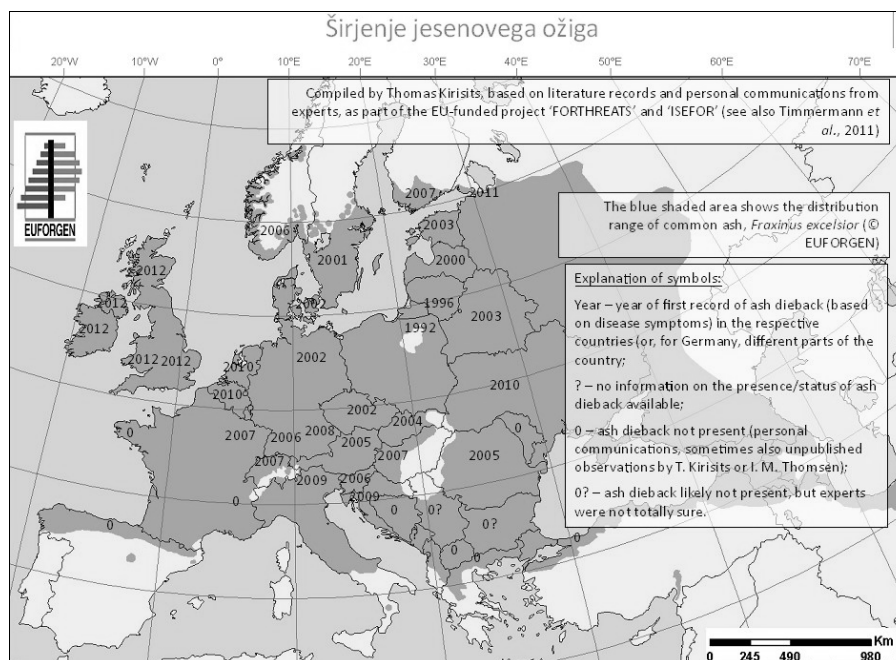


Figura 1. Distribuzione europea del frassino maggiore (su dati EUFORGEN, 2009) e anno di prima osservazione dei sintomi del deperimento del frassino in ogni Stato (da Kirisits e Stelind, 2013).

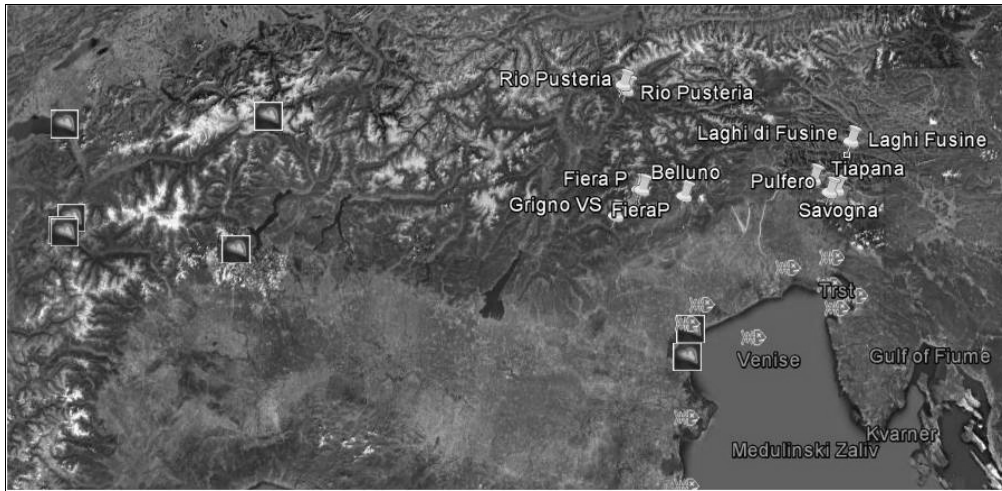


Figura 2. Distribuzione di *Chalara fraxinea* in Italia. Prima mappa (da Carrari, 2015).



Figura 3. Riserva Naturale Statale “Pineta di Ravenna” – sezione Ramazzotti (RA), da Lido di Dante, a sinistra, alla Foce del Bevano, a destra. Il 19 luglio 2012 in questa sezione boschiva si è sviluppato un incendio che ha percorso poco meno di 60 ettari di superficie forestale quasi interamente ricompresa nella Riserva. Si tratta dell’incendio di maggiori dimensioni che le fonti orali e scritte consultate menzionino per l’area ravennate (foto UTB Punta Marina).



Figura 4. Riserva Naturale Statale “Pineta di Ravenna” - sezione Ramazzotti (RA), pressi Lido di Dante. L’erosione costiera causata dall’azione del mare rappresenta uno dei più gravi e annosi problemi del tratto ravennate della costa romagnola (foto Posto Fisso Forestale Marina di Ravenna).



Figura 5. Riserva Naturale Statale “Sacca di Bellocchio III” (FE), pressi Lido di Spina. Personale del Corpo Forestale dello Stato monitora le condizioni di salute di alcune piante di frassino radicate all’interno della Riserva (foto Posto Fisso Forestale di Casalborsetti, RA).

Servizio Fitosanitario Regione Emilia-Romagna
Sede centrale: Via Saliceto, 81 - 40128 Bologna - tel. 051.527.8111
Diagnostica fitosanitaria: Via Corticella, 133 - 40128 Bologna
tel. 051.527.8249 - 051.527.8222 - fax 051.370.285

Scheda monitoraggio per *Chalara fraxinea*

RILEVATORE: _____ **DATA** _____

Nome _____ Cognome _____

Ente di appartenenza _____ Recapito tel. _____

SPECIE CONTROLLATA:
☐ *Fraxinus excelsior* (Frassino maggiore)
 ☐ *Fraxinus angustifolia* (Frassino ossifilo)
 ☐ *Fraxinus omus* (Orniello)

AREA CONTROLLATA:
☐ Vivaio ☐ Area forestale ☐ Giardino privato ☐ Parco pubblico ☐ Alberata stradale

Via _____ n. _____

Località _____ Comune _____ Prov. _____

Superficie controllata (ha/n° piante) _____

Coordinate del punto monitorato _____

Sistema di riferimento delle coordinate indicate * _____
*WGS84 o ED50/UTM32 o Gauss Boaga o altro

Prelevato campione: ☐ SI (compilare la sezione sottostante) ☐ NO

PRELIEVO CAMPIONE

PARTI DI PIANTA CAMPIONATE:
☐ Foglie ☐ Germogli ☐ Ramo ☐ Fusto ☐ Altro

DETTAGLIO SINTOMI:
☐ Imbrunimento e avvizzimento foglie ☐ Disseccamento germogli apicali
☐ Germogli epicorici ☐ Lesioni brune/cancri su rami e fusto
☐ Deperimento pianta/e ☐ Corpi fruttiferi sulle foglie della lettiera

CARATTERISTICHE DELL'INFEZIONE:
 Distribuzione delle piante colpite (casuale, pianta singola ecc.): _____
 Piante colpite (n°/%) _____

GRAVITÀ DEI SINTOMI:
☐ Lieve ☐ Moderata ☐ Severa ☐ Pianta/e morta/e

NOTE: _____

Risultato analisi _____

Firma Responsabile del laboratorio

Si prega di inviare la scansione della scheda al seguente indirizzo e-mail: cmontuschi@regione.emilia-romagna.it.
 L'eventuale campione prelevato deve essere accompagnato dalla scheda cartacea.

Figura 6. La scheda descrittiva impiegata nella campagna di monitoraggio fitosanitario (da Regione Emilia-Romagna, 2014a).

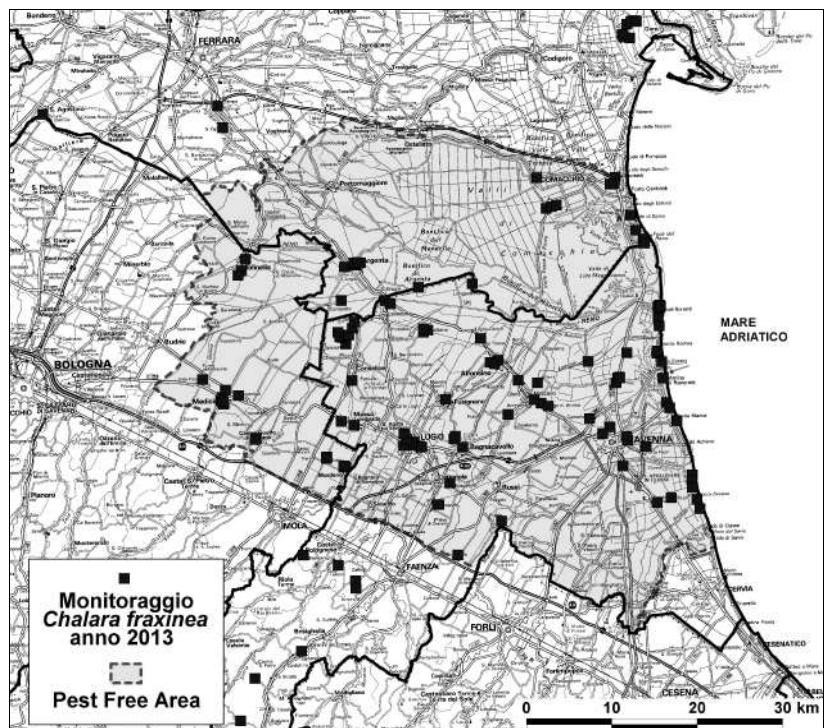


Figura 7. Mappa della Pest Free Area ottenuta nel 2013 grazie al monitoraggio di cui al presente studio (da Montuschi *et al.*, 2014).

SUMMARY

Fast survey on *Chalara fraxinea* kowalski diffusion in the Alto Adriatico State Nature Reserves (Romagna coast, Italy)

The aim of this study is to describe the role that the National Forest Corps - Punta Marina Local Office for Biodiversity (Ravenna Province) - has played in the express phytopathological survey hold by the Regional Plant Health Service of Emilia-Romagna about *Chalara fraxinea* Kowalski diffusion all over the Region. The Punta Marina Office was requested to check up on the forest areas inside the 13 State Nature Reserves managed in the North Adriatic Coast.

In the late 2012 the U.K. Plant Health Authority has introduced some protective measures against the threat from *Chalara fraxinea*. These plant protection rules have caused the blockade of ash exports to the U.K. thus becoming a policy of strong economic impact. Regarding to materials and method, and in order to get homogeneous results, firstly a comprehensive training phase of the staff involved was organized. After that, many field trip were organized in order to fill out a separate Description sheet for every visited site. When the ash plants checked showed a *Chalara fraxinea* compatible symptoms, some biological samples were taken out for laboratory tests. About the results, on the scientific hand, in only few weeks a total of 138 sites were checked in the Provinces of Ravenna, Ferrara and Bologna. In 17 sites a biological sample was taken and submitted for laboratory analysis. Twenty of that controlled sites were inside the Nature Reserves managed by the Punta Marina Office as well as 3 out of 17 biological samples submitted were gathered there. The pest agent was found neither during field control nor in the laboratory tests. On the commercial hand, the main obstacle to ash export from Romagna to U.K. was removed. Finally, by the institutional side, a good synergy was experimented to optimize the resources and to fastly complete the requested survey.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- AA.VV., 2008 – *Le pinete demaniali litoranee dell'Alto Adriatico*. Corpo Forestale dello Stato, pp. 150.
- AA.VV., 2013 – *Aspetti normativi per i produttori di piante ornamentali*. Documentazione diffusa nell'ambito del "Fondo europeo agricolo per lo sviluppo rurale: l'Europa investe nelle zone rurali" - Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013 – Direzione Generale Agricoltura - Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013 della Regione Lombardia 2007 – 2013 in applicazione del Regolamento Comunità Europea n. 1698 del 2005, articolo 43. Misura 111 A formazione informazione e diffusione della conoscenza.
- Andreatta G., 2003 – *Le pinete demaniali dell'Alto Adriatico: studio sull'evoluzione dei rimboschimenti eseguiti ad inizio '900*. In: Atti del III Congresso Nazionale S.I.S.E.F. (Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale). Atti 3, pp. 133-141.
- Andreatta G., 2008 – *La storia e l'evoluzione delle pinete demaniali litoranee nelle province di Ravenna e Ferrara*. In: *Le pinete demaniali litoranee dell'Alto Adriatico*. Corpo Forestale dello Stato, pp. 9-20.
- Andreatta G., 2012 – *Interventi gestionali all'interno della Riserva Naturale "Pineta di Ravenna": un esempio di selvicoltura sistemica*. L'Italia Forestale e Montana, 67 (6): 459-472.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2012.6.02>
- Bernardinelli I., 2011 – *Bausinve 2010*. ERSAs – Agenzia Regionale per lo Sviluppo Rurale della Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia.
- Caramalli P., 2013 – *Procedure e tecniche di monitoraggio del patogeno Chalara fraxinea Kowalsky nelle Riserve Naturali Statali delle Province di Ravenna e di Ferrara*. Non pubblicato.
- Caramalli P., 2014 – *Analisi dendrometrica e naturalistica speditiva a fini pianificatori forestali. Un caso di studio e di concreta applicazione sul campo*. L'Italia Forestale e Montana, 69 (1): 47-59.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2014.1.04>
- Carrari E., 2015 – *Comunicazione personale (comprensiva di mappa non pubblicata)*.
- Carrari E., Feducci M., Luchi N., Capretti P., 2013 – *Risk of Chalara fraxinea spreading in Central Italy*. 3rd Conference on Maintenance of Amenities Area. Toulouse (FR), 15-17 october 2013.
- Ciancio O., Nocentini S., 1994 – *La foresta mediterranea: una nuova dimensione*. In: Atti del 5° Colloquio su Approcci metodologici per la definizione dell'ambiente fisico e biologico mediterraneo a cura di AA.VV. Edizioni Orantes, Lecce. pp. 41-51
- Conedra M., Engesser R., Maresi G., 2012 – *Chalara fraxinea: nuova minaccia per il bosco ticinese?* Agricoltore ticinese, 144 (39): 10.
- De Philippis A., 1937 – *Classificazioni ed indici del clima in rapporto alla vegetazione forestale italiana*. Tipografia Mariano Ricci, Firenze.
- EUFORGEN, 2009 – *Distribution map of common ash (Fraxinus excelsior)*.
<http://www.euforgen.org/distribution-maps.html>.
(accessed on 19 October 2010).
- European and mediterranean Plant Protection Organization, 2013 – *EPPO// Profile of an International Organization*. <http://www.eppo.int>
- Floreancig V., 2009 – *Presenza di Chalara fraxinea Kowalski lungo il confine italo-sloveno*. Tesi di Laurea in Tecnologie Forestali e Ambientali. Facoltà di Agraria dell'Università degli Studi di Padova.
- Frigimelica G., Maresi G., 2012 – *Il deperimento del frassino*. Terra Trentina, 58 (4): 54.
- Ignoto, 2013 – *Ash dieback disease (Chalara fraxinea)*. Forestry Commission, U.K.
- Kirisitis T., Stelind J., 2013 – *Species 2 Ash dieback*. In: Cellular automaton models for selected invasive pests and pathogens. Pukkala T. and Möykkynen T. EU-funded project ISEFOR 2010-2013, University of Eastern Finland.
- Malfitano A., 2002 – *Alle origini della politica di tutela ambientale in Italia. Luigi Rava e la nuova Pineta*

- "storica" di Ravenna. Storia e Futuro, 1: 1-18.
- Maresi G., 2014 – *Il deperimento del frassino maggiore nel Trentino: diffusione dei danni durante l'estate 2014*. Dendronatura, 35 (2): 62-70.
- Ministero per le Politiche Agricole Alimentari e Forestali, 2014 – *Situazione attuale del settore florovivaistico europeo*. www.politicheagricole.it.
- Montecchio L., 2015 – Comunicazione personale.
- Montuschi C., 2013 – *Chalara fraxinea nuovo patogeno del frassino*. Dattiloscritto non pubblicato.
- Montuschi C., Solmi P., Vai N., 2014 – *Allerta per Chalara fraxinea: nuovo rischio per i frassini*. Agricoltura, 42 (6): 60-61.
- Mundt C.C., Sackett K.E., Wallace L.D., Cowger C., Dudley J.P. 2009 – *Long distance dispersal and accelerating waves of disease: empirical relationships*. American Naturalist, 173: 456-466.
<http://dx.doi.org/10.1086/597220>
- Ogris N., 2008 – *Jesenov ožig Chalara fraxinea*. Novice iz Varstva Gozdov 1 (1).
- Ogris N., Hauptman T., Jurc D., Floreancig V., Marsich F., Montecchio L., 2010 – *First report of Chalara fraxinea on common ash in Italy*. Plant Disease, 94 (1): 133. <http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-94-1-0133A>
- Pavari A., 1916 – *Studio preliminare sulla coltura di specie forestali esotiche in Italia*. Annali del R. Istituto Superiore Forestale Nazionale I: 7-221.
- Regione Emilia-Romagna, 2014a – *Deperimento del frassino – scheda tecnica*.
<http://agricoltura.regione.emilia-romagna.it/fitosanitario>
- Regione Emilia-Romagna, 2014b – *Cosa fa la Regione*.
<http://agricoltura.regione.emilia-romagna.it/fitosanitario>
- Sandri G., 1956 – *I terreni della pineta demaniale del litorale ravennate*. L'Italia Forestale e Montana, 1: 36-42
- Strazzabosco L., – *Chalara fraxinea Kowalski*.
<http://www.m.onzaflora.it>
- The Food and Environment Agency (FERA), 2012 – *Chalara fraxinea*. Documento interno con allegati datato 29/10/2012; non pubblicato.
- Van arsdel, 1967 – *The nocturnal diffusion and transport of spores*. Phytopathology, 57:1221-1229.
- Webber J., Hendry S., 2012 – *Rapid risk assessment of the need for a detailed Pest Risk Analysis for Chalara fraxinea*. Forestry Commission - Forest Research, U.K., pp. 15.

PHYTOPHTHORA SPP. NELLE FORESTE MEDITERRANEE

**Bruno Scanu¹, Andrea Vannini², Antonio Franceschini¹, Anna Maria Vettraino²
Beatrice Ginetti³, Salvatore Moricca³**

¹Dipartimento di Agraria, Sezione di Patologia vegetale ed Entomologia, Università degli Studi di Sassari, Sassari, Italy; bscanu@uniss.it

²Dipartimento per l'Innovazione nei sistemi Biologici Agroalimentari e Forestali, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo, Italy

³Dipartimento di Scienze Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente (DISPAA), Università degli Studi di Firenze, Firenze, Italy

Le foreste mediterranee sono una grande riserva di biodiversità, ospitando circa il 10% della flora mondiale. Tuttavia, da tempo si assiste ad una progressiva riduzione della loro biodiversità anche in seguito alla recrudescenza degli attacchi di agenti fitopatogeni, tra i quali, in particolare, varie specie del genere *Phytophthora*. Nel presente lavoro, dopo un breve *excursus* sulle principali fitopatie causate da queste specie nel mondo, sono richiamate quelle che minacciano più da vicino le foreste italiane. Nei castagneti preoccupano i rinnovati attacchi di “mal dell’inchostro” associati a *P. cambivora*, *P. cinnamomi* e ad altre specie congeneri, tra le quali figura *P. ramorum*, anche se rilevata solo come segnale molecolare. Quest’ultima specie è un patogeno da quarantena, recentemente isolato da materiale infetto in alcuni vivai della Toscana. Nei querceti, in rapida diffusione appare *P. cinnamomi*, patogeno che causa morie di querce in Sardegna e nel Lazio. In piantagioni di conifere sono stati riscontrati attacchi di *P. cryptogea* e *P. humicola* rispettivamente su *Pinus radiata* e *Pinus pinea*. Infine, degno di nota è il rinvenimento di due nuove specie: *P. acerina* su acero e *P. parvispora* su corbezzolo. Nell’insieme, gli studi finora effettuati in Italia hanno evidenziato un sensibile aumento della diversità e dannosità delle specie di *Phytophthora* nei popolamenti forestali. Ciò, verosimilmente sia per un affinamento dei metodi diagnostici, sia a causa dei cambiamenti globali intervenuti in ambiente mediterraneo, forieri di nuove specie invasive.

Parole chiave: deperimento delle foreste, patogeni invasivi, Oomycetes.

Keywords: forest decline, invasive pathogens, Oomycetes.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-bs-phi>

1. Introduzione

Le foreste mediterranee sono riconosciute come un *hotspot* di biodiversità a livello mondiale in quanto ospitano più di 25.000 specie di piante, che rappresentano quasi il 10% della flora mondiale (Myers *et al.*, 2000). Agenti di disturbo, quali patogeni, insetti e incendi, possono influenzare negativamente la capacità delle foreste di fornire beni e servizi, in particolare quando le attività umane ne modificano l’incidenza naturale. Negli ultimi decenni, molti agenti di malattia e di danno alle piante forestali hanno invaso l’Europa con conseguenze ancora oggi imprevedibili sulla conservazione della biodiversità degli ecosistemi forestali (Brasier, 2008; Picco *et al.*, 2011).

Tra i patogeni definiti come “emergenti” o “invasivi”, assumono particolare rilevanza le specie afferenti al genere *Phytophthora* de Bary, ben noti agenti di marciume delle radici e della porzione basale del fusto di numerose specie sia arboree che arbustive (Erwin e Ribeiro, 1996). Il genere *Phytophthora*, dal greco *phyto* (pianta) e *phthora* (distruttore), annovera al suo interno alcuni dei patogeni più distruttivi, in grado di causare

epidemie gravi e danni ingenti di natura sia economica che ambientale.

Le specie di *Phytophthora* sono microorganismi in grado di sopravvivere anche in condizioni ambientali sfavorevoli grazie alla differenziazione sia nel suolo che nei tessuti infetti di spore dormienti, oospore e clamidospore (Fig. 1a, b), particolarmente resistenti.

Quando le condizioni ambientali diventano favorevoli (suolo umido, temperatura >10°C), avviene la produzione di sporangi (Fig. 1c) che a loro volta rilasciano nell’ambiente circostante zoospore biflagellate mobili. Le zoospore sono attratte chemiotatticamente dagli essudati delle radici delle piante, dove penetrano e si sviluppano all’interno dei tessuti (Erwin e Ribeiro, 1996). Al momento si conoscono circa 150 specie di *Phytophthora*, di cui oltre la metà sono state descritte nel corso degli ultimi 10 anni (Fig. 2).

Questo incremento esponenziale è da attribuire, in parte al crescente interesse della comunità scientifica per questo gruppo di microrganismi associati ad eventi epidemici, e in parte all’avvento di metodi diagnostici sempre più sensibili, che hanno consentito la scoperta sia di nuove entità (specie criptiche) all’interno di specie già

note, sia di specie nuove, soprattutto negli ecosistemi forestali. A ciò vanno aggiunti i cambiamenti globali intervenuti, che hanno favorito l'insorgenza e la gravità degli attacchi delle specie di *Phytophthora*.

Tra gli esempi più eclatanti di attacchi epidemici causati da specie di *Phytophthora* in campo forestale degno di nota è sicuramente quello di *P. ramorum*.

Questo patogeno è stato segnalato per la prima volta in California, dove è considerato l'agente causale del "Sudden Oak Death", malattia comparsa verso la fine degli anni '90 del secolo scorso, che ha causato la morte di milioni di querce (Rizzo *et al.*, 2002).

In Europa figura nella lista A2 dell'EPPO (*European and Mediterranean Plant Protection Organization*), fra i patogeni soggetti a misure di quarantena; l'oomicete è stato rinvenuto principalmente in vivaio e meno di frequente in ambienti forestali, ma mai associato a danni rilevanti se non in alcune specifiche aree forestali (Brasier e Jung, 2006; Vannini *et al.*, 2013).

In Gran Bretagna, a partire dalla fine del 2009, *P. ramorum* sta mettendo in serio pericolo la sopravvivenza di numerosi impianti di *Larix kaempferi* (Lamb.) Carr. e delle specie native associate (Brasier e Webber, 2010). Un altro patogeno molto temuto a livello mondiale è *Phytophthora cinnamomi*, agente di marciume radicale e del colletto di numerose specie forestali.

In Australia è stato segnalato su circa 3000 delle 9000 specie vascolari ivi presenti ed è considerato una seria minaccia per la biodiversità degli ecosistemi naturali di quel continente (Dunstan *et al.*, 2010).

In Nord America ha provocato danni gravi su castagno (*Castanea dentata* (Marsh.) Borkh.) e in Europa è stato associato alle gravi morie di leccio (*Quercus ilex* L.) e quercia da sughero (*Quercus suber* L.) verificatesi in Spagna e Portogallo sin dagli inizi degli anni '90 del secolo scorso e al castagno (*Castanea sativa* Mill.) (Brasier, 1992; Sánchez *et al.*, 2002; Vettrano *et al.*, 2005).

Infine, degno di nota è il caso di *Phytophthora austrocedrae*, oggetto dell'ultimo *International Meeting IUFRO Working Party "Phytophthora in Forests and Natural Ecosystems"* tenutosi a Esquel (Argentina).

Si tratta di una specie esotica e invasiva, ritenuta la principale causa del "mal del ciprés", una malattia dalle dimensioni ciclopiche, che in pochi anni sta provocando la distruzione delle foreste native di *Austrocedrus chilensis* Florin e Boutelje in Patagonia (Greslebin *et al.*, 2007).

Ai casi sopra riportati se ne potrebbero aggiungere diversi altri, altrettanto rilevanti, a conferma del fatto che negli ultimi anni il rinvenimento di specie esotiche di *Phytophthora* è aumentato considerevolmente, così come le opportunità per tali agenti di trovare nei nuovi ambienti ospiti geneticamente suscettibili e condizioni climatiche più favorevoli per sopravvivere, svilupparsi ed esprimere tutta la loro virulenza.

Con l'intento di richiamare l'attenzione sul problema rappresentato dal rischio di introduzione e diffusione di questi pericolosi microorganismi in ambienti naturali e forestali, nel presente lavoro sono riassunti i risultati degli studi finora effettuati, sia in vivaio che in ambienti forestali, per individuare e caratterizzare le specie di *Phytophthora* agenti delle principali malattie emergenti o riemergenti attualmente riscontrate in Italia.

2. Specie di *Phytophthora* in Italia: natura e diffusione

Il nostro Paese, per vari motivi (clima, idrografia, intensa attività di import-export di materiale vivaistico) è fortemente esposto al rischio di introduzione e diffusione di microorganismi fitopatogeni (Panconesi *et al.*, 2014).

La situazione è preoccupante soprattutto nei vivai di piante ornamentali e di interesse agrario, dove anche di recente sono state segnalate numerose specie esotiche di *Phytophthora* (Pane *et al.*, 2006; Magnano di San Lio, com. pers.). D'altronde, in tali ambienti confluiscono e "convivono" varie specie vegetali anche esotiche, spesso coltivate in modo intensivo ed in stretta prossimità, per cui la diffusione delle infezioni di questi patogeni anche su specie vegetali non ospiti è fortemente facilitata.

Tra le specie esotiche di *Phytophthora* di recente introduzione nei vivai italiani, assume rilevanza *Phytophthora niederhauserii* (Abad *et al.*, 2014), una specie ormai diffusa in tutti e cinque i continenti dove è in grado di attaccare piante sia di interesse agrario che forestale (Pérez Sierra *et al.*, 2010). In Italia la sua diffusione è al momento confinata in vivaio, dove è stata rinvenuta su numerosi ospiti in particolare in Sicilia (Cacciola *et al.*, 2009) e in Sardegna (Scanu *et al.*, 2011). Altrettanto rilevante è il rinvenimento di *Phytophthora parvispora*, una specie esotica recentemente descritta come agente di marciume radicale e del colletto su *Arbutus unedo* L. in Sardegna, dove è stata rinvenuta sia su semenzali in vivaio sia in pieno campo su piante adulte, in giardini e parchi (Scanu *et al.*, 2014). Inoltre, *P. parvispora* è stata isolata su diversi ospiti in Sicilia (Pane *et al.*, 2010) e recentemente in Croazia, dove è stata intercettata su piante ornamentali importate dall'Italia (Jung T., com. pers.). Queste segnalazioni si aggiungono a quelle già note di *P. cinnamomi*, *P. cactorum*, *P. cryptogea*, *P. nicotianae* e *P. palmivora*, specie altamente polifaghe e termofile, frequentemente isolate sia da piante di interesse agrario, sia da specie tipiche della macchia mediterranea in numerosi vivai dell'Italia meridionale ed in aree forestali (Cacciola *et al.*, 2003; Vettrano *et al.*, 2005; Vettrano *et al.*, 2008a, b). Infine preoccupante è il rinvenimento di *P. ramorum* in vivaio e, identificata molecularmente, in alcuni castagneti nel Centro Italia (Gullino *et al.*, 2003; Vannini *et al.*, 2013). Più recentemente, *P. ramorum* è stata segnalata in Toscana (Ginetti *et al.*, 2014b), inizialmente su piante di *Viburnum tinus* L. allevate in vaso in un vivaio a Pescia (PT), e successivamente in diversi altri vivai del comprensorio pistoiense. I sintomi su *V. tinus* consistono in macchie brune e necrosi a livello fogliare, avvizzimento dei germogli con ripiegamento a uncino della porzione apicale, decolorazioni e striature brune lungo il fusto. Associata al medesimo ospite (*V. tinus*) in vivaio, ma isolata anche da acqua, è *Phytophthora* taxon *PgChlamydo*, entità non ancora riconosciuta formalmente afferente al Clade 6 (Ginetti *et al.*, 2014a). Questa specie induce sintomi quali appassimento della chioma e striature necrotiche che si sviluppano a livello del cambio sulle radici e sul fusto.

I danni causati da specie di *Phytophthora* in ambito forestale non hanno mai destato serie preoccupazioni, o meglio, non è stata finora posta la giusta attenzione alle affezioni causate da questi patogeni. Solo di recente è emersa tutta la loro pericolosità e capacità distruttiva anche in ambienti forestali, in particolare nei castagneti e nei querceti. Nei primi, causano la ben nota sindrome del “mal dell’inchostro”, malattia ormai endemica in Italia, che negli ultimi anni sta creando problemi soprattutto nelle aree castanicole delle regioni centro-meridionali (Vettraino *et al.*, 2001; Vettraino *et al.*, 2005). Fino a qualche anno fa erano ritenute responsabili di questa malattia due specie di *Phytophthora*: *P. cambivora* e *P. cinnamomi*; recenti studi, invece, hanno messo in evidenza come nell’eziologia della malattia possano essere coinvolte anche altre specie dello stesso genere, in particolare *P. cactorum*, *P. cryptogea*, *P. plurivora* e *P. pseudosyringae* (Vettraino *et al.*, 2005; Scanu *et al.*, 2010).

Per quanto riguarda i boschi di querce, nel corso degli ultimi decenni si è verificata, in Italia come nel resto del Mediterraneo, una costante espansione di quei gravi fenomeni di deperimento noti col termine di “oak decline”. In tali malattie ad eziologia complessa, come noto, risultano coinvolti vari patogeni, tra i quali anche specie di *Phytophthora* (Jung *et al.*, 1996). Le indagini effettuate finora nei querceti deperenti di diverse regioni italiane hanno consentito di rilevare la presenza di *P. cactorum*, *P. cambivora*, *P. cinnamomi*, *P. cryptogea*, *P. gonapodyides*, *P. megasperma*, *P. plurivora*, *P. quercina* e *P. syringae*. Alcune di queste specie sono più frequenti nel Nord del Paese, altre nel Centro-Sud. Tra tutte, *P. quercina* è risultata quella più direttamente coinvolta nell’eziologia della malattia, soprattutto nelle aree con suoli acidi o subacidi delle regioni centro-settentrionali (Vettraino *et al.*, 2002).

In Sardegna in particolare, la presenza di *Phytophthora* spp. non era stata mai accertata in querceti deperienti (Franceschini *et al.*, 1999). Solo di recente, gli studi effettuati in seguito alla recrudescenza dei fenomeni di deperimento in alcune foreste sempreverdi di leccio e quercia da sughero hanno dimostrato il diretto coinvolgimento di *P. cinnamomi* e di numerose altre specie di *Phytophthora* (Scanu *et al.*, in prep.).

Di rilievo appaiono i gravi attacchi epidemici causati da *P. cinnamomi* in boschi naturali di leccio dell’isola di Caprera, nel Parco Nazionale dell’Arcipelago di La Maddalena (Franceschini *et al.*, 2012; Linaldeddu *et al.*, 2014). Ulteriori rinvenimenti dello stesso patogeno sono stati registrati in boschi deperienti di quercia da sughero della Sardegna settentrionale e del Lazio (Scanu *et al.*, 2013).

In piantagioni di conifere sono state riscontrate varie specie di *Phytophthora*. In particolare, in Sardegna sono state isolate *P. cinnamomi* da piante di *Pinus pinaster* Aiton che manifestavano gravi sintomi di clorosi e disseccamento dell’intera chioma, e *P. cryptogea* dalla rizosfera di piante mature di *Pinus radiata* D. Don con sintomi di disseccamento improvviso della chioma (Secchi *et al.*, 2014). In Toscana, in una giovane piantagione di *Pinus pinea* L. è stata isolata *P. humicola* da piante con estesi disseccamenti della chioma (Ginetti *et al.*, 2012).

Infine, merita di essere menzionata la recente descrizione di una nuova specie, *Phytophthora acerina*, riscontrata su *Acer pseudoplatanus* L. in parchi urbani in Lombardia. Sulla base di quanto riportato in letteratura, la distribuzione geografica di *P. acerina* sembrerebbe limitata ad alcune regioni dell’Asia orientale e, appunto, ad un’area circoscritta del Nord Italia (parco Bosco in città di Milano), lasciando intendere una sua recente introduzione in Europa, presumibilmente attraverso materiale vivaistico.

A supporto di tale ipotesi, analisi molecolari hanno dimostrato che gli isolati europei e quelli asiatici rappresentano un unico *lineage* evolutivo. Infatti le sequenze ITS di 4 isolati asiatici depositati in GenBank come *P. citricola* sono molto affini alle sequenze dell’ITS di *P. acerina*, con differenze di sole 1 o 2 paia di basi (Ginetti *et al.*, 2014c).

3. Considerazioni conclusive

Dalle indagini finora effettuate in Italia è emersa l’ampia varietà delle specie di *Phytophthora* diffuse nel nostro Paese e l’esistenza di gravi criticità legate ai loro attacchi in ambienti differenti: castagneti, formazioni quercine, piantagioni di conifere, parchi urbani e vivai. In particolare, nelle aree castanicole dell’Italia centrale, recentemente interessate dall’invasione del cinipide del castagno *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu (Turchetti *et al.*, 2012), preoccupa la recrudescenza del “mal dell’inchostro” associata alla presenza di specie diverse di *Phytophthora* che è stato possibile evidenziare grazie all’uso di nuove e più sensibili tecniche di rilevamento, quali il pirosequenziamento (Vannini *et al.*, 2013). Il rinvenimento, sia pure a livello di segnale molecolare, tra queste specie di *P. ramorum*, noto patogeno da quarantena, è motivo di seria apprensione per i rischi legati ad una sua eventuale diffusione.

Allo stesso modo desta preoccupazione il rinvenimento di *P. cinnamomi* in diversi castagneti della Sardegna e del Lazio. In precedenza in Italia questo temibile patogeno era stato associato solo di rado al “mal dell’inchostro” (Vettraino *et al.*, 2005), probabilmente per via delle sue scarse capacità di sopravvivenza alle basse temperature invernali che di solito si registrano nei castagneti. L’incremento delle temperature medie, conseguenza dei mutamenti climatici intervenuti in questi ultimi anni in ambiente mediterraneo, può aver favorito l’ampliamento progressivo dell’areale di distribuzione di *P. cinnamomi* (Brasier e Scott, 1994). Pertanto, non meraviglia più di tanto aver riscontrato danni elevati a opera di tale agente in una lecceta nel parco naturale dell’Isola di Caprera, in siti caratterizzati da elevata mortalità di piante, e appare concreto il rischio di una sua ulteriore diffusione nelle estese sugherete della Sardegna.

Il rinvenimento di diverse specie esotiche di *Phytophthora*, tra le quali alcune (*P. acerina* e *P. parvispora*) del tutto nuove, ripropone il problema della loro diffusione attraverso il materiale vivaistico infetto. Appare opportuno sottolineare che proprio i vivai oggi giorno rappresentano degli *hot spot* per la presenza di specie di *Phytophthora*. In essi, infatti, a seguito della

globalizzazione dei mercati e della necessità di diversificare le produzioni, sono state importate molte specie vegetali provenienti da Paesi tropicali o sub-tropicali. Ovviamente, ciò può aver comportato anche l'introduzione accidentale di specie esotiche di *Phytophthora*, sia con le piante o con i relativi materiali di propagazione (semi, talee), sia con i substrati di coltivazione. Inoltre, le tecniche colturali adottate in vivaio e il continuo susseguirsi di specie e varietà di piante differenti in ambiti così ristretti, hanno favorito l'incontro dei patogeni con nuovi ospiti potenziali. In passato, i danni causati dalle infezioni di *Phytophthora* spp. in vivaio sono stati spesso sottovalutati, sia per le scarse conoscenze al riguardo, sia per le difficoltà oggettive incontrate nell'effettuare diagnosi corrette. Peraltro, le infezioni di molti patogeni in vivaio restano asintomatiche per lungo tempo, per cui sussiste un elevato rischio di diffusione accidentale di materiale vegetale infetto in ambienti naturali ed antropizzati. Altro aspetto preoccupante è la capacità di tali micro-organismi di produrre strutture di resistenza in grado di sopravvivere nel suolo per diversi anni, anche in assenza di specie ospiti (Vannini *et al.*, 2012). Ciò rende difficile la loro eradicazione e problematica l'applicazione di mezzi di difesa efficaci nei vari patosistemi. Recentemente, nuove prospettive di lotta sono state offerte dall'uso

del "fosfito di potassio", un ammendante che oltre a possedere proprietà fungicide nei confronti degli oomiceti, e in particolare delle specie di

Phytophthora, si comporta anche come induttore di resistenza, essendo capace di attivare nella pianta meccanismi di difesa che contrastano lo sviluppo dei processi infettivi. In Italia buoni risultati sono stati ottenuti in particolare nella lotta contro il "mal dell'inchiostro" del castagno attraverso l'adozione di un piano di lotta integrato (Vannini *et al.*, 2009). In ogni caso, si tratta di approcci di lotta basati sull'applicazione di specifiche tecniche di contenimento, di per sé insufficienti a risolvere il problema della diffusione delle infezioni causate da *Phytophthora* spp., soprattutto in contesti forestali, se non sono accompagnate da idonee misure di prevenzione. Per esempio, nella realizzazione di nuovi impianti e/o ricostituzioni boschive si dovrebbero utilizzare preferibilmente piantine prodotte *in loco*, adottando importanti accorgimenti quali la raccolta dei semi da piante prive di infezioni, la sistemazione delle piante in vasi fuori suolo, la sterilizzazione del terriccio prima dell'impiego e l'utilizzo di acqua filtrata.

È appena il caso di rimarcare che in tale contesto è determinante il ruolo svolto dai Servizi Fitosanitari regionali nel controllo del materiale vegetale sia di importazione che di esportazione.

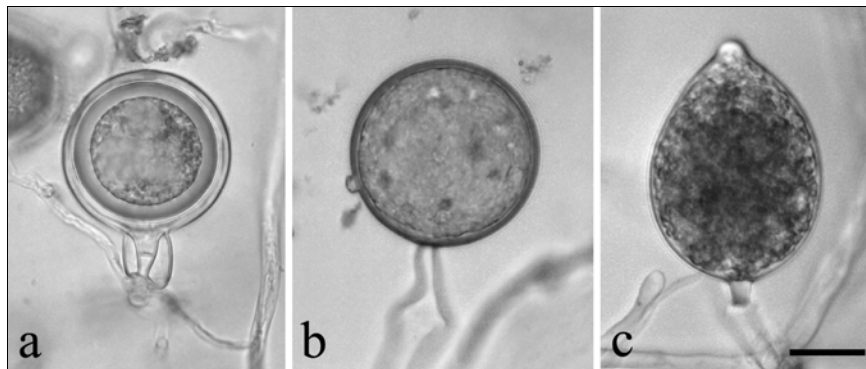
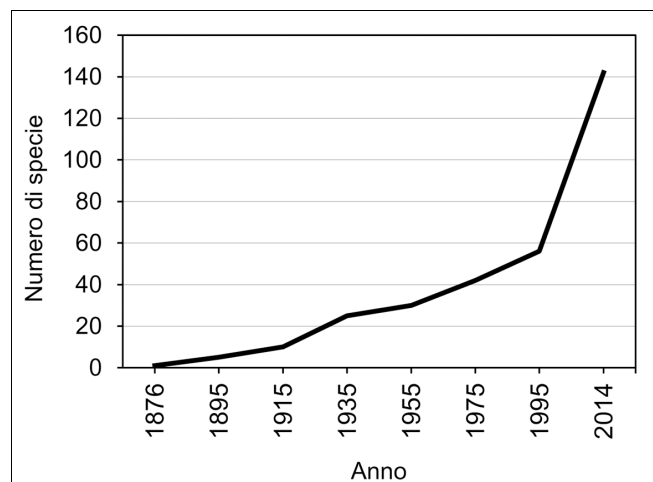


Figura 1. Strutture morfologiche di *Phytophthora* spp.: oogonio, oospora e anteridio anfigino (a), clamidospora (b), sporangio papillato (c). Barra = 20 µm.

Figure 1. Morphological structures of *Phytophthora* spp.: oogonium, oospore and amphigynous antheridium (a), chlamydospore (b), papillate sporangium (c). Scale bar = 20 µm.

Figura 2. Andamento esponenziale del numero di specie di *Phytophthora* descritte nel corso degli anni. La prima specie, *P. infestans*, fu descritta nel 1876. Attualmente (novembre 2014), il numero di specie formalmente descritte è di 147.

Figure 2. Exponential trend of the number of described *Phytophthora* species over time. The first species, *P. infestans*, was described in 1876. Currently (November 2014), the number of validly described and recognized species has risen to 147.



SUMMARY

Phytophthora spp. in Mediterranean forests

The Mediterranean forests are a vast reservoir of biodiversity, hosting about 10% of the world flora. However, over the last decades there has been a gradual reduction of their biodiversity also due to the upsurge of tree pathogen outbreaks, among which particularly several species of *Phytophthora*. In the present work, after a brief overview of the main diseases caused by these pathogens worldwide, are reported those that are more closely threatening the Italian forests. In chestnut stands an increased incidence of chestnut ink disease caused by *P. cambivora*, *P. cinnamomi* and congeneric species, including the uncultured detection of *P. ramorum*, reported only at a molecular level. *P. ramorum* has been recently isolated from infected plant material in some nurseries in Tuscany. In oak stands, notable among the new records is the spread of *P. cinnamomi* responsible for the severe mortality of oak trees in Sardinia and Latium regions. Many of the records involving conifer trees reflected locally severe episodes of root and collar rot including the detection of *P. cryptogea* and *P. humicola* on plantations of *Pinus radiata* and *Pinus pinea*, respectively.

Noteworthy is the detection of two new *Phytophthora* species, named *P. acerina* on maple and *P. parvispora* on strawberry tree. Collectively, these results together indicate an increasing in the detection of *Phytophthora* species in our forests.

This is likely due to both a refinement of diagnostic methods and to global changes occurring in the Mediterranean, responsible for the arrival of new invasive species.

BIBLIOGRAFIA

- Abad Z.G., Abad J.A., Cacciola S.A., Pane A., Faedda R., Moralejo E., Pérez-Sierra A., Abad-Campos P., Alvarez-Bernaola L.A., Bakonyi J., Józsa A., Herrero M.L., Burgess T.I., Cunningham J.A., Smith I.W., Balci Y., Blomquist C., Henricot C., Denton G., Spies C., McLeod A., Belbahri L., Cooke D., Kageyama K., Uematsu S., Kurbetli I., Değirmenci K., 2014 – *Phytophthora niederhauserii* sp. nov., a polyphagous species associated with ornamentals, fruit trees and native plants in 13 countries. *Mycologia*, 106: 431-447. <http://dx.doi.org/10.3852/12-119>
- Brasier C.M., 1992 – Oak tree mortality in Iberia. *Nature*, 360: 539. <http://dx.doi.org/10.1038/360539a0>
- Brasier C.M., Scott J.K., 1994 – European oak declines and global warming: a theoretical assessment with special reference to the activity of *Phytophthora cinnamomi*. *EPPO Bulletin*, 24: 221-232. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2338.1994.tb01063.x>
- Brasier C.M., Jung T., 2006 – Recent developments in *Phytophthora* diseases of trees and natural ecosystems in Europe. In: Brasier C.M., Jung T., Oswald W., eds. *Progress in Research on Phytophthora Diseases of Forest Trees*. Farnham, UK: Forest Research, pp. 5-16.
- Brasier C.M., 2008 – *The biosecurity threat to the UK and global environment from international trade in plants*. *Plant Pathology*, 57: 792-808. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3059.2008.01886.x>
- Brasier C.M., Webber J.F., 2010 – Sudden larch death. *Nature*, 466: 824-825. <http://dx.doi.org/10.1038/466824a>
- Cacciola S.O., Pennini A.M., Pane A., Buffa R., Magnano di San Lio G., 2003 – *Phytophthora palmivora* un problema emergente nei vivai di piante ornamentali in Italia. In: *Problemi fitopatologici emergenti e implicazioni per la difesa delle colture*. Convegno AIPP, Sanremo (IM), 27-29 novembre 2003.
- Cacciola S.O., Scibetta S., Pane A., Faedda R., Rizza C., 2009 – *Callistemon citrinus* and *Cistus salvifolius* two new hosts of *Phytophthora taxon niederhauserii* in Italy. *Plant Disease*, 93: 1075. <http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-93-10-1075A>
- Dunstan W.A., Rudman T., Shearer B.L., Moore N.A., Paap T., Calver M.C., Dell B., Hardy G.E. St. J., 2010 – Containment and spot eradication of a highly destructive, invasive plant pathogen (*Phytophthora cinnamomi*) in natural ecosystems. *Biological Invasions*, 12: 913-925. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-009-9512-6>
- Erwin D.C., Ribeiro O.K., 1996 – *Phytophthora diseases worldwide*. American Phytopathological Society Press, St. Paul, Minnesota, Stati Uniti, pp. 562.
- Franceschini A., Corda P., Maddau L., Marras F., 1999 – *Observations sur Diplodia mutila, pathogene du chêne-liège en Sardaigne (Italie)*. *IOBC/wprs Bulletin* 22 (3): 5-12.
- Franceschini A., Linaldeddu B.T., Scanu B., 2012 – *Serious outbreak of holm oak decline on Caprera Island, Italy*. *IOBC/wprs Bulletin*, 76: 101-108.
- Ginetti B., Uccello A., Bracalini M., Ragazzi A., Jung T., Moricca S., 2012 – *Root Rot and Dieback of Pinus pinea caused by Phytophthora humicola in Tuscany, central Italy*. *Plant Disease*, 96 (11): 1694.
- Ginetti B., Carmignani S., Ragazzi A., Moricca S., 2014a – *Phytophthora taxon Pgchlamydo is a cause of shoot blight and root and collar rot of Viburnum tinus in Italy*. *Plant Disease*, 98 (10): 1432.
- Ginetti B., Carmignani S., Ragazzi A., Werres S., Moricca S., 2014b – *Foliar blight and shoot dieback caused by Phytophthora ramorum on Viburnum tinus in the Pistoia area, Tuscany, central Italy*. *Plant Disease*, 98 (3): 423.
- Ginetti B., Moricca S., Squires J.N., Cooke D.E.L., Ragazzi A., Jung T., 2014c – *Phytophthora acerina* sp. nov., a new species causing bleeding cankers and dieback of *Acer pseudoplatanus* trees in planted forests in Northern Italy. *Plant Pathology*, 63: 858-876. <http://dx.doi.org/10.1111/ppa.12153>
- Greslebin A.G., Hansen E.M., Sutton W., 2007 – *Phytophthora austrocedrae* sp. nov., a new species associated with *Austrocedrus chilensis* mortality in Patagonia (Argentina). *Mycological Research*, 111: 308-316. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mycres.2007.01.008>
- Gullino C., Garofalo M.C., Moretti F., Gianetti G., Mainenti E., 2003 – *Rinvenimento su rododendro di*

- Phytophthora ramorum. L'Informatore Agrario, 19: 87-89.
- Jung T., Blaschke H., Neumann P., 1996 – *Isolation, identification and pathogenicity of Phytophthora species from declining oak stands*. European Journal of Forest Pathology, 26: 253-272.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.1996.tb00846.x>
- Linaldeddu B.T., Scanu B., Maddau L., Franceschini A., 2014 – *Diplodia corticola and Phytophthora cinnamomi: The main pathogens involved in holm oak decline on Caprera Island (Italy)*. Forest Pathology, 44: 191-200.
<http://dx.doi.org/10.1111/efp.12081>
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., Kent J., 2000 – *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature, 403: 853-858.
<http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- Panconesi A., Moricca S., Ragazzi A., Dellavalle I., Tiberi R., Croci F., Bracalini F., Ginetti B., Vettori G., 2014 – *Parassiti delle piante arboree forestali ed ornamentali. Specie introdotte e di temuta introduzione*. Pàtron Editore, Bologna, pp. 448.
- Pane A., Cacciola S.O., Badalà F., Martini P., Magnano di San Lio G., 2006 – *Il marciume radicale da Phytophthora nei vivai di piante ornamentali*. Terra e Vita, 18, Supplemento Anno XLVII: 24-28.
- Pane A., Faedda R., Cacciola S.O., Rizza C., Scibetta S., Magnano di San Lio G., 2010 – *Root and basal stem rot of mandevillas caused by Phytophthora spp. in Eastern Sicily*. Plant Disease, 94 (11): 1374.
<http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-06-10-0464>
- Pérez Sierra A., León M., Álvarez L.A., Alaniz S., Berbegal M., García-Jiménez J., Abad-Campos P., 2010 – *Outbreak of a new Phytophthora sp. associated with severe decline of almond trees in eastern Spain*. Plant Disease, 94: 534-541.
<http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-94-5-0534>
- Picco A.M., Angelini P., Ciccarone C., Franceschini A., Ragazzi A., Rodolfi M., Varese G.C., Zotti M., 2011 – *Biodiversity of emerging pathogenic and invasive fungi in plants, animals and humans in Italy*. Plant Biosystems, 145: 988-996.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2011.633118>
- Rizzo D.M., Garbelotto M., Davidson J.M., Slaughter G.W., Koike S.T., 2002 – *Phytophthora ramorum as the cause of extensive mortality of Quercus spp. and Lithocarpus densiflorus in California*. Plant Disease, 86: 205-214. <http://dx.doi.org/10.1094/PDIS.2002.86.3.205>
- Sánchez M.E., Caetano P., Ferraz J., Trapero A., 2002 – *Phytophthora disease of Quercus ilex in south-western Spain*. Forest Pathology, 32: 5-18.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00261.x>
- Scanu B., Linaldeddu B.T., Franceschini A., 2010 – *First report of Phytophthora pseudosyringae associated with ink disease of Castanea sativa in Italy*. Plant Disease, 94: 1068.
<http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-94-8-1068B>
- Scanu B., Linaldeddu B.T., Franceschini A., 2011 – *A new Phytophthora sp. causing root and collar rot on Pistacia lentiscus in Italy*. Plant Disease, 95: 618.1.
- Scanu B., Linaldeddu B.T., Franceschini A., Anselmi N., Vannini A., Vettraino A.M., 2013 – *Occurrence of Phytophthora cinnamomi in cork oak forests in Italy*. Forest Pathology, 43: 340-343.
<http://dx.doi.org/10.1111/efp.12039>
- Scanu B., Hunter G.C., Linaldeddu B.T., Franceschini A., Maddau L., Jung T., Denman S., 2014 – *A taxonomic re-evaluation reveals that Phytophthora cinnamomi and P. cinnamomi var. parvispora are separate species*. Forest Pathology, 44 (1): 1-20.
<http://dx.doi.org/10.1111/efp.12064>
- Sechi C., Seddaiu S., Linaldeddu B.T., Franceschini A., Scanu B., 2014 – *Dieback and mortality of Pinus radiata trees in Italy associated with Phytophthora cryptogea*. Plant Disease, 98 (1): 159.
- Turchetti T., Pennacchio F., D'Acqui L., Maresi G., Pedrazzoli F., 2012 – *Practices to manage chestnut orchards infested by the Chinese gall wasp*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 9 (5): 227-235.
- Vannini A., Franceschini S., Vuono G., Natili G., Paganini R., Vettraino A.M., 2009 – *Integrated control protocol to mitigate and eradicate ink disease in chestnut orchards*. Acta Horticulturae, 844: 461-464.
- Vannini A., Breccia M., Bruni N., Tomassini A., Vettraino A.M., 2012 – *Behaviour and survival of Phytophthora cambivora inoculum in soil-like substrate under different water regimes*. Forest Pathology, 42: 362-370.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0329.2012.00768.x>
- Vannini A., Bruni N., Tomassini A., Franceschini S., Vettraino A.M., 2013 – *Pyrosequencing of environmental soil samples reveals biodiversity of the Phytophthora resident community in chestnut forests*. FEMS Microbiology Ecology, 85: 433-442.
<http://dx.doi.org/10.1111/1574-6941.12132>
- Vettraino A.M., Natili G., Anselmi N., Vannini A., 2001 – *Recovery and pathogenicity of Phytophthora species associated with a resurgence of ink disease in Castanea sativa in Italy*. Plant Pathology, 50: 90-96.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-3059.2001.00528.x>
- Vettraino A.M., Barzanti G.P., Bianco M.C., Ragazzi A., Capretti P., Paoletti E., Luisi N., Anselmi N., Vannini A., 2002 – *Occurrence of Phytophthora species in oak stands in Italy and their association with declining oak trees*. Forest Pathology, 32 (1): 19-28.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00264.x>
- Vettraino A.M., Morel O., Perlerou C., Robin C., Diamandis S., Vannini A., 2005 – *Occurrence and distribution of Phytophthora species in European chestnut stands, and their association with Ink Disease and crown decline*. European Journal Plant Pathology, 111: 169-180.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10658-004-1882-0>
- Vettraino A.M., Jung T., Vannini A., 2008a – *First report of Phytophthora cactorum associated with beech decline in Italy*. Plant Disease, 92 (12): 1708.
<http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-92-12-1708A>
- Vettraino A.M., Flamini L., Pizzichini L., Prodi A., Nipoti P., Vannini A., Lagnese R., 2008b – *First report of root and collar rot by Phytophthora cryptogea on sweet cherry in Italy*. Plant Disease, 92 (1): 177.
<http://dx.doi.org/10.1094/PDIS-92-1-0177A>

PREVENZIONE SELVICOLTURALE DEGLI INCENDI BOSCHIVI

Giovanni Bovio¹

¹Università di Torino, DISAFA, Grugliasco (Torino); giovanni.bovio@unito.it

Si introduce l'argomento trattando l'influenza degli incendi sul bosco e la necessità della prevenzione selvicolturale per opporsi ai danni. Si tratta delle indicazioni sulla selvicoltura preventiva che i piani antincendi boschivi devono riportare per differenti situazioni ambientali. Si esaminano interventi proponibili in ambienti con elevata frequenza di incendio di chioma come le pinete. Si ricordano anche esperienze sulle conseguenze del fuoco nelle faggete. Si tratta poi del fuoco prescritto inteso come autentica selvicoltura preventiva.

Parole chiave: selvicoltura, incendi, fuoco prescritto.

Keywords: silviculture, wildfire, prescribed fire.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-gb-pre>

1. Introduzione

Negli ecosistemi forestali gli incendi sono il principale fattore di disturbo. Il loro comportamento dipende da variabili topografiche, meteorologiche e dai combustibili. Per i primi due tipi di variabili è possibile fare solo previsioni della loro influenza sul comportamento dell'incendio. Invece i combustibili possono essere gestiti con la selvicoltura per ottenere condizioni di minore diffusibilità del fuoco.

La prevenzione dagli incendi generalmente aggettivata come selvicolturale comprende interventi anche non necessariamente di trattamento al bosco.

Si differenziano da essi gli interventi selvicolturali tipici, che agiscono direttamente sugli individui arborei. Per questi motivi è opportuno distinguere "prevenzione selvicolturale" da "selvicoltura preventiva" (Bovio, 1995) pur trattandosi di azioni assolutamente correlate, complementari e da realizzare contestualmente.

In questo lavoro ci si occuperà particolarmente della seconda evidenziando come le attività selvicolturali tipiche debbano essere correlate al tipo di incendio probabile e al contenimento che si desidera ottenere.

2. Selvicoltura: prevenzione e ricostituzione

La densità di popolazione umana è variata notevolmente nel tempo. Con il suo aumento si è progressivamente sfruttato il bosco la cui superficie è diminuita progressivamente. Tuttavia, dopo una generale contrazione, solo attualmente, il bosco si espande di nuovo. In un arco temporale molto ampio anche gli incendi sono variati: quelli che avvenivano in tempi remoti erano assai differenti da quelli di oggi.

Avevano cause naturali e per millenni hanno stimolato l'evoluzione della resistenza e della resilienza delle specie forestali. Prima del diffondersi della popolazione umana il fuoco originava da cause naturali tra le quali il fulmine era preponderante. Questa causa di innesco si manifesta con atmosfera perturbata cui corrisponde un

aumento dell'umidità dei combustibili. Gli incendi antropici, per contro, sono maggiormente diffusi con atmosfera stabile quando i combustibili assumono minore umidità. Queste differenze predispongono comportamenti diversi. Gli incendi da fulmine hanno diffusibilità prevalentemente lenta e comportamento radente, sotterraneo o misto. Quelli antropici hanno diffusibilità spesso elevata con comportamento radente o di chioma. Molte specie forestali si sono adattate a condizioni di incendi radenti, anche se estesi e sono capaci di reagire positivamente con abbondante rinnovazione. I meccanismi sono vari. Spesso i semenzali si affermano di più dopo un incendio radente rispetto a dove non è passato il fuoco.

Per contro dove si verifica elevata intensità lineare e severità la rinnovazione è assai inferiore rispetto ad aree non percorse. Questa situazione si riscontra anche per specie normalmente non considerate pirofite come il Faggio per il quale recenti indagini hanno dimostrato un incremento dell'affermarsi dei semenzali dopo incendi di media severità (Ascoli *et al.*, 2014).

Il fuoco influenza aspetti fisici, chimici e biologici dell'ecosistema in misura rapportata all'intensità del fronte di fiamma e alle caratteristiche dell'ecosistema stesso. La resistenza al fuoco dipende dalle caratteristiche della specie e aumenta con l'età degli individui. La severità che esprime le variazioni e gli effetti conseguenti all'impatto del fuoco sull'ecosistema (Hardy, 2005) varia con le caratteristiche del sito e con il comportamento del fuoco (Kuenzi e Fulè, 2008). Le conseguenze dell'incendio possono manifestarsi con effetti riscontrabili:

- subito o entro pochi mesi;
- a breve termine, da pochi mesi a qualche anno dall'evento;
- a lungo termine, dopo molti anni.

Le conseguenze degli eventi passati e la loro influenza nel tempo, impongono di considerare il regime di incendio che dipende da:

- clima, sia attuale sia del passato remoto;

- intensità del fronte di fiamma;
- stagione di massima frequenza;
- estensione media dell'evento;
- tipo di incendio (sotterraneo, radente e di chioma);
- frequenza nel tempo su una determinata area;
- intervallo, inteso come valore medio del tempo intercorso tra un incendio e quello precedente.

Il regime di incendio, in una determinata area, plasma la copertura forestale che a sua volta influenzerà il comportamento degli incendi che avverranno.

Il regime caratterizza anche la storia degli incendi (*Fire history*) che può informare e guidare molte scelte selvicolturali e la politica di estinzione. Pertanto per comprendere le azioni selvicolturali di prevenzione e di ricostituzione è opportuno fare riferimento al regime di incendio sotto il quale le specie forestali si sono evolute e diffuse. La selvicoltura preventiva dovrà essere realizzata prioritariamente in aree dove si verificano frequenti incendi. Per quelli collocati in tempi lontani difficilmente si ha traccia evidente. Quelli più recenti sono spesso individuabili anche dopo vari anni. Tutti hanno influenzato l'ecosistema che ne riporta le reazioni. Per questi motivi gli interventi di selvicoltura antincendi sommano la valenza di prevenzione con quella di ricostituzione. I due aspetti non possono essere completamente separati.

Per valutare le trasformazioni e gli eventuali traumi del passato è utile esaminare la serie storica con la maggiore ampiezza temporale possibile per risalire al maggiore numero di eventi e al loro comportamento.

L'ampiezza temporale in questo caso differisce da quella adottata nei piani antincendi boschivi (AIB) che normalmente è di dieci anni. Infatti in quel contesto serve esprimere le cause che, essendo legate a condizioni socioeconomiche, non possono essere indagate per tempi troppo ampi poiché si comprenderebbero variazioni dell'organizzazione sociale e si introdurrebbero così informazioni non confrontabili.

Con riferimento particolare agli eventi più recenti serve individuare l'eventuale danno ambientale. A questo riguardo si può ricorrere a metodologie capaci di fornire espressioni sintetiche basate sull'ipotesi della corrispondenza tra l'intensità del fronte di fiamma e le conseguenze ambientali (Bovio, 2007). Per il futuro si terrà conto degli scenari di incendio che potranno manifestarsi e di conseguenza si progetteranno gli interventi di prevenzione. Il selvicoltore nella scelta delle caratteristiche da imporre agli interventi selvicolturali deve indagare il passato e il futuro sommando visioni ex ante ed ex post. Per la ricostituzione, la selvicoltura si appoggia a indagini che descrivono l'accaduto. Si tratta di un'analisi ex post che si basa sull'evidenza e, se le indagini lo evidenziano, anche sulla chiarezza.

Per la valutazione ex ante non c'è evidenza né chiarezza e l'evento futuro è comunque incerto. Un'impostazione probabilistica guida le scelte che maturano dal confronto di scenari di incendio e degli effetti dell'intervento.

Per le proiezioni vi è una vasta esperienza su strumenti di previsione del comportamento del fuoco e delle conseguenze che possono derivare alla copertura forestale. Tuttavia, modelli e simulazioni offrono indicazioni che potrebbero trarre in inganno configurando

comportamenti del fronte di fiamma e relative conseguenze non reali.

Gli strumenti previsionali sono usati al meglio tenendo conto dell'insieme delle conoscenze e delle esperienze maturate lavorando contestualmente per la protezione dagli incendi e per la selvicoltura.

Si mira all'aumento della complessità con azioni sempre dipendenti dall'ecosistema e dalla sua variabilità, passando comunque attraverso la lettura del bosco (Nocentini, 2009) con riferimento imprescindibile alla conoscenza del progettista.

3. Interventi selvicolturali e pianificazione antincendi boschivi

Le variazioni socioeconomiche hanno interessato l'interfaccia foresta-rurale e quella urbano- foresta originando nuovi scenari ambientali e una serie di conflitti (Velez, 2009).

Il bosco in Italia si espande al ritmo di circa 35.000 ha anno⁻¹ formando coperture di invasione (Corona *et al.*, 2012) su cui possono facilmente diffondersi fronti di fiamma veloci. Ciò comporta un aumento del rischio di incendio (Moreira *et al.*, 2011).

Un'appropriata pianificazione selvicolturale è particolarmente importante, soprattutto nell'ambiente mediterraneo, poiché è una delle principali attività per contenere il rischio (Raftoyannis *et al.*, 2014).

L'individuazione delle coperture in cui intervenire è rilevante poiché il fuoco assume differenti comportamenti in funzione delle caratteristiche dei combustibili quali massa, compattamento, distribuzione (Agee e Skinner, 2005) anche a parità delle altre variabili predisponenti di tipo meteorologico e topografico. Pertanto è necessario descrivere e georeferenziare le coperture capaci di condurre incendi di chioma, come le pinete, da quelle percorribili solo da fronti di fiamma radenti, come spesso avviene nel ceduo di castagno (Silva *et al.*, 2009). Non è ipotizzabile realizzare interventi selvicolturali preventivi su tutti i boschi. Si darà priorità alle aree di maggiore rischio e dove il ripetersi di incendi avvierebbe il soprassuolo al degrado (Barbati *et al.*, 2013). Per delineare prime indicazioni si può fare riferimento al grado di infiammabilità dei boschi italiani (Corona *et al.*, 2014) in rapporto a quello dei Tipi forestali europei (Xanthopoulos *et al.*, 2012).

La selvicoltura di prevenzione deve essere attuata in funzione delle indicazioni dei piani antincendi boschivi (AIB). La realizzazione di questi documenti è iniziata per le disposizioni della L. 47/75, successivamente abrogata con la L. 353/2000 per la quale si è completata la pianificazione in tutte le Regioni.

I primi piani AIB furono tracciati alla metà degli anni '70 con l'impostazione del *Fire Control* che prevede il presuntuoso obiettivo di estinguere sempre tutti gli incendi, indipendentemente dalla loro dimensione e severità.

Vi era poca esperienza, tuttavia in alcuni documenti si prendevano in considerazione le attività selvicolturali come elemento fondante per prevenire gli incendi, per estinguerli con maggiore efficacia e per ricostituire le coperture forestali danneggiate dal fuoco.

Un esempio interessante è offerto dal Piano Regionale per la Difesa del Patrimonio Boschivo dagli Incendi del Piemonte, realizzato nel 1975 e approvato con decreto del Ministro per l'Agricoltura e Foreste di concerto con Ministro per l'Interno e con Ministro per i Beni Culturali e Ambientali - 18 maggio 1977. Questo documento pianificatorio aveva impostazione statistica e faceva riferimento alla serie storica 1965-1975. Su questa base individuava interventi distribuiti tra:

- viabilità forestale;
- rifornimento idrico;
- selvicoltura.

Quest'ultima comprendeva rimboschimenti, ripuliture e viali tagliafuoco cui venivano destinati i 2/3 della spesa totale prevista che ammontava a Lire 16.338.938.000.

Questo piano, che aveva comunque individuato nella selvicoltura l'intervento più importante, seguiva ancora il criterio del *Fire Control* per il quale si riteneva ogni fuoco comunque dannoso. Quindi non venivano individuati differenti comportamenti né differenti severità. Si prevedeva di intervenire in modo omogeneo contro tutti gli incendi, distribuendo gli interventi selvicolturali su tutto il territorio. Anche per questo motivo si prevedeva l'elevata spesa sopra indicata.

Dagli anni '70 con successive revisioni dei piani vi fu un'evoluzione dei criteri di pianificazione che oggi si può vantare un'esperienza di 40 anni.

Di grande interesse è osservare che nella regione mediterranea dal 75 all'80% della superficie totale annua percorsa consegue ad incendi maggiori di 50 ha. Questi eventi, per il periodo 1980 - 2006, pur rappresentando solo il 2,6% del totale degli incendi hanno percorso il 74,6% della superficie totale (San-Miguel e Camia, 2009). In Italia, sia su tutto il territorio sia a livello regionale si riscontra un andamento analogo bene evidenziato dalla distribuzione cumulativa della superficie percorsa e della percentuale del numero di incendi (Bovio, 2014a). Da questa analisi si individuano un regime di incendio accettabile considerato fisiologico per il territorio, un regime non accettabile e l'incendio critico. Il regime accettabile comprende eventi di dimensione limitata e severità bassa o nulla che si manifestano prevalentemente in aree non prioritarie evidenziate dall'analisi del rischio, quindi influenzerà poco gli interventi di prevenzione.

Attualmente i piani AIB più evoluti assumono che il regime accettabile comprenda gli incendi la cui superficie percorsa della classe di appartenenza rispetto alla superficie percorsa totale sia inferiore all'1%.

Il regime non accettabile comprende gli incendi di dimensioni superiori o localizzati in aree con coperture forestali particolarmente sensibili. In questo regime si farà particolare attenzione agli eventi che superano il valore dell'incendio critico. Questa impostazione, segue il criterio del *Fire management* che accetta gli incendi non dannosi e fisiologici per il territorio, e si oppone con la prevenzione a quelli che causano danni ambientali. Compongono il regime non accettabile gli eventi in area di interfaccia urbano-foresta e in aree forestali sensibili.

In questo contesto sono frequenti fronti di fiamma intensi e severi (Bovio, 2014b) che impongono specifici

interventi selvicolturali. Essi, a differenza di quelli in foresta, devono avere anche finalità di salvaguardia dei manufatti e delle persone (Fernandes, 2013). Gli interventi di gestione del combustibile nelle zone di interfaccia urbano-foresta mirano all'esclusione del rischio di incendio con energica riduzione del carico e modifica dei combustibili.

Questa impostazione gestionale definita *Firewise* (*Intelli-feu* nell'area francofona) prevede di realizzare lo spazio difensivo intorno ai fabbricati, sia per proteggerli da eventuale incendio sia per limitare i danni. Questi interventi possono limitare l'intensità di un eventuale fronte di fiamma ma non eliminare completamente il pericolo (Lovreglio *et al.*, 2014).

Recentemente nei piani AIB si sta diffondendo l'impostazione denominata "*Fire smart management of forest landscapes*" (Fernandes, 2013) con cui si rendono le coperture forestali più resistenti e resilienti piuttosto che isolarle.

Questo approccio di "gestione intelligente antincendio" è mirato alle aree più a rischio dove i combustibili vengono complessivamente ridotti, a livello di paesaggio, con la selvicoltura di prevenzione (Velez, 2000; Leone e Lovreglio, 2005) e con il fuoco prescritto. Queste impostazioni indirizzano gli interventi di prevenzione differenziandoli per obiettivi e per modalità rapportati ai caratteri del bosco.

Di conseguenza tende a variare anche l'impostazione dell'estinzione. Infatti viene superato il criterio del *Fire Control* che ritiene tutti gli interventi di lotta attiva di pari importanza e in ogni caso si tende all'estinzione completa e immediata.

A seguito della maturazione dei concetti che evidenziano una differenziazione del territorio e delle caratteristiche forestali è necessario impostare l'estinzione adatta al *Fire smart management* modulandola a seconda del luogo e delle esigenze ambientali. La lotta attiva così intesa può essere definita "estinzione selettiva". Nell'attuarela si definisce l'impiego di risorse da mettere in atto. Se in alcuni casi sarà opportuna l'estinzione totale, in altri invece si potrà accettare che il fronte di fiamma sia solo parzialmente ridotto o addirittura solo sorvegliato. L'estinzione selettiva può manifestare al massimo la sua efficacia in aree dove è stata fatta la prevenzione.

Nei piani AIB, previsti dalla legge 353/2000, si indicano le caratteristiche delle coperture forestali per descrivere gli interventi di selvicoltura capaci di regolare la probabile intensità, le dimensioni, la frequenza degli incendi anche in rapporto allo stadio fenologico e alle caratteristiche strutturali del popolamento forestale (Nocentini e Coll, 2013).

Con una corretta collocazione anche interventi limitati possono ottenere risultati soddisfacenti. L'1% di territorio trattato annualmente può ottenere un contenimento apprezzabile (Finney *et al.*, 2007) e il solo trattamento del 5% del combustibile può contenere la dimensione degli incendi (Cochrane *et al.*, 2012).

La prevenzione ottiene una riduzione degli incendi quantificabile con la riduzione attesa di superficie media annua percorsa (RASMAP) parametro che, con riferimento a tutti gli interventi previsti, esprime l'obiettivo

del piano stesso (Bovio *et al.*, 1993; Bovio e Camia, 2001).

Analogo alla RASMAP è il criterio di *leverage* (Loehle, 2004) che esprime come un'area trattata possa ridurre l'estensione degli incendi di N unità e si misura con il rapporto fra la superficie risparmiata dagli incendi a seguito di interventi e l'area complessiva trattata. Con *leverage* > 1 gli interventi sono stati efficaci ed hanno ridotto la superficie percorsa dal fuoco di una quantità maggiore di quella degli interventi stessi. Con *leverage* < 1 più unità di superficie trattata hanno ridotto solo di un'unità l'area interessata dagli incendi. Questo secondo caso non deve essere inteso come indice di inefficienza del trattamento preventivo. Infatti il valore esprime la superficie ma non l'effetto totale della prevenzione che può essere valutata solo affiancando anche la variazione di comportamento del fronte di fiamma. L'intervento della selvicoltura preventiva può essere positivo se diminuisce la severità anche se non contiene la superficie percorsa.

4. Gli interventi selvicolturali

L'obiettivo principale della selvicoltura preventiva è limitare i danni aumentando la capacità di autodifesa del soprassuolo (Leone e Lovreglio, 2005) impedendo l'incendio di chioma (Rigolot *et al.*, 2009).

Nei boschi di invasione, dove abbondano i combustibili scala, soprattutto nelle coperture termofile, vi sono condizioni favorevoli per passare dal comportamento radente a quello di chioma (Moreira *et al.*, 2011).

Con il trattamento dei combustibili si possono ridurre sia la dimensione sia la severità degli incendi ed agevolare l'estinzione realizzando più facili e sicuri accessi e vie di uscita (Martinson e Omi, 2003).

La prevenzione selvicolturale si concretizza con interventi meccanici, biologici o con lo stesso fuoco (Xanthopoulos *et al.*, 2006) riducendo il combustibile (Cochrane *et al.*, 2012) per modificare la diffusibilità, l'intensità e la severità dell'incendio. La massa di combustibili vivi e morti può essere variata riducendo la densità degli alberi e della chioma (Valliant *et al.*, 2009). In particolare il diradamento riduce la parte più alta della copertura e i combustibili scala mentre il fuoco prescritto agisce sui combustibili di superficie (Agee e Skinner, 2005). Gli interventi da adottare sono tipici della selvicoltura. La loro scelta deve essere guidata dall'obiettivo da raggiungere.

Il principale criterio guida è il comportamento probabile dell'incendio. Saranno differenti le azioni per opporsi al comportamento radente da quello di chioma.

Diversificherà ancora la modalità di prevenzione se si affiancheranno finalità di ricostituzione, soprattutto dove siano ancora presenti conseguenze negative di incendi avvenuti in passato. Per opporsi all'incendio radente tipico dei boschi cedui e del periodo invernale è efficace lo sfollo. Nel ceduo castanile con turni di 20 anni può essere previsto a 5-6 anni e successivamente a 14-15 anni. Per turni di 30 anni possono essere previsti tre diradamenti dal basso, da effettuare a 10, 15 e 22 anni eliminando il 50% nei primi due e il 40% nell'ultimo (Manetti *et al.*, 2009). Con particolare

riferimento ai boschi dell'Appennino meridionale numerose esperienze possono guidare sfollamenti e diradamenti adatti ai cedui di castagno e di leccio (Menguzzato *et al.*, 2014).

Nei cedui in avviamento possono essere previsti diradamenti per eliminare polloni destinati a morire o con accrescimenti ridotti (Menguzzato *et al.*, 2014).

Per opporsi al comportamento di chioma è necessario agire sull'intensità critica, valore in corrispondenza del quale, con elevata probabilità, il fronte di fiamma radente transita sulle chiome.

Questo passaggio dipende dalla distanza della chioma dal suolo e dalla sua capacità di condurre la combustione. Pertanto sarà influenzata dalla quantità di combustibile aereo, dalla sua densità e umidità. Conseguenze che agendo su questi parametri si possono realizzare condizioni di passaggio in chioma solo per intensità critica sempre più elevata e pertanto meno frequentemente verificabile.

Gli interventi più efficaci per contenere il passaggio in chioma sono:

- riduzione dei combustibili del sottobosco;
- innalzamento della base della chioma;
- riduzione di densità e continuità della chioma.

In ogni caso si terrà conto della massima frequenza di incendio e si lavorerà in funzione delle condizioni meteorologiche mediamente riscontrate.

5. Selvicoltura preventiva in faggete e pinete

5.1 Faggio

Numerose attività selvicolturali preventive sono state attuate in varie coperture forestali.

Relativamente al Faggio sono maturate esperienze con interventi dopo il passaggio del fuoco. Il loro successo presuppone che nel breve periodo non vi sia ripercorrenza. La probabilità che accada è rapportata al regime di incendio. Si deve tenere presente che normalmente il fuoco nelle faggete non altera la capacità dei semenzali di affermarsi (Ascoli *et al.*, 2013) salvo che non si sia verificata severità molto alta.

Può essere utile attendere almeno 1 anno dall'evento prima di fare interventi e considerare la mortalità ritardata degli individui deperienti (Ascoli *et al.*, 2011).

Se la mortalità è inferiore al 20% non si ritengono opportuni interventi mentre per mortalità superiore saranno differenziati a seconda del grado di severità, dell'età del popolamento e della sua destinazione.

Nelle fustaie e nei cedui invecchiati a destinazione produttiva e protettivo-produttiva:

- con severità bassa, in cui alla prima stagione vegetativa dopo l'incendio si osserva una mortalità fra il 20% ed il 40% si eliminano individui morti e vivi molto danneggiati mirando ad una copertura finale pari al 40-60%, trattando aree non superiori a 0,2 ha. L'esbosco interesserà tutte le piante abbattute. Nei primi anni successivi all'intervento le piante danneggiate che andranno incontro a mortalità ritardata dovranno essere abbattute e lasciate in bosco per aumentare la necromassa che può favorire l'insediamento della rinnovazione;
- con severità intermedia, in cui si osserva alla prima stagione vegetativa dopo l'incendio una mortalità fra il 40% ed il 70%, si utilizzano tutti gli individui morti in

piedi mentre quelli vivi, anche se gravemente danneggiati, saranno rilasciati per la disseminazione, per la copertura del suolo e per limitare le specie eliofile che competono con la rinnovazione forestale.

Le piante danneggiate con mortalità ritardata dovranno essere successivamente abbattute secondo direzioni preferenziali e lasciate in bosco;

- con severità alta e mortalità superiore al 70% si utilizzano tutti gli individui morti in piedi rilasciando quelli sopravvissuti, anche se gravemente danneggiati. Non si provvederà allo sgombero del 20% delle piante abbattute per garantire la protezione del suolo. Gli individui con mortalità ritardata saranno abbattuti successivamente e lasciati in bosco.

Gli interventi successivi all'affermarsi della rinnovazione dovranno essere mirati ad aumentare la complessità della copertura ed a migliorarne la stabilità, soprattutto con destinazione protettiva.

La rinnovazione affermata potrà essere favorita con il trattamento a tagli modulari (Ciancio, 1991) caratterizzato da interventi frequenti, su piccole (0,1 ha) o piccolissime superfici (0,01 ha) sulla zona percorsa dall'incendio per favorire una struttura disetanea a gruppi. Gli interventi dovranno tendere ad una provvigione minimale. Essa sarà difficilmente raggiungibile dopo incendi di elevata severità, tuttavia dove possibile si tenderà ad avere almeno 100 – 150 m³/ha. Pertanto se si prevedessero interventi di asporto di biomassa si dovrebbe rispettare questo limite (Ciancio *et al.*, 2002).

5.2 Pino

Nelle pinete, sia alpine sia mediterranee, la selvicoltura preventiva mira ad impedire l'incendio di chioma. Nelle pinete dove sono transitati incendi recenti ci si opporrà al comportamento radente. Anche in questo caso gli interventi sono contestualmente di selvicoltura preventiva e di ricostituzione quindi si farà riferimento sia all'intensità del fronte di fiamma verificatasi sia a quella prevista.

Non si ritengono opportuni interventi se l'intensità avvenuta o prevista è inferiore a 150 kw/m. Per intensità compresa tra 150 e 250 kw/m l'obiettivo è contenere la probabilità di raggiungere l'intensità critica per il passaggio in chioma del fronte di fiamma.

In aree dove si sono verificate intensità oltre 500 kw/m gli interventi mireranno ad evitare il comportamento radente. Infatti in tale situazione le chiome saranno fortemente ridotte e si dovrà favorire la rinnovazione del pino e l'ingresso di altre specie. Perciò si conterrà la biomassa eliminando le piante morte (*salvage logging*) in fasce di 10 m intervallate di 50 m parallele alle curve di livello.

Dopo 3-15 anni si favorirà la rinnovazione operando su piccolissime buche (200 m²). Oltre 15 anni si valorizzeranno i nuclei di rinnovazione tendendo ad una provvigione minimale > 100 m³/ha.

6. Fuoco prescritto

Le esperienze di selvicoltura preventiva come quelle descritte per il faggio e il pino portano a risultati

positivi ma comportano un lavoro impegnativo. Di più semplice attuazione è il fuoco prescritto.

Si tratta della migliore (o l'unica) tecnica selvicolturale per ridurre il combustibile fine del sottobosco applicando il fuoco stesso. Il fuoco prescritto veniva escluso dalla superata impostazione pianificatoria del *Fire control* che ritiene ogni fuoco sempre dannoso.

L'esclusione spesso deriva dalla scarsa conoscenza degli effetti, alla sopravvalutazione dell'estinzione e alla scarsa conoscenza generale della materia antincendi boschivi. Infatti non mancano esempi in cui si confonde l'incendio con fuoco prescritto o addirittura si parla di "incendio controllato" (Petriccione e Sista, 2014). Per contro la nuova impostazione pianificatoria del *Fire management* accetta l'applicazione del fuoco nella convinzione che sia dannoso solo se non gestito.

In letteratura si distingue chiaramente l'incendio dal fuoco prescritto (Bovio, 2014b) e si sottolinea l'opportunità di applicarlo previo specifico progetto (Bovio e Ascoli, 2013).

Il fuoco prescritto è ritenuto una tecnica tipicamente selvicolturale poiché oltre a fini di prevenzione antincendi può favorire la rinnovazione sia in conifere che in latifoglie (Zald *et al.*, 2008) e plasmare la composizione e la struttura del popolamento (de Chantal *et al.*, 2009).

Recenti esperienze hanno evidenziato sinergie derivate dall'applicazione congiunta del fuoco prescritto e di diradamenti in conifere mediterranee (Iovino *et al.*, 2014). Si è evidenziato che il fuoco prima del diradamento contiene la lettiera e la necromassa fine, mentre dopo il diradamento riduce sensibilmente la necromassa di maggiori dimensioni. Si è potuto verificare che con il fronte di fiamma opportunamente progettato non si sono osservati danni e il consumo di humus è trascurabile (Iovino *et al.*, 2014).

Contemporaneamente la copertura è variata divenendo assai difficilmente soggetta all'incendio di chioma per la sua minore densità. Per questo motivo potrà avere un maggiore accrescimento diametrico migliorando il rapporto di snellezza con aumento futuro della stabilità (Iovino *et al.*, 2014).

Depone a favore del fuoco prescritto anche l'aspetto dei costi che nella tradizionale selvicoltura preventiva sono comunque elevati sia per l'abbattimento delle piante sia per l'esbosco. Queste operazioni si possono attuare solo in zone raggiungibili con mezzi meccanici. In caso diverso il costo deve comprendere anche la realizzazione della viabilità forestale.

Per contro il fuoco prescritto si attua con semplici attrezzature in comune dotazione e può essere applicato anche indipendentemente dalla viabilità e non richiede l'estinzione. Mediamente applicare il fuoco prescritto ha costo da 50 euro ha⁻¹, fino a 800 euro ha⁻¹ variando con la copertura arborea e con la dimensione del cantiere.

Questi costi, assai inferiori a tutte le altre attività selvicolturali, hanno stimolato l'applicazione del fuoco prescritto che viene largamente usato nella gestione delle Z.A.L. (*Zones d'appui à la lutte*) francesi (Préfecture de Corse, 2013). Si tratta di un esempio di

gestione selvicolturale dove si riduce la biomassa per contenere l'intensità elevata dell'incendio e facilitare l'accesso e l'uscita dei mezzi di estinzione.

7. Conclusioni

Nella realtà italiana dove vi sono sempre maggiori aree di interfaccia urbano-foresta e di bosco di espansione si rende sempre più necessaria la prevenzione.

I piani AIB devono indicare, nel tempo e nello spazio, gli interventi da realizzare e valutare il risultato in termini di riduzione di superficie percorsa da incendi e di danni verificati.

La prevenzione che rende il bosco meno percorribile e meno danneggiabile dagli incendi si ottiene con numerose e tradizionali attività selvicolturali. Sulla loro utilità vi è comune condivisione.

Tra gli interventi selvicolturali si comprende il fuoco prescritto, tecnica risolutiva e insostituibile ma non ancora compresa a fondo. Ne è un esempio la sua frequente esclusione da aree protette italiane nel timore di danni, mentre non mancano casi di applicazione e di divulgazione al pubblico come ad esempio nel parco della Sierra Nevada in California.

Il fuoco prescritto plasma la copertura forestale comportando bassi costi poiché è facilmente realizzabile e può essere applicato anche dove non sono proponibili altri interventi selvicolturali.

Inoltre il fuoco prescritto può essere facilmente attuato dai volontari AIB. La loro diffusione sul territorio nazionale, se pur non omogenea, rappresenta una risorsa di intervento assai consistente e potrebbe contribuire notevolmente alla limitazione degli incendi.

Si ritiene pertanto che questa tecnica, debba essere diffusa superando le critiche, derivate dalla scarsa conoscenza (Boer *et al.*, 2009).

Si ritiene anche che la sinergia di tutte le attività selvicolturali possa essere la strada migliore per la difesa dagli incendi.

Per conferire al bosco i caratteri per non essere danneggiato dal fuoco serve una selvicoltura preventiva indipendente dagli aspetti finanziari e dai modelli strutturali (Bovio, 2011). Questi caratteri sono tipici della selvicoltura sistemica caratterizzata dalla continua ricerca di efficienza funzionale del bosco (Ciancio, 2010).

SUMMARY

Silvicultural prevention of forest fires

Wildfire effects on forest ecosystems are outlined together with the role of fuel management to prevent some negative impacts of fire. Silvicultural treatments targeted to fire prevention in different vegetation types, as required by fire management plans, are deepened. Fuel management interventions to mitigate fire impacts in pine stands subjected to frequent crown fires, and fire effects in beech forests are examined. In particular, prescribed burning for fire hazard reduction is discussed.

BIBLIOGRAFIA

- Agee J.K., Skinner C.N., 2005 – *Basic principles of forest fuel reduction treatments*. Forest Ecology and Management, 11: 83-96.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.034>
- Ascoli D., Valsecchi C., Bovio G., Conedera M., 2011 – *Wildfires and beech forests of Southern Alps during summer 2003 climate anomaly: fire effects and post-fire management on ecological basis*. The 5th International Wildland Fire Conference Sun City, South Africa. 9-13 May 2011.
- Ascoli D., Castagneri D., Valsecchi C., Conedera M., Bovio G., 2013 – *Post-fire restoration of beech stands in the Southern Alps by natural regeneration*. Ecological Engineering, 54: 210-217.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.032>
- Ascoli D., Vacchiano G., Maringer J., Fraia F., Conedera M., Bovio G., 2014 – *L'interazione fra effetti del fuoco e pascione favorisce la rinnovazione del faggio*. II Congresso Internazionale di Selvicoltura - AISF - CFS - Regione Toscana, Firenze.
- Barbati A., Corona P., D'Amato E., Cartisano R., 2013 – *Is Landscape a Driver of Short-term Wildfire Recurrence?* Landscape Research, 40 (1): 99-108.
<http://dx.doi.org/10.1080/01426397.2012.761681>
- Bovio G., 1995 – *Gli incendi boschivi: prevenzione*. I Georgofili Atti dell'Accademia dei Georgofili. Settima serie, 52: 143-153.
- Bovio G., 2007 – *Metodo degli effetti riscontrabili per la determinazione del livello di danneggiamento conseguente a incendi forestali*. In: Valutazione dei danni da incendi boschivi. A cura di Ciancio et al. AISF, CFS, pp.85-95.
- Bovio G., 2011 – *Forest Fires and Systemic Silviculture*. L'Italia forestale e montana, 66 (83): 239-243.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2011.3.09>
- Bovio G., 2014a – *Gestione del combustibile tramite fuoco prescritto*. In: Approcci innovativi nella gestione integrata dei combustibili forestali per prevenire gli incendi boschivi. A cura di Bovio G., Corona P., Leone V. Compagnia delle Foreste, Arezzo, pp 208.
- Bovio G., 2014b – *Incendi boschivi, Selvicoltura sistemica e fuoco prescritto*. In: L'evoluzione del pensiero forestale: selvicoltura filosofia etica. Ciancio O. Ed. Rubettino. ISBN 978-88-498-4114-5. pp. 413-425.
- Bovio G., Ascoli D., 2013 – *La tecnica del fuoco prescritto*. Aracne editrice, pp.265.
- Bovio G., Camia A., Nosenzo A., 1993. – *Piano regionale per la difesa del patrimonio boschivo dagli incendi*. Regione Piemonte, pp. 408.
- Bovio G., Camia A., 2001 – *Linee di pianificazione antincendi boschivi nei parchi naturali*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, 49-50: 243-272.
- Boer M.M., Sadler R.J., Wittkuhn R.S., McCaw L., Grierson P.F., 2009 – *Long-term impacts of prescribed burning on regional extent and incidence of wildfires-evidence from 50 years of active fire management in SW Australian forests*. Forest Ecology and Management, 259 (1): 132-142.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.005>

- Ciancio O., 1991 – *La gestione dei querceti di Macchia Grande di Manziana: la teoria del sistema modulare*. Cellulosa e Carta, 42 (1): 31-34.
- Ciancio O., Corona P., Marchetti M., Nocentini S., 2002 – *Linee guida per la gestione sostenibile delle risorse forestali e pastorali nei Parchi Nazionali*. Accademia italiana di Scienze Forestali. pp. 300.
- Ciancio O., 2010 – *La teoria della selvicoltura sistemica i razionalisti e gli antirazionalisti, le «sterili disquisizioni» e il sonnambulismo dell'intelligenza forestale* - Accademia Italiana di Scienze Forestali. pp. 51. <http://dx.doi.org/10.4129/selv-sis>
- Corona P., Barbati A., Tomao A., Bertani R., Valentini R., Marchetti M., Fattorini L., Perugini L., 2012 – *Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy*. iForest - Biogeosciences and Forestry, 5: 204-209.
- Corona P., Ferrari P., Cartisano R., Barbati A., 2014 – *Calibration assessment of forest flammability potential in Italy*. iForest - Biogeosciences and Forestry, 7: 300-305.
- Cochrane M.A., Moran C.J., Wimberly M.C., Baer A.D., Finney M.A., Beckendorf K.L., Eidenshink J., Zhu Z., 2012 – *Estimation of wildfire size and risk changes due to fuels treatments*. International Journal of Wildland Fire, 21: 357-367. <http://dx.doi.org/10.1071/WF11079>
- de Chantal M., Lilja-Rothsten S., Peterson C., Kuuluvainen T., Vanha-Majamaa I., Puttonen P., 2009 – *Tree regeneration before and after restoration treatments in managed boreal Picea abies stands*. Applied Vegetation Science, 12: 131-143. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01004.x>
- Fernandes P.M., 2013 – *Fire smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change*. Landscape and Urban Planning, 110: 175-182. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.014>
- Finney M.A., Seli R.C., McHugh C., Ager A.A., Bahro B., Agee J.K., 2007 – *Simulation of long-term landscape level fuel treatment effects on large wildfires*. International Journal of Wildland Fire, 16: 712-727. <http://dx.doi.org/10.1071/WF06064>
- Hardy C., 2005 – *Wildland fire hazard and risk: Problems, definitions, and context*. Forest Ecology and Management, 211: 73-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.029>
- Kuenzi A.M., Fulè P.Z., 2008 – *Effects of fire severity and pre-fire stand treatment on plant community recovery after a large wildfire*. Forest Ecology and Management, 255: 855-865. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.001>
- Iovino F., Ascoli D., Laschi A., Marchi E., Marziliano P., Nicolaci A., Bovio G., 2014 – *Diradamenti e fuoco prescritto per la prevenzione degli incendi in rimboschimenti di pino d'Aleppo*. L'Italia Forestale e Montana, 69 (4): 213-229. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2014.4.02>
- Leone V., Lovreglio R., 2005 – *La prevenzione contro gli incendi nei rimboschimenti di conifere mediterranee*. In: Foreste Ricerca Cultura. Scritti in onore di Orazio Ciancio. A cura di Corona P., Iovino F., Maetke F., Marchetti M., Menguzzato G., Nocentini S., Portoghesi L. Accademia Italiana delle Scienze Forestali, Firenze, pp. 318-338.
- Loehle C., 2004 – *Applying landscape principles to fire hazard reduction*. Forest Ecology and Management, 198 (1-3): 261-267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.010>
- Lovreglio R., Danna E., Mou G., 2014 – *Mitigazione del pericolo incendi nelle aree di interfaccia urbano/foresta: un esempio di selvicoltura preventiva in Sardegna*. Forest@ e1-e12. URL: <http://www.sisef.it/forest@/contents/?id=efor1187-011>
- Manetti M., Amorini E., Becagli C., 2009 – *Il ruolo del castagno nella selvicoltura italiana: prospettive culturali e valenza socio-economica della castanicoltura da legno*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze: 842-850.
- Martinson E.J., Omi P.N., 2003 – *Performance of fuel treatments subjected to wildfires*. In: Fire, fuel treatments, and ecological restoration: Conference Proceedings. Omi P.N. and Joyce L.A. editors., April 16-18, 2002. RMRS-P-29. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 7-13.
- Menguzzato G., Garfi V., Nicolaci A., Marziliano P.A., Veltri A., Iovino F., 2014 – *Approcci innovativi nella gestione integrata dei combustibili forestali per prevenire gli incendi boschivi*. A cura di Bovio G., Corona P., Leone V. Compagnia delle Foreste, Arezzo, pp. 208.
- Moreira F., Viedma O., Arianoutsou M., Curt T., Koutsias N., Rigolot E., Barbati A., Corona P., Vaz P., Xanthopoulos G., Mouillot F., Bilgili E., 2011 – *Landscape e wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management*. Journal of Environmental Management, 92: 2389-2402. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.028>
- Nocentini S., 2009 – *Le solide fondamenta della selvicoltura sistemica*. Forest@, 6: 337-346.
- Nocentini S., Coll L., 2013 – *Mediterranean Forests: Human Use and Complex Adaptive Systems*. In: Forests as Complex Adaptive Systems. Building Resilience to the Challenge of Global Change. Messier C., Puettmann K.J., Coates K.D. Managing Routledge, London and New York, pp. 214-243.
- Petriccione B., Sista M., 2014 – *Perché l'incendio controllato è incompatibile con la tutela degli ecosistemi e delle relazioni ecologiche presenti al loro interno*. Silvae, numero del mese di luglio.
- Préfecture de Corse, 2013 – *PPFENI Plan de Protection des Forêts et des Espaces Naturels contre les Incendies en Corse 2013-2022*.
- Raftoyannis Y., Nocentini S., Marchi E., Calama Sainz R., Garcia Guemes C., Pilas I., Peric S., Amaral Paulo J., Moreira-Marcelino A.C., Costa-Ferreira M., Kakouris E., Lindner M., 2014 – *Perceptions of forest experts on climate change and fire management in European Mediterranean forests*. iForest 7: 33-41.
- Rigolot E., Fernandes P., Rego F., 2009 – *Gestión del riesgo de incendios forestales: Prevención, extinción*. In *Convivir con los incendios forestales: Lo que nos revela la ciencia*. Y.Birot (ed.) EFI, Discussion Paper, 2009.

- San-Miguel J., Camia A., 2009 – *Los incendios forestales de un vistazo: Hochos, cifras y tendencias en UE* . In *Convivir con los incendios forestales: Lo que nos revela la ciencia*. Y. Birot (ed.) EFI Discussion Paper.
- Silva J.S., Moreira F., Vaz P., Catry F., Godinho-Ferreira P., 2009 – *Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal*. *Plant Biosystems*, 143: 597-608.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263500903233250>
- Vaillant N.M., Fites-Kaufman J.A., Stephens S.L., 2009 – *Effectiveness of prescribed fire as a fuel treatment in Californian coniferous forests*. *International Journal of Wildland Fire*, 18: 165-175.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF06065>
- Vélez R., 2000 – *La Defensa Contra Incendios Forestales*. Fundamentos y Experiencias. McGraw Hill, Madrid.
- Velez R., 2009 – *Los factores causantes: la fuerzas y cambios sociales y economicos*. In: *Convivir con los incendios forestales: Lo que nos revela la ciencia*. Y. Birot (ed.) EFI Discussion Paper, 2009.
- Xanthopoulos G., Caballero D., Galante M., Alexandrian D., Rigolot E., Marzano R., 2006 – *Forest Fuels Management in Europe*. In: *Proceedings of the Conference on "Fuels Management-How to Measure Success"*. Andrews P.L. and Butler B.W. (Eds.), March 28-30, 2006, Portland, Oregon, USA. USDA Forest Services, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado. RMRS-P-41: 29-46.
- Xanthopoulos G., Calfapietra C., Fernandes P., 2012 – *Fire hazard and flammability of European forest types*. In: *Post-fire management and restoration of Southern European forests*. Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., De Las Heras G. (Eds.) - Springer, *Managing Forest Ecosystems*, 24: 79-92.
- Zald H.S.J., Graya A.N., North M., Kern R.A., 2008 – *Initial tree regeneration responses to fire and thinning treatments in a Sierra Nevada mixed-conifer forest, USA*. *Forest Ecology and Management*, 256: 168-179.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.022>.

FUEL MODELS FOR MEDITERRANEAN WILDLAND-URBAN INTERFACES IN SOUTHERN ITALY

Mario Elia¹, Raffaele Laforteza¹, Raffaella Lovreglio², Giovanni Sanesi¹

¹Department of Agricultural and Environmental Sciences, University of Bari "A. Moro", Bari, Italy; mario.elia@uniba.it; raffaele.laforteza@uniba.it

²Department of Agriculture, University of Sassari, Nuoro Italy

Over the last decades, wildfire management programs have become an emerging issue in wildland-urban interfaces (WUIs) across the Mediterranean landscapes of Europe. Fuels can be aptly reduced to limit wildfire severity and consequently prevent damages. To this end, we have customized four fuel models for wildland-urban interfaces in southern Italy, starting from forest classes of land-cover use and using a hierarchical clustering approach. Furthermore, we assessed a prediction of the potential fire behavior of our customized fuel models using FlamMap 5 under different extreme weather conditions (85th and 95th percentiles). The simulated potential fire behavior for each fuel model in the study included surface rate of spread, fireline intensity, flame length, and heat per unit area. The results suggest that fuel model IIP (Mediterranean maquis) has the most severe fire potential for the 95th percentile weather conditions and the least severe potential fire behavior for the 85th percentile weather conditions. This achievement has broad implications for land managers, particularly forest managers of the Mediterranean landscape, an ecosystem that is susceptible to wildfires and, at the same time, to the increasing human population and man-made infrastructures. Therefore, this study will be of great practical significance in Mediterranean Basin and it will corroborate prior research and future analysis in this field since our fuel models are more adapted to local conditions than those developed by Anderson (1982) and Scott and Burgan (2005) often used in similar researches.

Keywords: fuel model, fuel treatment, landscape management, wildland-urban interface (WUI), wildland fire.

Parole chiave: modello di combustibile, gestione selvicolturale, interfaccia urbano-foresta (WUI), incendi forestali.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-me-fue>

1. Introduction

Over the last few decades, the massive agricultural abandonment of rural lands and the reduced pressure on the use of forests and pastures have determined a pronounced woodland and shrubland re-colonization in many areas. These new landscape conditions, together with the increase in of the wildland-urban interface, have led to increasing wildfire hazard in many countries under Mediterranean environments (Moreira *et al.*, 2011).

The territory-scale approach of integrated fire management is the "fire smart management of forest landscapes" (Fernandes, 2013) which aims to control the fire regime by intervening on vegetation (fuel) to foster more fire-resistant (less flammable) and/or fire-resilient environments. It is an improvement of the "fire safe forest" concept (Agee and Lolley, 2006) based, at stand scale, on fuel conditions that limit surface fireline intensity.

To this end, site-specific information concerning fuel load characteristics (e.g., canopy cover, forest stand structure, loading, etc.) and their effects on wildfire behavior across WUIs are needed to support wildfire management interventions and programs (Brown *et al.*, 1981; Burgan, 1987; Keane *et al.*, 2001; Reich *et al.*, 2004; Piñol *et al.*, 2007; Miller *et al.*, 2009).

A variety of studies have described the physical characteristics of fuels across different regions worldwide (Dimitrakopoulos, 2002; Dymond *et al.* 2004; Riccardi *et al.*, 2007; Cheyette *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2011) and classified forest fuels into fuel models defined as "a mathematical representation of surface fuels and a complete set of fuel inputs for mathematical fire behavior spread models" (Rothermel, 1972; Deeming *et al.*, 1978).

These studies have developed different standard fuel model systems. Dimitrakopoulos (2002) developed the PROMETHEUS system starting from various vegetation types of Mediterranean ecosystems in Greece. Dymond *et al.* (2004) provided a template of fuel characteristics from fuel classification systems in Indonesia and gathered data from the literature and the field. Eight fuel models were identified and then used to assess fire behaviour and guide fuel management. Other examples of fuel model systems are those developed by Scott and Burgan (2005) and by Ottmar *et al.* (2007) (Fuel Characteristic Classification System, FCCS), which are often used to describe fuels and assess fire behavior. However, most of these models are site-specific and cannot be easily generalized in other regions and/or landscape contexts (e.g. WUI). In particular, there is still

a lack of knowledge on forest fuel models in southern Europe despite the fact that the extent of wildfires has increased dramatically over the past few years (San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2013).

We propose customized fuel models that are specific for wildland-urban interfaces (WUIs) in the Mediterranean landscape of Europe. We developed these fuel models by focusing on WUIs located in the Apulia region (southern Italy). We assessed the potential fire behavior of our customized fuel models under different weather conditions, using FlamMap 5 (Fire Behavior Mapping and Analysis Program, Finney 2006). Classifying forest fuels into customized fuel models is an essential step in assessing fire behavior and hazard in WUIs, especially in the context of a broader wildfire management risk analysis (Spyratos *et al.*, 2007; Lutes *et al.*, 2009; Verde and Zêzere, 2010; Gorte and Bracmort, 2012).

2. Material and methods

2.1 Study area

The Apulia region is the easternmost region in Italy and is located at a latitude of 39°50'–41°50' N and a longitude of 15°50'–18°50' E (Fig 1). Its climate is characterized by mild rainy winters, dry hot summers, and a remarkable water deficit from June until September. The vegetation in Apulia is affected by both physical factors and a long history of human pressures (e.g., fires, grazing, urbanization, agriculture) as is also in the rest of the south Italy. Woodlands and forests in Apulia are mainly represented (52%) by *Quercus ilex* L., *Q. pubescens* Willd., *Q. cerris* L., and *Q. coccifera* L. Pine plantations of *Pinus halepensis* L. and *P. pinea* L. (10%) are present mainly along the coast and cover most of the Ionian arc in the South-West. The Mediterranean maquis occupies 31% of woodlands (*Phillyrea* spp., *Ruscus aculeatus* L., *Pistacia lentiscus* L., *Asparagus acutifolius* L., *Cistus monspeliensis* L., *C. incanus* L., *C. salvifolius* L., *Fraxinus ornus* L., *Prunus spinosa* L., and *Paliurus spinachristi* Mill.).

2.2 Field inventory protocol

To characterize the landscape of the study area, we employed vectorized land-cover data collected by the regional government (<http://www.sit.puglia.it>) on a scale of 1:50,000. The most detailed level of these land-cover data defines the landscape according to 62 classes. Forest-cover layers were extracted, and for each forest-cover class (i.e., maquis, conifer, broad-leaved, and mixed forest) field data were collected. The proportion of forest-cover types was estimated within 300-m buffers (WUI) from the nearest urban areas.

According to this estimation, we selected the first 20 municipalities of the Apulia region, since they hold 60% of the entire amount of WUI forest cover in the region. Sampling of fuels was conducted in-field according to the method by Brown *et al.* (1981) with some modifications to render it more suitable to the area landscape under investigation. Firstly, the procedure identified the sampling area using a global positioning system (GPS) and took into account the sensitivity and error (5–15 meters) of GPS. A total of 72 plots (13-m radius) were

randomly located and sampled in September 2013 and the field inventory protocol is illustrated in figure 2.

2.3 Data sampling

The fuel characteristics and loadings were collected according to the fire model input requirements. Live canopy fuel data were collected on the 13-m radius plot: data include diameter at breast height (cm), canopy height (m), canopy base height (m), and number of trees per hectare (Fig. 2). We used the Vertex IV hypsometer for measuring canopy height (m) and canopy base height (m), whereas canopy cover was visually estimated with reference tables and recorded in percentage categories from 10% to 100% in steps of 10. By using these measures we estimated the average canopy height and average canopy base height for each plot. Further, the average canopy bulk density for each plot was estimated using the equations developed by Cruz *et al.* (2003).

Shrub parameters were estimated on the two (1 m radius) subplots, and fuel loadings in each subplot were calculated using equations developed by the U.S. Fish & Wildlife Service (AA.VV., 1992) and in the “Fire Paradox” Project (AA. VV., 2008).

From the rectangular subplots a sample of cut grass and litter was obtained. The contents of the sealed bags were brought to the laboratory and placed in an oven. In this manner, it was possible to evaluate the dry mass of the herbaceous component and litter present on each of the four surfaces delineated by the plots during the in-field procedure.

We also calculated the fuel loadings and surface area-to-volume ratio (SA/V) employing the methods and equations developed by the U.S. Fish & Wildlife Service (AA. VV., 1992) and in the “Fire Paradox” Project (AA. VV., 2008). The number of woody pieces on the ground that intersected the measuring tape were recorded on the data sheet and subdivided by time-lag class: the diameter, measured by the caliper at the point of intersection with the transept, discriminates the time-lag class in which each single piece falls. The pieces whose central axes did not coincide with the transept were not counted (quite a singular event), whereas for the transepts that intersected a curved piece in more than one point each intersection was counted, according to the method by Brown *et al.* (1981).

The 1-h time-lag fuels (0- to 0.65-cm diameter class) included needles, leaves, small twigs, cured herbaceous plants and fine dead stems of plants. The 10- and 100-h time-lag fuels (0.65- to 2.5- and 2.5- to 7.5-c diameter classes, respectively) were small- to medium-size branches and large branches.

3. Results

Hierarchical cluster analysis with relative Squared Euclidean distances and Ward's method was employed in order to develop customized fuel models by clustering all fuel plot parameters collected in the study area (Poulos *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2011) (Tab. 1).

This approach allows to classify fuel attributes, thus avoiding errors stemming from vegetation-type-based classification, and takes into account fuel parameter

variations caused by different agents such as logging, insects, disease, etc. It does not require determining the number of clusters in advance. The desired number of clusters can be achieved by 'cutting' the dendrogram at the level considered appropriate.

Despite these advantages the clustering approach could be sensitive to noise and outliers, especially if the data set is too large. Before running the cluster analysis we standardized the fuel parameters to z score to account for differences in means and variances.

Plots with similar fuel arrangements and topography were classified into different clusters according to our field knowledge; in fact, when automated classification ran counter to established field knowledge we manually reclassified the plots to the suitable clusters. Hierarchical cluster analysis was performed using the SPSS 20 statistical software package.

Following the analysis, each parameter of the fuel models represented the mean value of all the plots that were classified in the same cluster. The number of clusters ($N=172$) were determined according to the literature, since four main forest ecosystems in the Apulia region can be recognized (e.g. conifer, mixed-forest, broad-leaved and Mediterranean maquis). Therefore, we grouped four clusters to develop the four fuel models for the WUI. Non-parametric Kruskal-Wallis tests were employed to assay the significant differences of forest fuel parameters in the customized fuel models (Poulos, 2009; Wu *et al.*, 2011).

The potential fire behavior for each fuel model was simulated with FlamMap 5 (Fire Behavior Mapping and Analysis Program, Finney 2006). FlamMap 5 is a GIS-based model that describes potential fire behavior for constant environmental conditions (weather and fuel moisture) for each pixel within a certain landscape.

The main inputs for fire behavior simulation with FlamMap 5 were fuel models and their attributes (e.g. 1h, 10h, 100h fuels, 1h SA/V, live woody fuel load, live herbaceous fuel load, fuel moisture; see Tab. 2), terrain parameters (aspect, elevation, slope), and canopy cover. The simulated potential fire behavior for each fuel model included surface rate of spread (ROS, mmin^{-1}), fireline intensity (FLI, kWm^{-1}), flame length (FML, m), and heat per unit area (HUA kJm^{-2}).

To facilitate comparisons of the potential fire behavior of the customized fuel models we employed two weather and fuel moisture scenarios to represent the burning conditions in the Apulia region (Burgan and Rothermel, 1984; Andrews *et al.*, 2003).

We analyzed the frequency distribution of the extreme values of temperature, relative humidity and wind of the last 13 years (2000-2013 time period) in southern Italy and estimated the 95th and 85th percentiles (Tab. 1).

Four fuel models that differed significantly in forest fuel characteristics and local environmental conditions were identified across the Apulia region (Tab. 2-3). Figure 3 provides examples of fuel models in the WUI of Apulia where there is evidence of biomass accumulation (i.e., fuel load) due to lack of forest management. They do not correspond neither to the fuel models of Anderson (1982) nor to those of Scott and Burgan (2005).

In Table 4 we propose a qualitative comparison of our fuel models and some of the fuel models developed by Rothermel (Northern Fire Forest Laboratory, NFFL) and the ICONA project, which are frequently used in southern Europe. The difference between our fuel models and the others is more than evident. It suggests that there is a need to develop customized fuel models that are specific for WUIs in the Mediterranean landscapes of Europe.

Comparing fire behavior potential is essential to understand the flammability and combustibility of the four fuel models and the fire severity (Fig. 4). Using FlamMap 5, we computed ROS (m min^{-1}), FLI (kWm^{-1}), FML (m) and HUA (kJ m^{-2}) for each of the four fuel models of the Apulia region (Fig. 4). The fuel model IIIP (Mediterranean maquis) had the most severe potential fire behavior for the 95th percentile weather conditions and least severe potential fire behavior for the 85th percentile weather conditions. The significant values of ROS, FLI and FML were also affected by lack of canopy cover (5%). The absence of trees allowed the wind to push the fire without any resistance. Moreover, the absence of trees increased the evapotranspiration of understory layers (live herbaceous and woody fuels), which causes loss of humidity and increased ignition probability (Pyne *et al.*, 1996). Instead the fuel model IP had the highest severe potential fire behavior if compared to the other fuel models for the 85th percentile weather conditions.

These findings can be explained by the fact that the increased wind speed (up to 77 km/h for the 95th percentile weather conditions) mostly affected the fuel models with open canopy cover, such as fuel models IIP and IIIP (broad-leaved and Mediterranean maquis). Fuel model IIP recorded the second highest potential fire behavior; its primary carrier of fire was broad-leaved litter (1-h fuel load) and live woody fuel (Fig. 4). However, in forest conditions associated with fuel model IIP, high values of wind speed combined with high slope may actually cause higher ROS than predicted because of spotting caused by rolling and blowing leaves (Anderson, 1982).

Based on simulations, fuel model IVP presented the lowest ROS, FLI and FML values. Our findings suggested that fuel model IVP has the least severe fire potential compared to fuel model IP and the other two fuel models for both the 95th and 85th percentile weather conditions. In forest ecosystems of the Apulia region associated with fuel models IP and IVP, most wildfires are surface fires, but under severe hot and dry weather conditions crowning, spotting, and torching of individual trees may occur (Lovreglio *et al.*, 2010).

4. Discussion

Vegetation and fuel types in southern Europe are frequently assigned to the NFFL fuel model or to the ICONA (1990) classification system.

This is understandable given the existence of ready-to-use technology, gaps in knowledge and expertise, and because fuel models are usually employed to assess

possible or potential, rather than actual, fire situations (Fernandes *et al.*, 2006).

Therefore, customized fuel models should be developed to describe site-specific conditions (e.g., for fuel hazard mapping or for research purposes) and to investigate the effects of fuel management practices (Fernandes and Botelho, 2004), i.e. the most appropriate prevention silvicultural practices to be applied to mitigate the hazard (i.e., the probability of fire occurrence and the difficulty to extinguish it, based on the current vegetation characteristics).

Fuel treatments are a key factor to decreasing wildfire risk (Omi and Martinson, 2002): they target different fuel components in order to achieve both forest structures and fuel characteristics which are able to reduce the likelihood of fire spread.

Fuel treatments are mainly aimed at eliminating the vertical and horizontal continuity of fuels, in order to disrupt the vertical progression of fire (passage from surface fuels to ladder fuels to canopy fuels), and its horizontal progression, especially from crown to crown (Scott and Reinhardt, 2001; Graham *et al.*, 2004).

The range of possible treatments to modify forest fuels is rather wide, varying from pruning (Leone, 2002) to thinning, to mechanical thinning, to fuel mastication (Harrington, 2012) to prescribed fire (Leone *et al.*, 1999; Fernandes and Botelho, 2004; Molina *et al.*, 2010; Rego and Montiel, 2010; Ascoli *et al.*, 2012) to grazing (Hart, 2001; Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009; Ruiz-Mirazo, 2011; Mancilla-Leytón and Martín Vicente, 2012).

In our study case critical severity simulated fires suggest interventions to reduce the fuel load through targeted silvicultural treatments:

- fuel model IP: thinning (mainly high thinning), together with prescribed burning, play the most important role in the silvicultural prevention of wildfires
- fuel model IIP: conversion of abandoned coppice trees and use of pasture together prescribed grazing system.

- fuel model IIP: grazing is officially considered as a wildfire prevention tool in many countries such as Italy (article 3 of Law 47/1975, now repealed; many regional laws also include grazing by cattle, sheep and pig as appropriate preventive measures).

- fuel model IVP: thinning (mainly low thinning)the conifers to facilitate the process of re-naturalization of deciduous.

5. Conclusion

Programs for the assessment of fuel loads and characteristics at landscape scale represent an essential step in effective wildfire management.

Our study represents an appropriate starting point for fuel model development in the Mediterranean basin. We have identified four forest fuel models in southern Italy (Apulia region) by classifying fuel parameters using a hierarchical cluster analysis. Additionally, we have simulated the potential fire behavior of the fuel models using FlamMap 5. Employing detailed information about fuel models ad hoc and their fire behavior across the WUI landscape may contribute to fuel management decision-making processes in the context of a broader wildfire management risk analysis (Gorte and Bracmort, 2012). Although the aim of this study is to provide customized fuel models for Mediterranean WUIs in southern Italy, some specific limitations must be taken into consideration.

The number of sample plots was restricted in quantity due to wildland characteristics within urban interfaces in the Apulia region, where forested areas are rather small and fragmented. In addition, the study will corroborate prior research and future analyses in this field, since our fuel models are more adapted to local conditions than those developed by Rothermel (NFFL) and ICONA, which are often used in similar research. As for any modelling approach, however, further analyses are warranted.

Table 1. 95th and 85th percentile weather conditions used for fire behavior simulations.

<i>Weather conditions</i>	<i>95th percentile</i>	<i>85th percentile</i>
1-h moisture content (%)	3	4
10-h moisture content (%)	4	5
100-h moisture content (%)	5	6
Live herbaceous fuel moisture content (%)	40	57
Live shrub fuel moisture content (%)	70	87
Minimum temperature (°C)	20	19,1
Maximum temperature (°C)	40,7	40
Minumuim humidity (%)	23,6	29
Maximum humidity (%)	83,5	82
Maximum wind speed (km/h)	76,6	50,2
Precipitation (mm)	0	0

Table 2. Main features of the models of fuels identified.

<i>Fuel model IP</i>	<i>Fuel model IIP</i>	<i>Fuel model IIIP</i>	<i>Fuel model IVP</i>
Representative of coniferous forests characterized by heavily branched <i>P. halepensis</i> , <i>P. pinaster</i> , and <i>P. pinea</i> . Large amount of fuel loading in the dead woody fuel class (18.58 Mg/ha) with the highest value for 1-h fuel load (15.67 Mg/ha). Lowest fuel loading in the live woody fuel class with relatively low values of live herbaceous fuel load (up to 0.71 Mg/ha).	Representative of broad-leaved forests mainly dominated by <i>Q. ilex</i> and <i>Q. pubescens</i> . Highest value of woody fuel load (9.04 Mg/ha), most likely due to a slow transition process to Mediterranean maquis. Low presence of grassland, 0.77 Mg/ha)	Representative of the Mediterranean maquis. Showed the highest value of live fuel load (10.44 Mg/ha) due to the rich biodiversity of species including <i>P. lentiscus</i> (L.), <i>P. terebinthus</i> (L.), <i>Rosa canina</i> (L.), <i>Crataegus monogyna</i> (Jacq.), <i>Phillyrea</i> spp., <i>Rhamnus alaternus</i> (L.), <i>Erica arborea</i> (L.), <i>Rubus ulmifolius</i> Schott.), <i>Smilax aspera</i> (L.), <i>Calycotome spinosa</i> (L.) and <i>Arbutus unedo</i> (L.). Abundant presence of live herbaceous fuel load (6.34 Mg/ha) together with low canopy cover (5%).	Presented the highest value in dead fuel load classes (25.37 Mg/ha) with the largest amount of both 10-h and 100-h fuel load (5 and 6.06 Mg/ha, respectively). As for fuel model IP, model IVP was characterized by dense and closed canopy cover (92%) and a high value of fuel bed depth (up to 60 cm)

Table 3. Customized fuel models and their characteristics: Mean values (\pm SE).

<i>Forest fuel characteristics</i>	<i>Fuel model</i>			
	<i>IP</i>	<i>IIP</i>	<i>IIIP</i>	<i>IVP</i>
Dead fuel load (Mg/ha)	18,58	13,5	9,08	25,37
- 1-h **	15,67 \pm 0,79	11,54 \pm 0,78	8,46 \pm 0,86	14,31 \pm 1,15
- 10-h **	2,20 \pm 0,30	1,66 \pm 0,34	0,51 \pm 0,18	5,00 \pm 0,33
- 100-h **	0,71 \pm 0,20	0,30 \pm 0,12	0,11 \pm 0,07	6,06 \pm 1,14
Live fuel load (Mg/ha)	4,39	9,81	10,44	5,97
- Herbaceous**	0,71 \pm 0,32	0,77 \pm 0,32	6,34 \pm 1,10	0,46 \pm 0,46
- Woody*	3,68 \pm 0,89	9,04 \pm 1,78	4,10 \pm 1,18	5,51 \pm 1,55
1-h SA/V**	5278,61 \pm 166,32	4165,51 \pm 359,64	2256,80 \pm 133,59	4457,21 \pm 463,36
Fuel bed depth (cm)*	41,21 \pm 4,99	53,62 \pm 3,21	50,80 \pm 4,18	59,06 \pm 4,57
Canopy cover (%)**	93 \pm 2,20	59 \pm 6,36	5 \pm 3,90	92 \pm 1,83
Canopy Height (m)**	13,03 \pm 0,72	3,13 \pm 0,89	0,00 \pm 0,00	8,27 \pm 1,51
Canopy Base Height (m)**	6,13 \pm 0,46	1,37 \pm 0,42	0,00 \pm 0,00	3,79 \pm 0,77
Canopy Bulk Density Kg/m ³ **	0,05 \pm 0,01	0,01 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,03 \pm 0,01
Slope (%)**	5,90 \pm 1,37	11,29 \pm 1,58	3,04 \pm 0,99	10,68 \pm 3,11
Aspect (°)	98,59 \pm 15,10	155,87 \pm 17,89	95,32 \pm 31,98	104,06 \pm 20,69
Elevation (m)*	139,96 \pm 38,62	201,04 \pm 30,20	74,92 \pm 29,29	235,22 \pm 89,88

Asterisks indicate significant differences between fuel models according to the Kruskal–Wallis test, with * indicating significance at the $P < 0.05$, ** indicating significance at the $P < 0.01$.

SA/V Surface area to volume ratio.

Table 4. A qualitative comparison between our fuel models and the corresponding fuel models developed by Rothermel (NEFL) and by the ICONA.

		<i>Fuel model</i>							
		<i>7</i>	<i>IP</i>	<i>10</i>	<i>IIP</i>	<i>4</i>	<i>IIIP</i>	<i>7</i>	<i>IVP</i>
Rothermel-Albini (NEFL)	1 h (Mg/ha)	2,7	15,6	6,4	11,5	12,4	8,5	2,7	14,3
	10 h (Mg/ha)	4,7	2,2	5,5	1,6	9,9	0,5	4,7	5
	100 h (Mg/ha)	3,7	0,7	11,1	0,3	4,5	0,1	3,7	6
	Live (Mg/ha)	0,3	4,4	4,5	9,8	12,4	5,9	0,3	6
ICONA	1 h (Mg/ha)	2,5	15,6	6,7	11,5	11,2	8,5	2,5	14,3
	10 h (Mg/ha)	4,2	2,2	4,5	1,6	9	0,5	4,2	5
	100 h (Mg/ha)	3,4	0,7	11,2	0,3	4,5	0,1	3,4	6
	Live (Mg/ha)	0,8	4,4	4,5	9,8	11,2	5,9	0,8	6

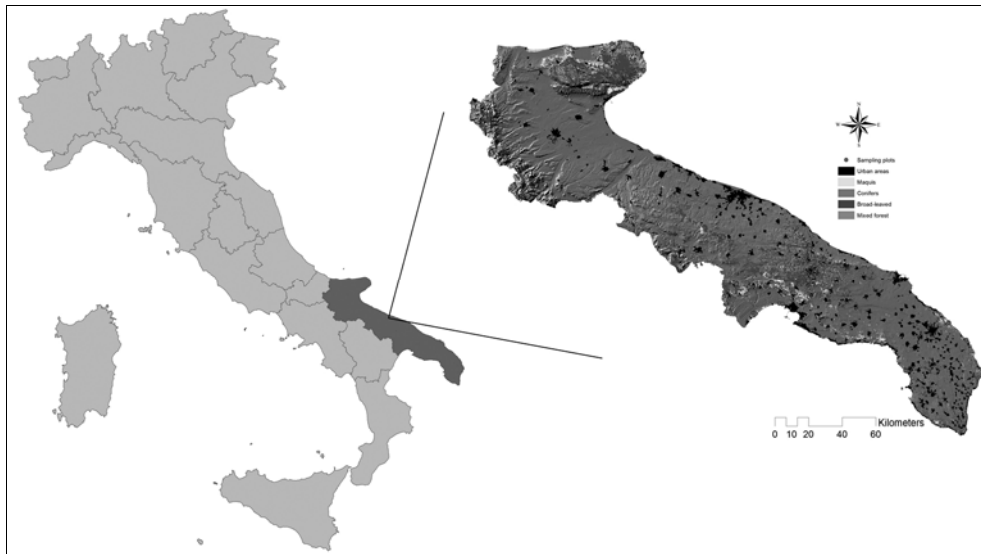


Figure 1. Map of the Apulia region in southern Italy. The position of 72 sample plots across the region is shown.

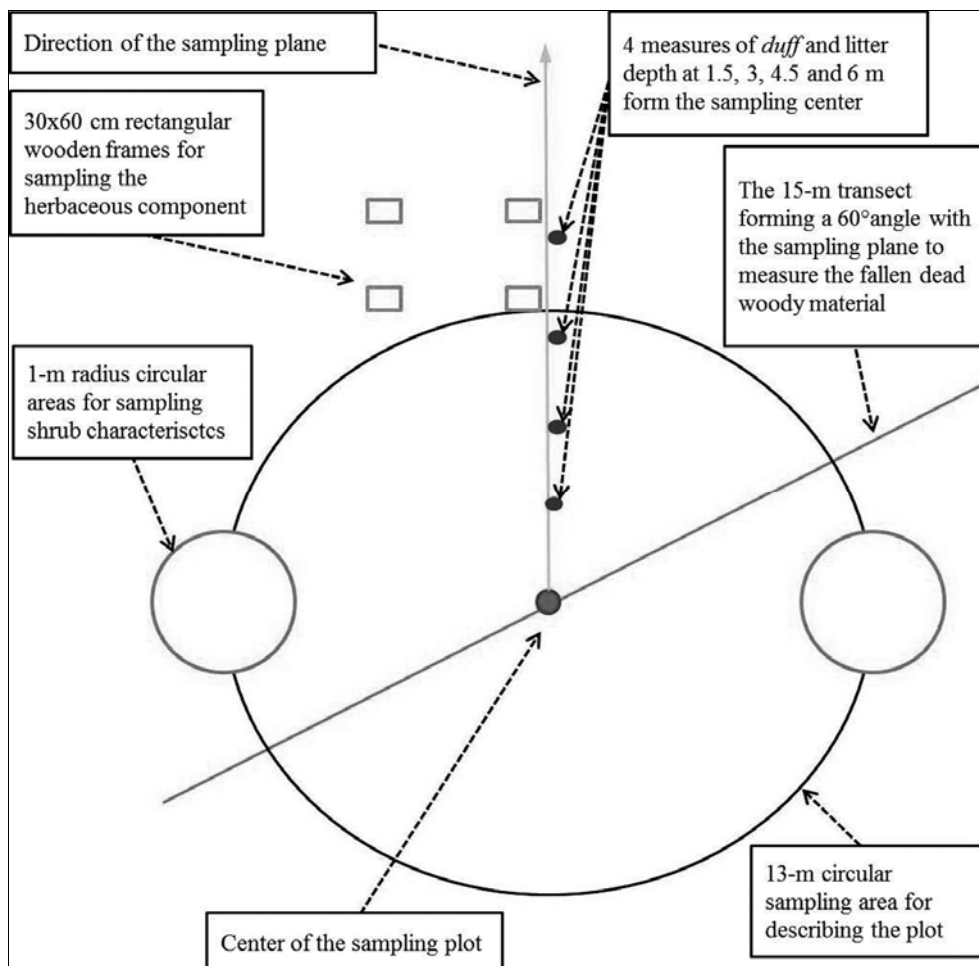


Figure 2. The field inventory plot is illustrated. Crown parameters were measured in the 13-m radius plot; 1-m radius circular areas were used for sampling woody shrubs characteristics; herbaceous and litter loadings were estimated within 30x60-cm rectangular frames; four measurements of duff and litter depth were taken at different distances from the center of the sampling plot; and fallen dead woody material was sampled along the 15-m transect.



Figure 3. Examples of fuel model types observed in the study area: (a) Fuel model IP, (b) Fuel model IIP, (c) Fuel model IIIP, and (d) Fuel model IVP. Biomass accumulation is evident due to lack of forest management.

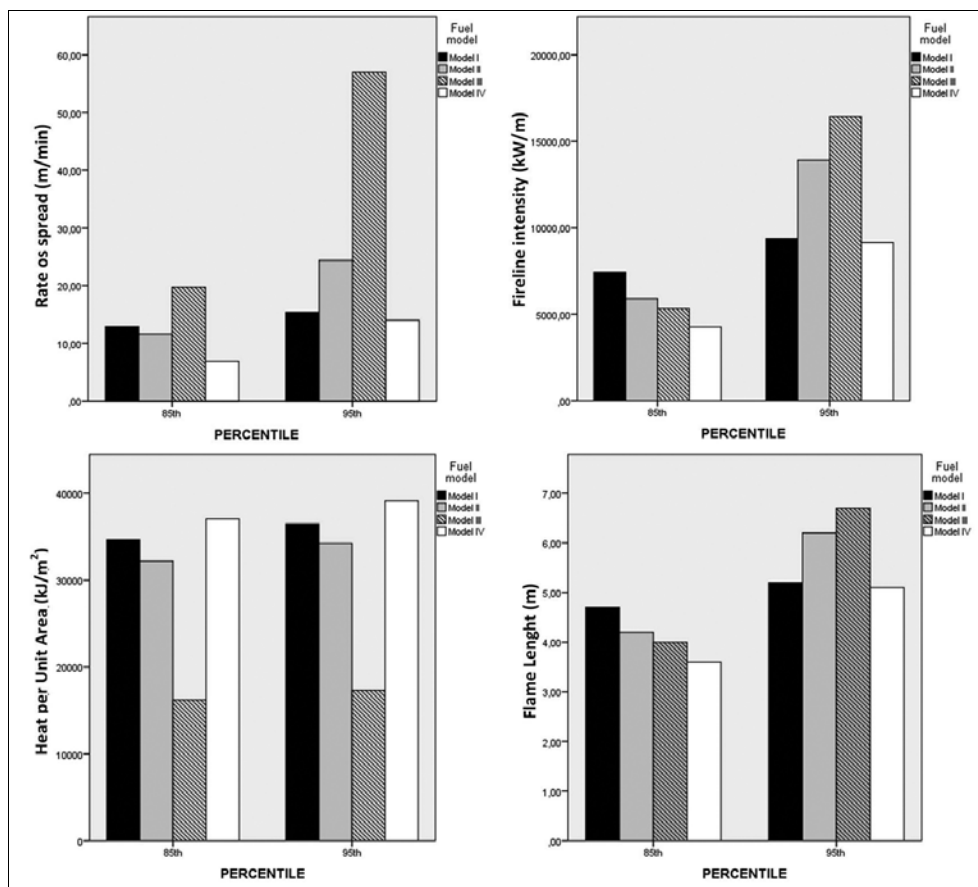


Figure 4. ROS (m min^{-1}) (a), FLI (kWm^{-1}) (b), HUA (kJ m^{-2}) (c) and FML (m) (d) were computed for each of the four fuel models in the WUI landscape of the Apulia region under the 95th and 85th percentile weather conditions.

RIASSUNTO

Modelli di combustibile ad hoc per le aree di interfaccia urbano-foresta del sud Italia

La gestione integrata dei combustibili al fine di ridurre il rischio di incendi gioca un ruolo chiave soprattutto in aree densamente popolate poste in prossimità di territori forestali: le cosiddette aree di interfaccia urbano-foresta (wildland-urban interface, WUI). Il combustibile vegetale può essere opportunamente modificato per ridurre la probabilità di propagazione, contenere la severità degli incendi e prevenire danni a cose e persone. Lo studio ha previsto lo sviluppo di quattro modelli di combustibile ad hoc per le aree di interfaccia urbano-foresta del sud Italia (Puglia), utilizzando un approccio di “clustering” gerarchico che consente di raggruppare le caratteristiche del combustibile presente in specifici modelli per un dato paesaggio. Utilizzando FlamMap 5 è stato simulato il comportamento del fuoco potenziale in due differenti scenari climatici (85esimo e 95esimo percentile) per la stima della velocità del fronte di fiamma (ROS), intensità lineare (FLI), lunghezza del fronte di fiamma (FML) e calore per unità di superficie (HUA). I risultati hanno suggerito che il modello di combustibile IIP (macchia mediterranea), presenta i valori più alti di ROS e FLI nel caso dello scenario al 95esimo percentile e valori leggermente meno elevati nel caso dello scenario all'85esimo percentile delle condizioni climatiche. Lo studio suggerisce possibili indicazioni di gestione del territorio forestale mediterraneo, molto suscettibile agli incendi boschivi e caratterizzato da un crescente processo di urbanizzazione in ambito di WUI. I modelli di combustibile, sviluppati ad hoc si adattano meglio agli ecosistemi forestali mediterranei rispetto a quelli standard spesso usati in ricerche analoghe.

BIBLIOGRAPHY

- AA. VV., 1992 – *Fuel and Fire Effects Monitoring Guide*. U.S. Fish & Wildlife Service, pp.674.
- AA. VV., 2008 – *Review of fuel description methods*. Deliverable D3.4-2 of the Integrated Project “Fire Paradox”, Project no. FP6-018505, European Commission, pp. 57.
- Agee J.K., Lolley M.R., 2006 – *Thinning and prescribed fire effects on fuels and potential fire behaviour in an eastern Cascades Forest, Washington, USA*. Fire Ecology, 2: 3-19.
<http://dx.doi.org/10.4996/fireecology.0202003>
- Anderson H.E., 1982 – *Aids to determining fuel models for estimating fire Anderson behavior*. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experimental Station, Gen. Tech. Rep. INT-122.
- Andrews P.L., Loftsgaarden D.O., Bradshaw L.S., 2003 – *Evaluation of fire danger rating indexes using logistic regression and percentile analysis*. International Journal of Wildland Fire, 12: 213-226.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF02059>
- Ascoli D., Catalanotti A., Valse E., Cabiddu S., Delogu G., Driussi M., Esposito A., Leone V., Lovreglio R., Marchi E., Mazzoleni S., Rutigliano F.A., Strumia S., Bovio G., 2012 – *Esperienze di fuoco prescritto in Italia: un approccio integrato per la prevenzione degli incendi boschivi*. Forest@- Journal of Silviculture & Forest Ecology, 9 (1): 20-38.
- Biot Y., 2009 – *Living with wildfires: What science can tell us*. EFI Discussion paper 15/2009. European Forest Institute, Joensuu, Finland.
- Brown J.K., Oberheu R.D., Johnston C.M., 1981 – *Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the Interior West*. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experimental Station, Gen. Tech. Rep. INT-129.
- Burgan R.E., 1987 – *Concepts and interpreted examples in advanced fuel modeling*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. INT-238.
- Burgan R.E., Rothermel R.C., 1984 – *BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system-FUEL subsystem*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. INT-167
- Cheyette D., Rupp S.T., Rodman S., 2008 – *Developing Fire Behavior Fuel Models for the Wildland-Urban Interface in Anchorage, Alaska*. West J Appl For., 23: 149-155.
- Cruz M.G., Alexander M.E., Wakimoto R.H., 2003 – *Assessing canopy fuel stratum characteristics in crown fire prone fuel types of western North America*. International Journal of Wildland Fire, 12: 39-50.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF02024>
- Deeming J.E., Burgan R.E., Cohen J.D., 1978 – *The National Fire-Danger Rating System*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. INT-39.
- Dimitrakopoulos A.P., 2002 – *Mediterranean fuel models and potential fire behavior in Greece*. International Journal of Wildland Fire, 11: 127-130.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF02018>
- Dymond C.C., Roswintarti O., Brady M., 2004 – *Characterizing and mapping fuels for Malaysia and western Indonesia*. International Journal of Wildland Fire, 13: 323-334.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF03077>
- Fernandes P.M., Botelho H.S., 2003 – *A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction*. International Journal of Wildland Fire, 12: 117-128.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF02042>
- Fernandes P., Botelho H., 2004 – *Analysis of the prescribed burning practice in the pine forest of north-western Portugal*. Journal of Environmental Management, 70: 15-26.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.10.001>
- Fernandes P., Luz A., Loureiro C., Ferreira-Godinho P., Botelho H., 2006 – *Fuel modelling and fire hazard assessment based on data from the Portuguese National Forest Inventory*. Forest Ecology and Management, 234S-S229.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.256>
- Fernandes P.M., 2013 – *Fire smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global*

- change. *Landscape and Urban Planning*, 110: 175-182.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.014>
- Gorte R.W., Braemort K., 2012 – *Wildfire protection in the wildland-urban interface*. CRS Report for Congress, Congressional Research Service, January 23, 2012
- Graham R.T., McCaffrey S.M., Jain T.B., 2004 – *Science basis for changing forest structure to modify wildfire behavior and severity*. General Technical Report RMRS-GTR-120. Fort Collins, Colorado: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp. 43.
- Hart S.P., 2001 – *Recent Perspectives in Using Goats for Vegetation Management in the USA*. *J. Dairy Sci.*, 84 (E. Suppl.): 170-176.
<http://www.uky.edu/Ag/AnimalSciences/goats/pubs/s.hart%20overview%20veg.%20management.pdf> accessed 11.27. 2012
- Harrington T.B., 2012 – *Silvicultural Basis for Thinning Southern Pines: Concepts and Expected Responses*. Georgia Forestry Commission.
<http://www.gfc.state.ga.us/resources/publications/SilviculturalApproaches.pdf> accessed 11.29. 2012
- ICONA, 1987 e 1990 – *Clave fotografica para la identificación de modelos de combustible*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), Área de Defensa contra Incendios Forestales, Madrid. Vol. 2.
- Keane R.E., Burgan R., Van Wagendonk J., 2001 – *Mapping wildland fuels for fire management across multiple scales: integrating remote sensing, GIS, and biophysical modeling*. *International Journal of Wildland Fire*, 10: 301-319.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF01028>
- Leone V., Signorile A., Gouma V., Pangas N., Chronopoulou-Sereli A., 1999 – *Obstacles in prescribed fire use in Mediterranean countries: early remarks and results of the Fire Torch project*. In: Proceedings of the “DELFI International Symposium. Forest Fires: Needs and Innovations”. Athens (Greece), Nov. 18-19 1999: pp. 132-136.
- Leone V., 2002 – *Forest management: pre and post fire practices*. In: *Fire, Landscape and Biodiversity: An Appraisal of the Effects and Effectiveness*. Pardini, G., Pintó, J. (Eds.). Diversitas, Universitat de Girona, pp. 117-141.
- Lovreglio R., Leone V., Giaquinto P., Notarnicola A., 2010 – *Wildfire cause analysis: four case-studies in southern Italy*. *iForest*, 3: 8-15.
- Lutes D.C., Keane R.E., Caratti J.F., 2009 – *A surface fuel classification For estimating fire effects*. *International Journal of Wildland Fire*, 18: 802-814.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF08062>
- Mancilla-Leytón J.M., Martín Vicente A., 2012 – *Biological fire prevention method: Evaluating the effects of goat grazing on the fire-prone Mediterranean scrub*. *Forest Systems*, 21(2): 199-204.
<http://revistas.inia.es/index.php/fs/article/download/2289/1679> accessed 11.28.2012
- Miller J.D., Safford H.D., Crimmins M., Thode A.E., 2009 – *Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA*. *Ecosystems*, 12: 16-32.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-008-9201-9>
- Molina D., Castellnou M., García-Marco D., Salgueiro A., 2010 – *Improving fire management success through fire behaviour specialists*. In: *Towards Integrated Fire Management Outcomes of the European Project Fire Paradox* (Silva JS, Rego F, Fernandes P, Rigolot E eds). Research Report 23, European Forest Institute, Joensuu, Finland, pp. 105-119.
http://www.efi.int/portal/virtual_library/publications/research_reports/23 accessed 11.27.2012
- Moreira F., Viedma O., Arianoutsou M., Curt T., Koutsias N., Rigolot E., Barbati A., Corona P., Vaz P., Xanthopoulos G., Mouillot F., Bilgili E., 2011 – *Landscape-wildfire interaction in southern Europe: Implications for landscape management*. *Journal of Environmental Management*, 92: 2389-2402.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.028>
- Omi P.N., Martinson E.J., 2002 – *Effects of fuels treatment on wildfire severity*. Final report submitted to the Joint Fire Science Program Governing Board. March 25, 2002. Western Forest Fire Research Center, Colorado State University. Fort Collins, CO.
<http://www.ntc.blm.gov/krc/uploads/399/Effects%20of%20Fuels%20Treatment%20on%20Wildfire%20Severity.pdf>. (Last accessed 11.27. 2012).
- Ottmar R.D., Sandberg D.V., Riccardi C.L., Prichard S.J., 2007 – *An overview of the fuel characteristic classification system-quantifying, classifying, and creating fuelbeds for resource planning*. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 2383-2393.
<http://dx.doi.org/10.1139/X07-077>
- Piñol J., Castellnou M., Beven K.J., 2007 – *Conditioning uncertainty in ecological models: Assessing the impact of fire management strategies*. *Ecological Modelling*, 207: 34-44.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.020>
- Poulos H.M., 2009 – *Mapping fuels in the Chihuahuan Desert borderlands using remote sensing, geographic information systems, and biophysical modeling*. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 1917-1927.
<http://dx.doi.org/10.1139/X09-100>
- Poulos H.M., Camp A.E., Gatewood R.G., Loomis L., 2007 – *A hierarchical approach for scaling forest inventory and fuels data from local to landscape scales in the Davis Mountains, Texas, USA*. *Forest Ecology and Management*, 244: 1-15.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.033>
- Pyne S.J., Andrews P.L., Laven R.D., 1996 – *Introduction to wildland fire*. 2nd edn. Wiley, New York
- Rego F., Montiel C., 2010 – *Lessons Learned and the Way Ahead*. In: *Best practices of fire use - prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-study regions in Europe*. In: Research Report 24. European Forest Research Institute. Montiel C, Krauss D eds. Joensuu, Finland, pp. 165-169.
http://www.efi.int/portal/virtual_library/publications/research_reports/24/ accessed 11.27. 2012
- Reich R.M., Lundquist J.E., Bravo V.A., 2004 – *Spatial models for estimating fuel loads in the Black Hills, South Dakota, USA*. *Int J Wildland Fire*, 13:119-129.

- Riccardi C.L., Ottmar R.D., Sandberg D.V., Andreu A., Elman E., Kopper K., Long J., 2007 – *The fuelbed: a key element of the fuel characteristic classification system*. Canadian Journal of Forest Research, 37: 2394-2412. <http://dx.doi.org/10.1139/X07-143>
- Rothermel R.C., 1972 – *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels*. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experimental Station, Gen. Tech. Rep. INT-115
- Ruiz-Mirazo J., Robles A.B., González-Rebollar J.L., 2009 – *Pastoralism in natural parks of Andalucía (Spain): a tool for fire prevention and the naturalization of ecosystems*. In: Changes in sheep and goat farming systems at the beginning of the 21st century. Pacheco F. and Morand-Fehr P. (Eds.). Zaragoza. Options Méditerranéennes, Série A, Séminaires Méditerranéens 91: 141-14. http://digital.csic.es/bitstream/10261/42929/1/OPTION_S_pontedelima_descargado.pdf accessed 11.27. 2012
- Ruiz-Mirazo J., 2011 – *Environmental benefits of extensive livestock farming: wildfire prevention and beyond*. Options Méditerranéennes, 100: 75-82. <http://ressources.ciheam.org/om/pdf/a100/00801486.pdf> (Last accessed 11.29. 2012).
- San-Miguel-Ayanz J., Moreno J.M., Camia A., 2013 – *Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives*. Forest Ecology and Management, 294:11-22.
- Scott J.H., Reinhardt E.D., 2001 – *Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior*. USDA Forest Service Rocky Mountain Research Station Research Paper RMRS-RP-29. Fort Collins, CO. <http://www.treesearch.fs.fed.us/pubs/4623> Accessed 11.27. 2012
- Scott J.H., Burgan R.E., 2005 – *Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-153. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Spyratos V., Bourgeron P.S., Ghil M., 2007 – *Development at the wildland-urban interface and the mitigation of forest-fire risk*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104: 14272-14276. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0704488104>
- Verde J.C., Zêzere J.L., 2010 – *Assessment and validation of wildfire susceptibility and hazard in Portugal*. Natural Hazards and Earth System Sciences, 10: 485-497. <http://dx.doi.org/10.5194/nhess-10-485-2010>
- Wu Z.W., He H.S., Chang Y., Liu Z.H., Chen H.W., 2011 – *Development of Customized Fire Behavior Fuel Models for Boreal Forests of Northeastern China*. Environmental Management, 48: 1148-1157. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-011-9707-3>

MODELLI DI RISCHIO DI INNESCO DI INCENDIO IN VALLE D'AOSTA: ANALISI DELLE INTERAZIONI TRA COMPONENTI NATURALI E ANTROPICHE PER L'OTTIMIZZAZIONE DEI MODELLI

Cristiano Foderi¹, Giorgio Vacchiano²

¹GESAAF, Università di Firenze, Firenze (Firenze); cristiano.foderi@unifi.it

²DISAFA, Università di Torino, Grugliasco (Torino)

In questo lavoro sono stati impiegati modelli di probabilità del rischio di innesco degli incendi basati su un algoritmo di massima entropia implementato nel *software* Maxent. Il modello di rischio è stato implementato per il territorio della Regione Autonoma Valle d'Aosta partendo da un archivio regionale di inneschi registrati dal 1995 al 2009. L'archivio è stato suddiviso in base alla stagione e alla tipologia di vegetazione interessata dagli inneschi; sono stati così analizzati separatamente 3 *dataset*: i) incendi invernali in bosco; ii) incendi invernali su prati-pascoli ed incolti; iii) incendi estivi. I predittori considerati per la caratterizzazione degli inneschi sono stati individuati tra quelli che descrivono la morfologia, il clima e l'uso del suolo nel territorio investigato. La componente antropica è stata considerata includendo tra i predittori la distanza del punto di innesco dagli edifici e dalla rete viaria. Inoltre, per indagare le relazioni esistenti tra il rischio di innesco e la realtà socio-economica del territorio, sono stati inseriti i dati relativi al numero di capi al pascolo e alla consistenza numerica delle aziende zootecniche con animali al pascolo, ricavati dal più recente censimento ISTAT dell'agricoltura (2010). Per limitare gli errori causati da multi-collinearità dei predittori ambientali è stata condotta una analisi delle componenti principali (PCA). I modelli sono stati prodotti utilizzando il 70% dei punti dei *dataset* e validati utilizzando il restante 30% come test indipendente, selezionato tramite *bootstrap* su 5 reiterazioni di calcolo per ciascun *dataset*. I predittori ambientali sono stati analizzati con una procedura di *Leave One Out* con il metodo *JRR* per misurare l'apporto delle singole variabili all'accuratezza modello.

Parole chiave: incendi boschivi, MaxEnt, modello di rischio, PCA, innesco.

Keywords: forest fire, MaxEnt, risk model, PCA, ignition.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cf-mod>

1. Introduzione

Gli incendi boschivi hanno sempre rappresentato un pericolo per le foreste della Valle d'Aosta ed è ancora vivo in molte persone il ricordo dei disastrosi eventi del 1965, del 1973 e del 1981. Nel 1989 sono stati contati circa 370 incendi e nel 1990 ne sono stati registrati 362, con una superficie bruciata che superava i 1200 ettari di territorio e una distruzione di soprassuolo boschivo di circa 150 ettari. I fattori predisponenti e determinanti che concorrono all'innesco degli incendi boschivi sono molteplici. Essi dipendono dalla morfologia del territorio, dal clima, dalle caratteristiche della vegetazione e dalle attività umane.

Lo studio ha interessato il territorio della Regione Autonoma Valle d'Aosta analizzando 15 anni di incendi e prendendo in considerazione gli strati informativi che meglio caratterizzano i fenomeni di innesco di incendio nei diversi periodi dell'anno.

2. Materiali e metodi

2.1 Dati di base e selezione dei dataset

L'archivio degli inneschi è stato estratto dalla banca dati geografica della Regione Autonoma Valle d'Aosta,

prendendo in esame gli eventi registrati dal gennaio 1995 al dicembre 2009, per un totale di 1077 incendi. Dalla analisi di frequenza degli inneschi, in relazione ai mesi dell'anno e alla tipologia di vegetazione prevalente interessata dagli incendi si è ritenuto opportuno, viste le finalità dello studio, suddividere l'archivio in 3 *dataset*. Sono stati così analizzati separatamente:

- i) 244 incendi estivi, registrati da maggio a settembre di ogni anno;
- ii) 305 incendi invernali in bosco, registrati da ottobre ad aprile di ogni anno sulle superfici a prevalente copertura forestale;
- iii) 507 incendi invernali su prati-pascoli ed incolti registrati da ottobre ad aprile di ogni anno sulle superfici in cui la copertura prevalente è costituita da prati e pascoli o aree a vegetazione incolta.

I predittori considerati per la caratterizzazione degli inneschi sono stati individuati tra quelli che descrivono la morfologia, il clima e l'uso del suolo nel territorio investigato e sono di seguito descritti.

Le variabili climatiche sono state ricavate dagli strati informativi disponibili dal sito worldclim :

(<http://www.worldclim.org>). La radiazione solare incidente è stata valutata attraverso il calcolo, in ambiente GIS, del *HeatLoad Index* (McCune e Keon, 2002). La

quota altimetrica è stata rappresentata attraverso il modello digitale di elevazione (DEM), dal quale è stato possibile calcolare le pendenze. Dal DEM è stato inoltre calcolato il *Southwestness index* (Franklin *et al.*, 2000) per valutare la propensione alla xericità del territorio. Lo strato informativo della vegetazione è stato ricavato dai dati riportati nel progetto *Corine Land Cover 2006* e attraverso il calcolo *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI)

La componente antropica è stata considerata includendo tra i predittori la distanza del punto di innesco dagli edifici e dalla rete viaria. Inoltre, per indagare le relazioni esistenti tra il rischio di innesco e la realtà socio-economica del territorio, sono stati inseriti i dati relativi al numero di capi al pascolo e alla consistenza numerica delle aziende zootecniche con animali al pascolo, ricavati dal più recente censimento ISTAT dell'agricoltura (2010). Il dato relativo alla consistenza numerica delle aziende, in rapporto al numero complessivo di capi di un territorio, rispecchia il livello di sfruttamento del territorio in termini di concentrazione del carico di pascolo: è noto infatti che situazioni di forte carico di pascolo comportano un contenimento della biomassa combustibile (Bovio e Marchi, 2010), limitando il rischio di incendi nel periodo invernale e svolgendo una funzione preventiva importante soprattutto nelle aree, sensibili al fuoco, boscate o limitrofe al bosco.

Tutti gli strati informativi descritti sono stati convertiti in formato raster con risoluzione a 500 m e sono riassunti nel seguente elenco:

- Temperatura media annuale (BIO1);
- Temperatura massima del mese più caldo (BIO5);
- Temperatura minima del mese più freddo (BIO6);
- Range annuale di temperature (BIO7);
- Temperatura media del trimestre più caldo (BIO10);
- Temperatura media del trimestre più freddo (BIO11);
- Precipitazioni annuali (BIO12);
- Precipitazioni del trimestre più caldo (BIO18);
- Modello digitale di elevazione del terreno (DEM);
- Distanza con strutture ed infrastrutture umane (DIST_INFR);
- *Heatload Index* (McCune and Keon, 2002);
- Aziende con animali al pascolo dal censimento dell'agricoltura ISTAT 2010 (N_FARMS);
- Numero di animali al pascolo dal censimento dell'agricoltura ISTAT 2010 (N_GRAZ_ANIMALS);
- *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI);
- Pendenza in gradi calcolata dal DEM (SLOPE);
- *Southwestness Index* calcolato come Coseno (esposizione - 225°), (Franklin *et al.*, 2000);
- Tipologia di vegetazione da *Corine Land Cover* (VEGETATION).

2.2 Analisi preliminare dei dataset e selezione delle variabili

Un ampio set di strati informativi legati ai predittori ambientali spesso sono intrinsecamente affetti da multi-collinearità, un problema statistico definito come un alto grado di correlazione tra covariate (Dormann, 2013). La multi-collinearità sorge, infatti, quando c'è un'elevata correlazione tra due o più variabili esplicative, che comporta come conseguenza il fatto che diano la

stessa informazione. In questa situazione il modello che verrà generato non dà la possibilità di interpretare ed attribuire un significato a ciascuna covariante. Per limitare gli errori causati da multi-collinearità dei predittori ambientali è stata condotta una analisi delle componenti principali (PCA).

Dai risultati delle PCA è stato possibile selezionare i predittori per ogni *dataset* sulla base dei punteggi di *loading*, registrati per le principali direttrici di covarianza, di ciascuna variabile.

2.3 Modellizzazione dei fenomeni di innesco

Per ciascun *dataset* è stato elaborato un modello utilizzando il programma Maxent (Phillips *et al.*, 2006), nella sua versione più recente (3.3.3.k).

Ciascun modello, prima confronta le informazioni ambientali disponibili per i punti di innesco con quelle disponibili per l'intero territorio (punti di *background*), poi, seguendo il principio di massima entropia, restituisce una distribuzione spaziale della probabilità di sviluppo di fenomeni simili sul territorio. L'algoritmo, individuando la distribuzione a entropia massima sotto le limitazioni imposte dai fattori ambientali, permette di ottimizzare le informazioni legate a ciò che si conosce, cioè i dati di presenza, evitando, al contempo, di produrre assunzioni circa ciò che non si conosce (Jaynes, 1990).

I modelli sono stati prodotti utilizzando il 70% dei punti dei *dataset* e validati utilizzando il restante 30% come test indipendente, selezionato tramite *bootstrap* su 5 iterazioni di calcolo per ciascun *dataset*.

2.4 Valutazione delle performance dei modelli

Per valutare le performance dei modelli è stato calcolato il valore dell'area sottesa alla curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), un metodo che è largamente impiegato per questi scopi (Fielding e Bell, 1997), e che ha il pregio di permettere confronti che non sono influenzati né dalle dimensioni del campione, né dal numero di fattori ambientali coinvolti.

La curva ROC (Fielding e Bell, 1997) è un indicatore della capacità di classificazione ottenibile da un modello predittivo della presenza di un fenomeno: in particolare, l'area (AUC) sottesa alla curva ROC (Fielding e Bell, 1997), che al massimo può assumere un valore pari a 1 (100%), indica la qualità del modello stesso.

Valori pari a 0,5 (50%) indicano un comportamento assolutamente casuale, valori di 0,6 (60%), ad esempio, indicano un modello che nel 40% dei casi effettua previsioni errate. L'analisi di questi valori, e la scelta di soglie efficienti, pur ponendo numerose difficoltà (Lobo *et al.*, 2008), permette di considerare efficienti i modelli il cui valore di AUC supera 0,8 (Manel *et al.*, 2001). I predittori ambientali sono stati analizzati con una procedura di *Leave One Out* con il metodo *Jackknife repeated replication* (JRR) (Quenouille, 1949) per misurare l'apporto delle singole variabili all'accuratezza modello.

Attraverso la procedura JRR è stato possibile ricalcolare le stime di AUC dei modelli escludendo di volta in volta un predittore ambientale. In questo modo si evidenzia quanto l'assenza di quel parametro incida sul comportamento del fenomeno indagato.

3. Risultati

Dalla analisi delle componenti principali (PCA) dei tre *dataset* emerge chiaramente la forte covariazione dei predittori considerati per la creazione dei modelli.

In particolare dai biplot in figura 1 si distinguono nettamente le direttrici di covariazione legate alle variabili climatiche e al DEM, così come è chiara la covariazione delle variabili utilizzate per indagare le relazioni esistenti tra il rischio di innesco e la realtà socio-economica del territorio legate alle attività di pascolo. Da queste considerazioni e in base ai punteggi di *Loadings* registrati dalla PCA sono state selezionate le variabili riassunte in tabella 1 e utilizzate per la produzione dei modelli di distribuzione di rischio per gli inneschi dei tre *dataset*. Di seguito sono riportati i risultati ottenuti per le tre condizioni analizzate in termini di attendibilità del modello (valore di AUC). Sono poi riportati i grafici dei risultati della procedura JRR per la valutazione del contributo delle singole variabili utilizzate per la creazione dei modelli.

Dal calcolo della AUC, a seguito della procedura JRR si evidenziano le diminuzioni registrate a seguito della esclusione di ogni variabile. Minore è il risultato registrato in corrispondenza della eliminazione di una variabile dal calcolo del modello, più questa variabile risulta informativa e quindi importante per la caratterizzazione e l'interpretazione di quel fenomeno.

3.1 Incendi estivi

L'elaborazione del modello per gli inneschi in incendi estivi ha registrato un valore di AUC di 0,83 come media dei valori registrati nelle cinque reiteratezioni di calcolo. I predittori che hanno fatto registrare la maggiore diminuzione in termini di AUC (Fig. 2) sono il *Southwestness Index*, il DEM e le precipitazioni nel trimestre più caldo (BIO18).

3.2 Incendi invernali su aree boscate

L'elaborazione del modello per gli inneschi in incendi invernali in aree a prevalente copertura forestale ha registrato un valore di AUC di 0,92 come media dei valori registrati nelle cinque reiteratezioni di calcolo.

I predittori che hanno fatto registrare la maggiore diminuzione in termini di AUC (Fig. 3) sono la tipologia di vegetazione e le temperature medie del trimestre più freddo (BIO11).

3.3 Incendi invernali su aree incolte e pascoli

L'elaborazione del modello per gli inneschi in incendi invernali in aree a pascolo sugli incolti ha registrato un valore di AUC di 0,895 come media dei valori registrati nelle cinque reiteratezioni di calcolo.

I predittori che hanno fatto registrare la maggiore diminuzione in termini di AUC (Fig. 4) sono la tipologia di vegetazione, la pendenza e le temperature minime del mese più freddo (BIO06).

Per quanto riguarda le variabili direttamente legate alle attività antropiche non si registrano decrementi particolarmente significativi in nessuna delle condizioni analizzate; di seguito sono riportati i grafici ROC, in figura 5, calcolati dalla procedura JRR per le sole variabili antropiche considerate escludendo tutte le altre.

4. Conclusioni

L'uso della PCA per selezionare i predittori ambientali ha permesso di generare modelli più facilmente interpretabili, con una accuratezza maggiore dell'80% in termini di valore di AUC. Nelle condizioni esaminate, la metodologia si è rivelata efficace nella valutazione dei fattori che influenzano maggiormente gli inneschi. Dall'analisi delle elaborazioni e delle rappresentazioni spaziali prodotte per i tre *dataset* sono state evidenziate le interazioni esistenti tra i fattori ambientali e i fattori legati alle attività umane che caratterizzano gli inneschi degli incendi.

I predittori che maggiormente influiscono sulla distribuzione della probabilità di rischio sono le precipitazioni, la quota altimetrica e il *Southwestness Index* in estate.

Nel periodo invernale invece risultano essere determinanti le condizioni legate alle temperature e la tipologia di vegetazione.

Si registra inoltre una generale tendenza alla diminuzione di probabilità all'aumento della distanza dalle infrastrutture e, seppur in modo marginale, si registra una maggiore probabilità nelle zone a più alta concentrazione di capi al pascolo per i *dataset* invernali.

A questo comportamento può aver concorso la scarsa risoluzione spaziale delle informazioni reperibili dal censimento dell'agricoltura 2010 di ISTAT, che per le sue finalità riporta dati aggregati e non di dettaglio per quanto riguarda le aziende e il numero di animali al pascolo.

Tabella 1. Variabili selezionate dopo l'analisi delle componenti principali per ridurre la multi-collinearità.
Table 1. Selected variables after principal components analysis to reduce multi-collinearity.

<i>Variable selection after PCA</i>	<i>Winter fires on grassland & uncult</i>	<i>Winter forest fires</i>	<i>Summer fires</i>
bio01			
bio05			x
bio06	x		
bio07		x	x
bio10			
bio11		x	
bio12	x	x	x
bio18			x

(Segue Tabella 1)
(Table 1. Continued)

dist_infr	X	X	X
dtm	X	X	X
heatloadindex	X		
N_farm			
N_graz_animals	X	X	X
ndvi			X
slope	X	X	X
Southwestness	X	X	X
vegetation	X	X	X

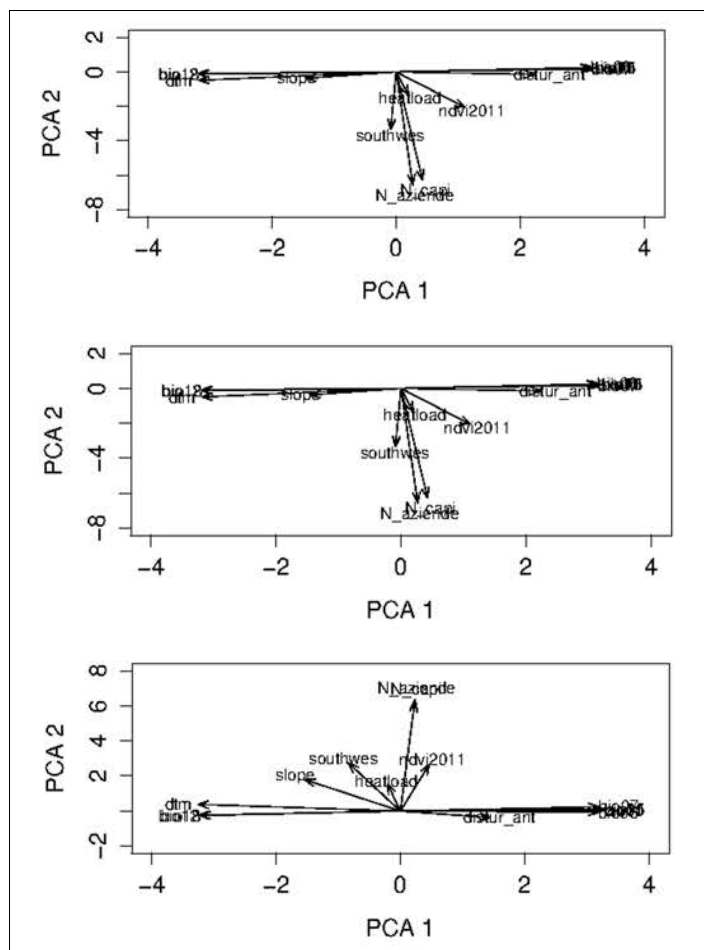


Figura 1. Biplot delle componenti principali, in ordine dal basso in alto: incendi estivi, incendi boschivi invernali e incendi invernali su pascoli ed aree incolte.

Figure 1. Principal components biplot, from bottom to top order: summer fires, winter forest fires and winter fires on grassland and uncultivated area.

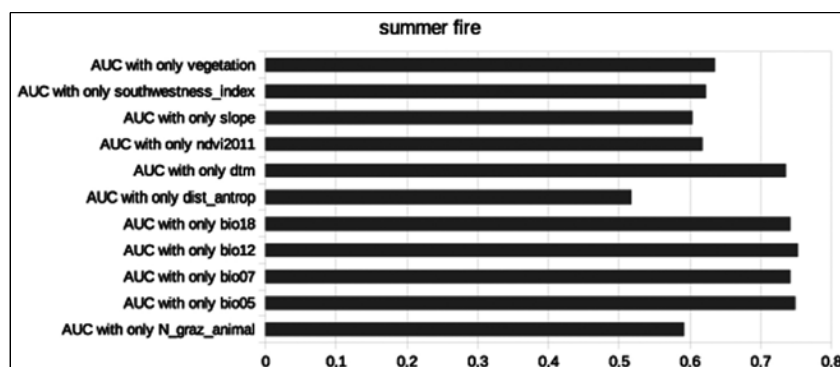


Figura 2. Diminuzione di AUC a seguito della esclusione di ogni variabile per gli incendi estivi.

Figure 2. AUC reduction after each variable exclusion in summer fires.

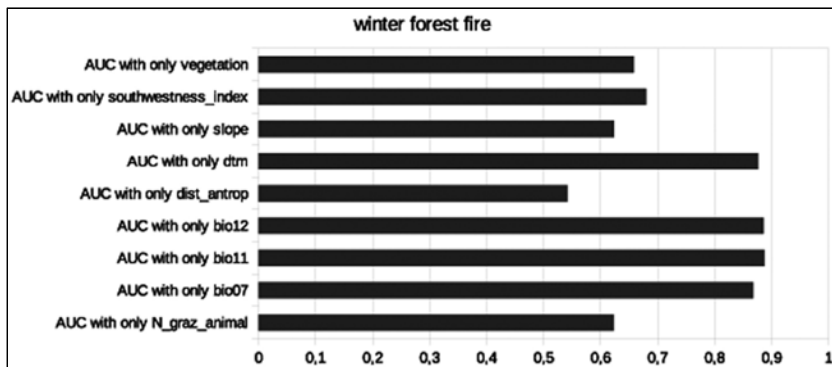


Figura 3. Diminuzione di AUC a seguito della esclusione di ogni variabile per gli incendi boschivi invernali.
Figure 3. AUC reduction after each variable exclusion in winter forest fires.

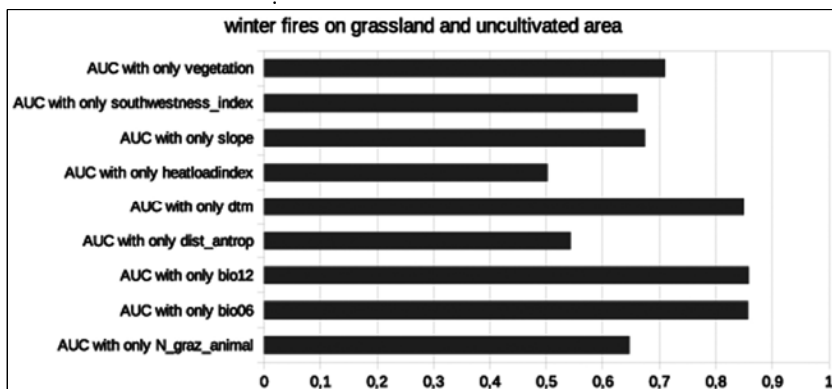


Figura 4. Diminuzione di AUC a seguito della esclusione di ogni variabile per gli incendi invernali su pascoli ed aree incolte.
Figure 4. AUC reduction after each variable exclusion in winter fires on grassland and uncultivated area.

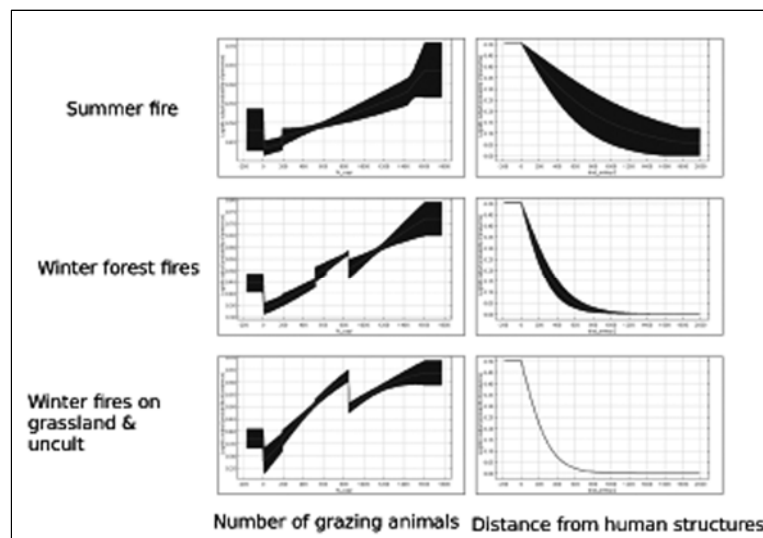


Figura 5. AUC delle variabili antropiche utilizzate.
Figure 5. AUC of used anthropogenic variables.

SUMMARY

Wildfire ignition risk modeling in Aosta Valley: natural and anthropogenic components interactions analysis for models optimization

In this work were used probability risk models of wildfire ignition based on the maximum entropy algorithm, implemented in Maxent software. The risk model has been

implemented for the Autonomous Region of Valle d'Aosta from a regional archive of ignitions recorded from 1995 to 2009. The archive has been split according to the season and the vegetation type affected by ignition; 3dataset were analyzed separately: i) winter forest fires; ii) winter fires on grassland and uncultivated area; iii) summer fires. The predictors considered for the characterization of ignitions were selected from among those that represent the expression of morphology, climate and

land use of the area investigated; distances from buildings and roads was considered to evaluate the anthropogenic component. In addition, to investigate relationship between the risk of ignition and the socio-economic reality of the territory, were included data for the number of animals grazing and the number of farms with grazing animals, derived from the most recent agriculture census ISTAT (2010).

To reduce errors caused by multi-collinearity of the environmental predictors was conducted a principal components analysis (PCA). The models were produced using 70% of the points of the datasets and validated using the remaining 30% as test independently selected by bootstrap on 5 calculation replicates for each dataset. The predictors were analyzed with a JRR Leave One Out procedure for measuring the contribution of the individual variables to models accuracy.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Bovio G., Marchi E., 2010 – *Selvicoltura: incendi, pascolo*. L'Italia Forestale e Montana, 65 (2):113-119.
- Dormann C.F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., Marquéz J.R.G., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P.J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P.E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A.K., Zurell D., Lautenbach S. 2013 – *Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance*. Ecography, 36 (1): 27-46.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Fielding A., Bell J., 1997 – *A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models*. Environmental Conservation, 24: 38- 49.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Franklin J., McCullough P., Gray C., 2000 – *Terrain variables for predictive mapping of vegetation communities in Southern California*. In: Terrain Analysis: Principals and Applications. Wilson J. and Gallant J. (Eds.). John Wiley and Sons, New York, pp. 381.
- Jaynes E.T., 1990 – *Probability Theory as Logic*. In: Maximum-Entropy and Bayesian Methods. Fougère P.F. (ed.), Kluwer, Dordrecht, pp. 1-16.
http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-0683-9_1
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A., 2005 – *Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas*. International Journal of Climatology, 25: 1965-1978.
<http://dx.doi.org/10.1002/joc.1276>
- Lobo J.M., Jiménez-Valverde A., Real R., 2008 – *AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models*. Global Ecology and Biogeography, 17 (2): 141-151.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.14668238.2007.00358.x>
- Manel S., Williams H.C., Ormerod S.J., 2001 – *Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence*. Journal of Applied Ecology, 38: 921-931.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00647.x>
- McCune B., Keon D., 2002 – *Equations for potential annual direct incident radiation and heat load*. Journal of Vegetation Science, 13: 603-606.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02087.x>
- Parisien M., Moritz M., 2009 – *Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales*. Ecological Monographs, 79: 127-154.
<http://dx.doi.org/10.1890/07-1289.1>
- Parisien M., Snetsinger S., Greenberg J.A., Nelson C.R., Schoennagel T., Dobrowski S.Z., Moritz M.A., 2012 – *Spatial variability in wildfire probability across the western United States*. International Journal of Wildland Fire, 21(4): 313-327.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF11044>
- Phillips S., Anderson R., Schapire R., 2006 – *Maximum entropy modeling of species geographic distributions*. Ecological Modelling, 190: 231-259.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Quenouille M.H. 1949 – *Approximate tests of correlation in time-series*. J. R. statist. Soc. B., 11: 68-84.

RINNOVAZIONE NATURALE POST INCENDIO IN UNA PINETA DI PINO D'ALEPPO IN AMBIENTE MEDITERRANEO

Pasquale A. Marziliano¹, Giuliano Menguzzato¹, Loredana Barreca¹, Angelo Scuderi¹

¹Dipartimento di Agraria, Università Mediterranea di Reggio Calabria, Feo di Vito, Reggio Calabria;
pasquale.marziliano@unirc.it

In ambiente mediterraneo le pinete sono particolarmente soggette agli incendi. Questi rappresentano nel contempo uno strumento importante per la ricostituzione e la diffusione della pineta. L'area oggetto di studio rientra all'interno del demanio forestale Raffo Rosso, in provincia di Caltanissetta, laddove sono stati realizzati dei rimboschimenti artificiali con *Eucalyptus* sp e *Pinus halepensis* Mill.. Successivamente, l'Azienda Foreste Demaniali della Regione Sicilia ha avviato una campagna di riconversione degli eucalitteti che ha previsto la ceduzione degli stessi e l'impianto, tra le file, del pino d'Aleppo. Nel 2007, una parte del demanio è stata interessata da un incendio di chioma che l'ha praticamente distrutto. A seguito dell'incendio si è insediata un'abbondante rinnovazione naturale di pino che, a 5 anni dall'evento, ha raggiunto 2 m altezza riuscendo anche a colonizzare in modo diffuso le aree limitrofe occupate dagli eucalitti. Il contributo illustra le metodologie di analisi utilizzate per caratterizzare la situazione post incendio, i dati acquisiti e i risultati ottenuti.

Parole chiave: incendio, rinnovazione naturale, pino d'aleppo, mediterraneo.

Keywords: fire, regeneration, *Pinus Halepensis*, mediterranean.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-pm-rin>

1. Introduzione

Nei paesi mediterranei gli incendi della vegetazione sono un fenomeno di prevalente origine antropica e le cause sono riconducibili a motivazioni sociali ed economiche (Saracino e Leone, 2001).

Nonostante i progressi registrati nell'azione di prevenzione e di estinzione degli incendi boschivi, nel periodo 1970-2010 circa 107.000 ettari, di cui circa 49.000 di superficie boscata, sono stati mediamente interessati ogni anno dal fenomeno. La superficie media per incendio è diminuita progressivamente nei decenni considerati, dai 13.5 ettari degli anni '70 ai 12.7 degli anni 80, ai 10.6 del periodo 1990-1999, con una leggerissima risalita negli anni 2000-2010 a 10.9 ettari, soprattutto a causa degli estesi incendi verificatisi nel 2007 (CFS, 2010). Negli ambienti mediterranei il fuoco interagisce, in maniera sistemica, con tutte le componenti degli ecosistemi forestali, condizionando l'evoluzione delle specie (Trabaud, 1987) e giocando un ruolo fondamentale nelle dinamiche e nelle strutture degli ecosistemi (Di Castri e Mooney, 1973; Naveh, 1974; Gill *et al.*, 1981; Trabaud *et al.*, 1996). Solo laddove si manifesta con frequenza anomala, per azione dell'uomo, esso rappresenta un fattore di degrado dell'ecosistema, con l'insorgere di forme di successioni regressive (Trabaud, 1987).

Le specie di ambienti mediterranei mostrano differenti strategie di rigenerazione in seguito alla distruzione operata dal fuoco. Alcune specie, ad esempio *Erica arborea* e *Arbutus unedo*, sono in grado di produrre

ricacci vegetativi dalle banche di gemme ipogee (*resprouters*) (Canadell e Lopez-Soria, 1998); altre invece, ad esempio i pini mediterranei, sono caratterizzate da semi con una spiccata capacità di germinare massivamente in seguito allo stimolo termico operato dal fuoco (*seeders*) (Naveh, 1974).

Un adattamento specifico al fuoco è la serotinia di alcune conifere: questo meccanismo permette ad alcune specie tipiche del paesaggio mediterraneo, come il pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller), di costituire delle banche di semi pensili (Lamont *et al.*, 1991) che vengono dischiuse solo in seguito allo shock termico indotto dal calore dell'incendio (Strumia *et al.*, 2008). Si tratta del carattere che più di altri assicura la resilienza della specie (Leone, 2001).

Il seme di *Pinus halepensis* Mill. appare particolarmente resistente al rialzo termico, conservando intatta la capacità germinativa fino a valori termici di 170 °C per 2 minuti, se chiuso negli strobili (Salvatore, 2004). Difatti, le squame legnose del cono serotino costituiscono una efficace barriera protettiva nei riguardi del calore (Saracino e Leone, 1991) tanto da resistere a temperature fino a 400° C (Habrouk *et al.*, 1999). Ne consegue che la *crown seed bank* è perfettamente attiva anche su piante apparentemente morte (Maiullari *et al.*, 2005). Il numero dei semi rilasciati dopo gli incendi è molto più alto di quello che si registra in assenza di incendi: Saracino e Leone (2001) hanno conteggiato un numero di semi compreso tra 212 e 1049 per metro quadro contro un valore medio di 162 per metro quadro in assenza di incendio. I semenzali reclutati dopo

l'incendio derivano prevalentemente dal seme proveniente dalla banca persistente di semi della chioma (Saracino e Leone, 2001), poiché quella transiente, formata sul suolo prima dell'incendio, viene verosimilmente distrutta dal passaggio del fuoco (Saracino e Leone, 1991). A seguito dell'incendio, grazie all'abbondante rinnovazione, si innesca una autosuccessione con il pino d'Aleppo che tende a ricostituire lo stato precedente all'incendio: tale dinamica appare comune a molte pinete del bacino del Mediterraneo (Moravec, 1990; Arjanoutsou e Ne'eman, 2000; Trabaud, 2000). L'insediamento in massa e la rapida chiusura della copertura arborea esclude rapidamente le altre specie che permangono solo nei vuoti di copertura.

L'obiettivo principale di questo lavoro è stato quello di descrivere e quantificare la risposta della vegetazione in seguito a un incendio di chioma di elevata intensità in una pineta di pino d'Aleppo in ambiente mediterraneo. L'incendio, avvenuto nell'estate del 2007, ha causato la totale distruzione delle coperture forestale. Più in specifico, a 7 anni dall'incendio vengono analizzate: (a) le caratteristiche della rinnovazione naturale; (b) la distribuzione sul terreno della rinnovazione naturale; (c) l'espansione del fenomeno su adiacenti superfici in precedenza occupate da *Eucalyptus* sp.

2. Materiali e Metodi

2.1 Area di studio

L'area di studio è ubicata nella parte interna della piana di Gela. Ricade in provincia di Caltanissetta, nel comune di Mazzarino, all'interno del demanio forestale Raffa Rosso esteso circa 2500 ettari (210 m s.l.m.), gestito dal Dipartimento Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana (AFDRS), Ufficio Provinciale Azienda di Caltanissetta. Nel 1985 in questo demanio sono stati realizzati dei rimboschimenti con *Eucalyptus* sp e *Pinus halepensis* Mill. Per il pino, il sesto adottato fu di 1,5 x 1,5 m. Il sesto attuale è di 3 x 3 m ottenuto con due interventi di diradamento eseguiti a distanza di circa dieci anni l'uno dall'altro. Nell'eucalitteto è stata invece avviata una campagna di riconversione che ha previsto la ceduzione degli stessi e l'impianto, tra le file, del pino d'Aleppo. I suoli dell'area appartengono, secondo la carta dei suoli della Sicilia (Fierotti *et al.*, 1988) all'associazione n. 22 Suoli bruni – Suoli bruni vertici – Vertisuoli. Il clima è quello tipico Mediterraneo, con massimo di precipitazioni in autunno-inverno e minimo estivo. Il periodo arido è piuttosto ampio, della durata di 4 mesi (dalla seconda decade di maggio fino alla seconda di settembre).

Il valore della precipitazione media annua è di 354,2 mm e la temperatura media annua è di 17,3 °C. Secondo Rivas-Martinez il regime climatico è Mediterraneo, il termotipo è Termomediterraneo e l'ombrotipo è Secco Inferiore. Il valore dell'indice di aridità di De Martonne è 12, Semiarido. Ne emerge che le condizioni climatiche di tutta l'area sono molto difficili, quasi ai limiti della presenza di vegetazione arborea, a causa delle estese condizioni di semiaridità.

Ci troviamo in una delle zone più calde e aride d'Italia.

In quest'area, nell'agosto del 2007 si è verificato un incendio di chioma che ha percorso una superficie di circa 10 ha. Il fuoco è partito da un eucalitteto adiacente, interessando qui solo il sottobosco.

In prossimità della pineta, alla base del versante meridionale di Poggio Serralunga, anche a causa della ramaglia presente sul terreno, l'incendio, aumentato di intensità, è passato da radente a incendio di chioma.

L'incendio si è fermato alla sommità del crinale, distruggendo l'intera copertura. Le poche piante sopravvissute sono distribuite in maniera casuale, con una densità maggiore nella porzione centrale dell'area.

Le piante di piccole dimensioni si sono completamente bruciate, e quelle di grandi dimensioni crollate dopo l'incendio, sono state lasciate a terra. All'incendio non ha fatto seguito alcun intervento.

2.2 Rilievi

L'area dell'incendio è stata completamente perimetrata. All'interno di tale perimetro sono stati tracciati 6 transect lineari di 1 x 20 metri; tre all'interno della pineta (TP1, TP2 e TP3), distribuiti dal basso verso l'alto sulla pendice, e altri 3 all'interno dell'eucalitteto (TE4, TE5 e TE6). Ciascun transect è stato suddiviso in 20 areole, ognuna di 1 m² (1 x 1) per monitorare in modo analitico la rinnovazione inclusa come sotto spiegato. Per la caratterizzazione della rinnovazione sono stati misurati i seguenti parametri:

- Su ogni transect, è stato misurato il diametro a petto d'uomo (cm) e l'altezza (m) delle piante del vecchio ciclo eventualmente presenti;
- In ogni transect e per ciascuna areola di 1 m², è stato effettuato il conteggio di tutte le piantine;
- In ogni areola di 1 m², sulla piantina di dimensioni medie, è stato misurato il diametro al colletto (cm), l'altezza (cm), la lunghezza del cimale (cm) e il numero dei palchi.

3. Risultati e discussione

La tabella 1 mostra l'entità della rinnovazione naturale post incendio a 7 anni dall'evento, sia sotto la pineta (TP1,2,3) che sotto l'eucalitteto (TE4,5,6).

La rinnovazione appare decisamente abbondante. A 7 anni dall'incendio, la pineta è caratterizzata dalla presenza di 33 piantine a metro quadro, pari a più di 330.000 piantine a ettaro. Significativamente più ridotta è stata invece l'insediamento della rinnovazione naturale sotto l'eucalitteto. Qui mediamente sono presenti 4 piantine a metro quadro, pari a 40.000 piante a ettaro. D'altra parte, l'eucalitteto è stato percorso da un fuoco di superficie di intensità tale da non permettere la completa eliminazione dei ceppi di ampelodesma e iparrenia. Queste specie, dopo il ricaccio, hanno esercitato una notevole azione di concorrenza e competizione nei confronti delle giovani piantine di pino d'Aleppo, riducendo in maniera significativa il loro numero. Attraverso grafici a boxplot, la figura 1 mostra, per ogni transect, la distribuzione del numero medio di piantine a m², sia sotto la pineta che sotto l'eucalitteto.

Le distribuzioni, leggermente asimmetriche, non presentano valori anomali. In entrambe le situazioni, il numero di piantine per metro quadro non si differenzia in maniera significativa tra i diversi transect, a dimostrazione che la rinnovazione è stata abbastanza omogenea sul terreno, sia sotto la pineta che sotto l'eucalitteto. In figura 2, per ogni metro quadro, sono mostrate le distribuzioni del numero medio di piantine ogni metro quadro, sia sotto la pineta che sotto l'eucalitteto. L'analisi, pur evidenziando alcune differenze significative tra areole di 1 m², mostra anche una sostanziale omogeneità della rinnovazione sul terreno. Il maggior numero di piantine presenti nei primi metri e verso i 15 metri, è da mettere in relazione, probabilmente, alla presenza sul terreno di alcune piante del vecchio ciclo con diametri da circa 30 a 45 cm. Sotto queste piante la rinnovazione è stata più abbondante. Sotto tali piante però, anche lo sviluppo longitudinale, come si dirà in seguito, è stato minore rispetto ad altre areole, a dimostrazione che l'azione della chioma può deprimere lo sviluppo longitudinale a causa dell'aduggiamento esercitato.

La tabella 2 mostra i valori biometrici misurati sulle piantine a 7 anni dall'incendio. Sotto la pineta (33 piantine a metro quadro), mediamente il diametro al colletto è pari a 9 mm, con un'altezza media di 142 cm. Sotto l'eucalitteto, a fronte di un minor numero di piantine a metro quadro, esse hanno diametri maggiori e altezze minori, determinando anche una migliore ramificazione e stabilità, probabilmente dovuta alla limitata reciproca concorrenza. In figura 3 sono mostrate le correlazioni e le rette di regressione tra numerosità della rinnovazione e parametri dendrometrici esaminati (diametro al colletto, altezza, lunghezza cimale e numero di palchi).

Le correlazioni, pur essendo molto deboli, sono tutte negative, indizio di un'azione deprimente della numerosità sullo sviluppo delle piantine. Una delle questioni dibattute dopo un incendio boschivo riguarda la pratica di rimuovere in tempi più o meno brevi le piante morte e/o danneggiate. In questo incendio le piante morte e danneggiate non sono state asportate dal terreno.

È parso utile allora effettuare un confronto tra la numerosità della rinnovazione avuta nella pineta in esame, con altre situazioni dove però le piante morte e danneggiate sono state asportate, seppur in tempi diversi. Sono stati considerati due casi: un incendio in una pineta di d'Aleppo nella Murgia barese (Maiullari *et al.*, 2005), e un incendio, sempre in una pineta di pino d'Aleppo, nel litorale ionico tarantino (Saracino *et al.*, 1993). Nel caso dell'incendio nella Murgia barese, le piante morte e danneggiate sono state asportate in un'area a 4 mesi dall'evento e in un'altra area a 16 mesi dall'evento. Nell'incendio nel tarantino invece a 20 e 24 mesi dall'evento. La tabella 3 mostra tale confronto. In tutte le situazioni dove è stato ritardato il momento dello sgombero, la rinnovazione è stata più abbondante. Nell'incendio nelle Murge baresi, a 6 anni dall'evento, il numero di piantine a metro quadro è stato decisamente più alto dove lo sgombero è avvenuto a 16 mesi dall'incendio (quasi 18 piantine a m² contro le 3 a m² dove lo sgombero è avvenuto a 4 mesi

dall'incendio). Anche nel caso dell'incendio sul litorale ionico tarantino la rinnovazione è stata più abbondante dove è stato ritardato lo sgombero delle piante morte e/o danneggiate. Nel caso della pineta oggetto del presente studio, dove lo sgombero delle piante morte e danneggiate non è avvenuto, la rinnovazione è stata eccezionalmente abbondante (33 piantine a m²), confermando l'ipotesi che le piante a terra non impediscono affatto la numerosità della rinnovazione. Per contro, la rinnovazione ha ancora diametri abbastanza modesti: appena 9 mm, contro i 18 e 22 mm delle piantine nelle Murge baresi.

4. Conclusioni

I popolamenti di Pino d'Aleppo, pur in stazioni estremamente difficili, conferiscono al sistema un'elevata resilienza e uno straordinario recupero dopo il fuoco. La rinnovazione è stata abbondante su tutta la superficie percorsa dall'incendio, garantendo una rapida e uniforme copertura del suolo; essa è stata favorita anche dalla presenza di alcune piante del vecchio ciclo al di sotto delle quali la densità della rinnovazione risulta maggiore. A distanza di sette anni dall'insediamento le piante sotto copertura presentano i primi effetti dell'aduggiamento, infatti non presentano ancora una buona e articolata ramificazione. Nell'eucalitteto vi è stata rinnovazione rada, ma sufficiente a ricostituire una copertura che consentirà di ampliare l'area della pineta a discapito dell'eucalitto. *Ampelodesma* e *iparrenia* possono però limitare lo sviluppo della rinnovazione soprattutto nelle prime fasi di insediamento.

In queste situazioni, e soprattutto dove l'eucalitteto non ha dato i risultati attesi, sia per le condizioni climatiche difficili, e sia per l'attacco di eventuali agenti patogeni (*Phoracanta sp.*), l'uso del fuoco prescritto ed opportuni interventi di diradamento per favorire la rinnovazione del pino sembrano essere una pratica selvicolturale assolutamente auspicabile. L'azione del fuoco innescerebbe infatti processi naturali di rigenerazione del soprassuolo, evidenziando così l'importanza del fuoco come fattore ecologico nella regolazione dei processi naturali. Inoltre, nel caso degli eucalitteti, il fuoco prescritto favorirebbe una rapida sostituzione di specie grazie alle capacità del pino d'Aleppo di insediarsi su superfici percorse dal fuoco. I processi evolutivi sotto la copertura del pino sarebbero certamente più veloci rispetto a quanto avviene nell'eucalitteto portando rapidamente alla ricostituzione di una formazione meglio predisposta ad accogliere le altre specie autoctone. In casi di incendi di chioma intensi, i risultati confermano la non opportunità dello sgombero delle piante danneggiate dal fuoco, anche perché tali pratiche possono indurre ulteriori elementi di disturbo all'ecosistema interferendo con i processi naturali di recupero. In effetti, si tratta di una pratica spesso dettata emotivamente dalla pubblica opinione e giustificata da esigenze di prevenzione nei riguardi degli incendi (Leone, 1995).

Il non sgombero o al limite lo sgombero tardivo delle piante adulte di Pino d'Aleppo danneggiate o morte dal passaggio del fuoco, sembra infatti favorire una maggiore densità di rinnovazione, sicura premessa per la

ricostituzione, confermando le concordi osservazioni di vari autori (Dafis, 1991; Daskalakou e Thanos, 1996; Leone, 2001). Viene infine confermato che la dinamica della vegetazione dopo il passaggio del fuoco non dà luogo a una sostituzione di specie, ma a un ritorno progressivo a uno stadio simile a quello esistente prima dell'incendio (autosuccessione). E cioè che l'evoluzione post-incendio segue il modello "della composizione

floristica iniziale", vale a dire che le specie presenti prima del fuoco riappaiono subito dopo.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ufficio Provinciale Azienda di Caltanissetta del Dipartimento Azienda Regionale Foreste Demaniali della Regione Sicilia.

Tabella 1. Rinnovazione naturale post incendio di pino d'Aleppo a 7 anni dall'evento.

Table 1. Natural regeneration post-fire in Aleppo pine plantation, 7 years after the event.

<i>Transect</i>	<i>Numerosità (N/m²)</i>	<i>Dev.Std (N/m²)</i>	<i>CV (%)</i>	<i>Numerosità (N/ha)</i>
TP 1	37	30,8	83,0	371.000
TP 2	42	18,1	43,1	515.000
TP 3	21	7,2	34,3	107.500
Media	33	22	66,7	331.167
TE 4	3	2,2	70,1	31.500
TE 5	5	3,8	79,9	48.000
TE 6	5	3,6	79,8	45.000
Media	4	3,3	82,5	40.000

Tabella 2. Parametri biometrici delle piantine della rinnovazione naturale a 7 anni dall'incendio.

Table 2. Biometric parameters of the natural regeneration plants, 7 years after the fire.

	<i>Sotto Pineta</i>	<i>Sotto Eucalitteto</i>
N piante m ²	33,0	4,0
Diam. colletto (mm)	9,0	13
Altezza totale (cm)	142	83
Lung. cimale (cm)	16,0	11
Numero di palchi	6	7

Tabella 3. Numerosità della rinnovazione naturale e parametri biometrici delle piantine in 3 diversi incendi.

Table 3. Numerousness of natural regeneration and plants biometric parameters in three different fires.

	<i>Pineta Sicilia NO sgombero</i>	<i>Murgia barese a 4 mesi</i>	<i>Murgia barese a 16 mesi</i>	<i>Lit. ionico tarantino a 20 mesi</i>	<i>Lit. ionico tarantino a 24 mesi</i>
N° piante m ²	33,0	3,10	17,87	0,58	1,18
D coll (mm)	9,0	17,9	22,6		
H (cm)	142	72,11	125,53	145	83
L. cimale (cm)	15,8	22,96	19,26		
N° palchi	6,1	6,15	6,20		

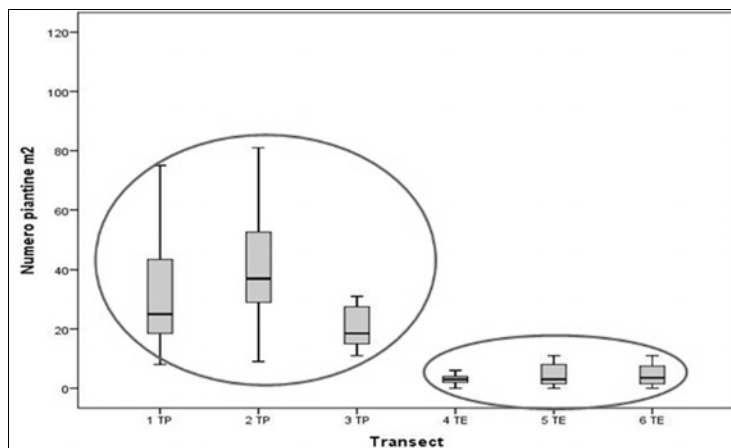


Figura 1. Rinnovazione naturale di Pino d'Aleppo. Per ogni transect, variabilità numero medio di piantine a m² per ogni transect, sotto la pineta (1 TP, 2TP, 3TP) e sotto l'eucalitteto (4TE, 5TE, 6TE).

Figure 1. Natural regeneration post-fire. For each transect, variability of the average number of plants per m², under the Aleppo pine plantation (1 TP, 2TP, 3TP) and under the eucalyptus (4TE, 5TE, 6TE).

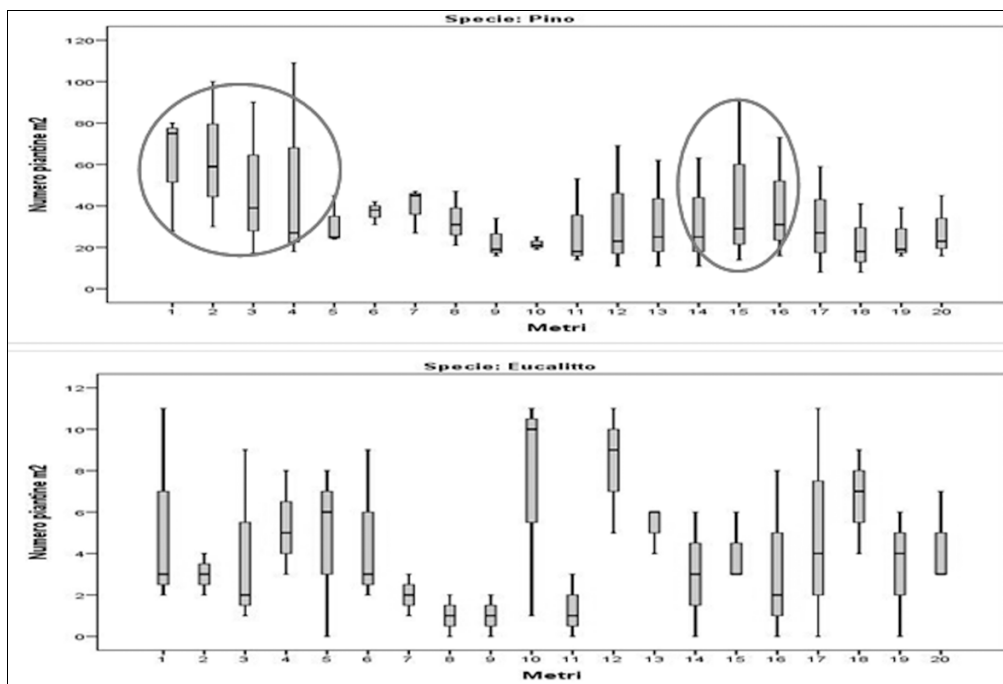


Figure 2. Distribuzione del numero medio di piantine a metro quadro, sotto la pineta e sotto l'eucaliteto.

Figure 2. Natural regeneration post-fire. For each meter square, variability of the average number of plants per m², under the pine forest and under the eucalyptus.

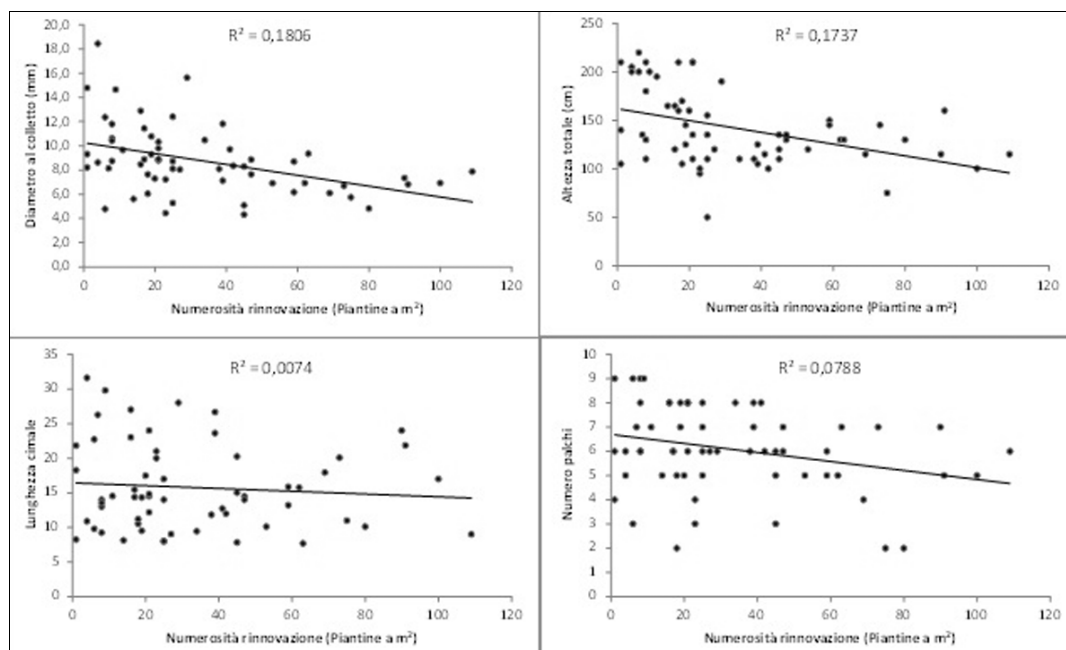


Figure 3. Correlazioni e rette di regressione tra numerosità della rinnovazione naturale e parametri dendrometrici esaminati.

Figure 3. Correlation and regression lines between numerousness of natural regeneration and biometric parameters.

SUMMARY

Post-fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment

The pine forests are particularly affected by wildfires in the Mediterranean environment. At the same time, the

wildfires are an important tool for the recovery and propagation of pine forest. The study area falls within the forest state property called “Rafforosso”, in the province of Caltanissetta, where they made reforestation with *Eucalyptus* sp. and *Pinus halepensis* Mill. Subsequently, the Forestry Authority of Sicily Region has undertaken activities for the conversion of Eucalyptus Plantations

through the felling of these trees and the planting of *Pinus halepensis* in the ranks. In 2007, a part of this state property has burned by crown fire that practically destroyed it. After the wildfires, established an abundant natural regeneration of *Pinus halepensis* which reached a height of two meters already after four years of the event. This regeneration has been able to colonize extensively the surrounding areas previously occupied by eucalyptus plantations. In this area have been conducted detailed surveys for the monitoring of natural regeneration. The paper illustrates the methods of analysis used to characterize the situation post fire, but also the acquired data and the results obtained. The information gathered was used to propose the management guidelines that promote the natural dynamics of regeneration and to ensure the recovery of the pine forest.

BIBLIOGRAFIA

- Arjanoutsou M., Ne'eman G., 2000 – *Post-Fire regeneration of natural Pinus halepensis forests in the East Mediterranean Basin*. In: Ecology. Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Ne'eman G. e Trabaud L. (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 269-289.
- Canadell J., Lopez-Soria L., 1998 – *Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs*. Functional Ecology, 12: 31-38.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00154.x>
- CFS, 2010 – *Incendi Boschivi 1970-2010 Serie Storica*. Corpo Forestale dello Stato.
<http://www.corpoforestale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/3888>
- Dafis S., 1991 – *Sylvicultural measures for forest fire prevention and rehabilitation after fires*. Proceedings ECE/FAO/OIT, Seminar on Forest Fire Prevention, Land Use and People, Athens, 29/10/1991, 239-244.
- Daskalaku E.N., Thanos A., 1996 – *Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) post-fire regeneration: the role of canopy and soil seed banks*. International Journal of Wildland Fire, 6 (2): 59-66.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF9960059>
- Di Castri F., Mooney H.A., 1973 – *Mediterranean Type Ecosystem, Origin and Structure*. Springer Verlag, Berlin. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-65520-3>
- Fierotti G., Dazzi C., Raimondi S., 1988 – *Commento alla Carta dei Suoli della Sicilia (a scala 1:250.000)*. Regione Sicilia, Ass. Territorio Ambiente. Palermo 1988, pp. 5-19.
- Gill A.N., Groves R.H., Noble I.R., 1981 – *Fire and the Australian Biota*. Canberra, Australian Academy of Science.
- Habrouk A., Retana J., Espelta J.M., 1999 – *Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires*. Plant Ecology, 145: 91-99. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009851614885>
- Lamont B.B., Le Maitre D.C., Cowling R.M., Enright N.J., 1991 – *Canopy seed storage in woody plants*. The Botanical Review, (4): 277-317.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF02858770>
- Leone V., 1995 – *Gli incendi boschivi: difesa e ricostruzione*. I Georgofili: Atti dell'Accademia dei Georgofili, Settima Serie, Vol. XLII (171° dall'inizio): 61-78.
- Leone V., 2001 – *Interventi selvicolturali per il recupero di soprassuoli boschivi percorsi da incendi*. L'Italia Forestale e Montana, (6): 430-440.
- Maiullari G., Leone V., Lovreglio R., 2005 – *La rinno-vazione post-incendio in rimboschimenti a Pinus Halepensis Mill.* L'Italia Forestale e Montana, 6: 287-702.
- Moravec J., 1990 – *Regeneration of N. W African Pinus halepensis forests following fire*. Vegetatio, 87: 29-36.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00045652>
- Naveh Z., 1974 – *Effects of Fire in the Mediterranean Region*. In: Fire and Ecosystems. Kozlowski T.T. e Ahlgren C.E. (Eds), Academic Press, New York.
<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-424255-5.50017-1>
- Salvatore R., 2004 – *Effetto dei trattamenti termici sulla germinabilità dei semi di Pinus halepensis Mill.* Tesi di Laurea, Università degli Studi della Basilicata, Anno Accademico 2003-2004.
- Saracino A., Corona P., Leone V., 1993 – *La rinno-vazione naturale del pino d'Aleppo (Pinus halepensis Miller) in soprassuoli percorsi dal fuoco (II parte)*. Monti e Boschi, XLV (3): 10-20.
- Saracino A., Leone V., 1991 – *Osservazioni sulla rinno-vazione del Pino d'Aleppo (Pinus halepensis Mill.) in soprassuoli percorsi dal fuoco. I. La disseminazione*. Monti e Boschi, XLIII (6): 39-46.
- Saracino A., Leone V., 2001 – *Strategie di sopravvivenza al fuoco e meccanismi di recupero post-incendio in ambiente mediterraneo: il caso delle pinete di Pino d'Aleppo*. Monti e Boschi, LII (2): 38-46.
- Strumia S., Bellelli M., Mingo A., Santangelo A., Saracino A., 2008 – *Effetto degli incendi sulle pinete costiere a Pinus halepensis Miller del Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano (Salerno, Italia meridionale)*. Secondo Simposio Internazionale "Il monitoraggio costiero mediterraneo: problematiche e tecniche di misura." Napoli, 4-6 giugno 2008. ISBN: 978-88-95597-08-9.
- Trabaud L., 1987 – *Fire and survival traits of plants*. In: The Role of Fire in Ecological Systems. Trabaud L. (ed.), SPB Academic Publishing, The Hague.
- Trabaud L., 2000 – *Post-fire regeneration of Pinus halepensis forests in the west Mediterranean*. In: Ecology. Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Ne'eman G. E Trabaud L., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 257-268.
- Trabaud L., Martinez-Sánchez J.J., Ferrandis P., Gonzalez-Ochda A.I., Herranz J.M., 1996 – *Végétation épigée et banque de semences du sol: leur contribution à la stabilité cyclique des pinèdes mixtes de Pinus halepensis et P. pinaster*. Canadian Journal of Botany, 75: 1012-1021.
<http://dx.doi.org/10.1139/b97-112>

ANALISI DELLA RINNOVAZIONE NATURALE POST-INCENDIO IN UNA PINETA LITORANEA. UN CASO DI STUDIO NELLA RISERVA NATURALE “STORNARA”

Giovanni Notarnicola¹

¹Commissario Capo del Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità, Martina Franca (Ta); g.notarnicola@corpoforestale.it

Lo studio analizza la rinnovazione naturale post-incendio in una pineta litoranea compresa nella Riserva Naturale “Stornara”, gestita dal Corpo Forestale dello Stato nel sud dell'Italia. Il soprassuolo è costituito da una fustaia adulta di pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.) di origine naturale, vegetante su terreno sabbioso retrodunale. La zona presenta un clima di tipo mediterraneo, semi-arido. Il 24 giugno 2012 una porzione di circa 29 ettari di pineta è stata interessata da un incendio di chioma di notevole intensità. Tale area dopo l'incendio è stata lasciata indisturbata. L'analisi della rinnovazione naturale conseguente all'incendio si è basata sulla determinazione del numero dei semenzali e della relativa altezza totale all'interno di un congruo numero di aree di saggio permanenti. I rilievi sono stati svolti nel mese di ottobre 2013 e ripetuti nel mese di settembre 2014. Le osservazioni hanno mostrato una densità di rinnovazione di 2,60 semenzali m² nel 2013 e 1,64 nel 2014, con un tasso di mortalità media tra il primo ed il secondo anno del 37 %. L'insediamento della rinnovazione di pino d'Aleppo è avvenuta quasi esclusivamente nel primo anno dopo l'incendio a causa presumibilmente della competizione delle specie erbacee e di quelle pollonifere della macchia mediterranea. I dati evidenziano una densità di rinnovazione inferiore rispetto a quella riscontrata in altro studio (Maiullari *et al.*, 2005) svolto sempre in Puglia, ma in posizione collinare (570 m s.l.m.). Ciò è da ricondurre con ogni probabilità alla notevole intensità dell'incendio e alle condizioni ambientali più severe in cui vegetano le pinete litoranee dell'arco ionico. I dati confermano comunque l'opportunità di posticipare lo sgombero del soprassuolo danneggiato dal fuoco.

Parole chiave: incendio di chioma, *Pinus halepensis* Mill., disseminazione post-incendio, coni serotini, sgombero tardivo.

Keywords: crown fire, *Pinus halepensis* Mill., post-fire seeding, serotinous cones, not immediate harvesting.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-gn-ana>

1. Introduzione

Da sempre il fuoco, quale fattore naturale, ha influenzato le dinamiche ecologiche e la struttura degli ecosistemi forestali. In particolare in alcune regioni del sud Italia alcune fitocenosi si sono adattate al ricorrente passaggio del fuoco, sviluppando nell'ambito di ogni specie, delle strategie rigenerative volte a ripristinare la vegetazione presente prima dell'incendio attraverso un meccanismo di autosuccessione.

Tra le conifere mediterranee, il pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.), ampiamente presente nella regione Puglia nei rimboschimenti a bassa quota ed in formazioni costiere, rientra tra le specie aventi una strategia di rinnovazione post-incendio di tipo *seeder*, basata cioè sulla riproduzione gamica.

Il pino d'Aleppo si caratterizza per la *serotinia*, cioè la capacità di ritenzione del seme in coni che non divaricano le squame anche giunti a maturità e sono, quindi, in grado di formare una banca di semi nella chioma (Leone, 2001), la cosiddetta *crown seed bank* (Despain, *et al.*, 1996; Lovreglio e Leone, 2005).

In pratica i semi, rimangono vitali all'interno dei coni serotini, nonostante le alte temperature sprigionate dall'incendio. All'interno degli strobili il rialzo termico è, infatti, fortemente attenuato dalle squame legnose del cono serotino, che costituiscono una efficace barriera protettiva nei riguardi del calore (Saracino e Leone, 1991) tanto da resistere a temperature fino a 400° C (Habrouk *et al.*, 1999).

Se ne può dedurre che la crown seed bank è perfettamente attiva anche su piante apparentemente morte (Maiullari *et al.*, 2005). I coni serotini si aprono quindi solo a seguito dello *shock* termico generato da alte temperature o dall'incendio, facendo fuoriuscire i semi, provvisti di un'ala che favorisce la disseminazione anemocora.

I semenzali di pino d'Aleppo reclutati dopo l'incendio derivano, pertanto, dal seme sollecitamente disperso dopo il passaggio del fuoco e conservato nella banca persistente di semi della chioma; al contrario, la *banca transiente*, formatasi sul suolo prima dell'incendio, viene distrutta dal passaggio del fuoco (Leone, 2001).

Le piantine nate negli anni successivi al passaggio del fuoco godono della protezione svolta dagli alberi “morti in piedi” nel mitigare le situazioni climatiche estreme a cui le stesse vengono sottoposte (forte insolazione, escursione termica elevata, azione del vento, ecc.).

Comprendere compiutamente il ruolo ecologico svolto dal soprassuolo percorso dal fuoco e la complessa strategia di rinnovazione attuata dalla conifera, sono pertanto fondamentali per programmare gli interventi di restauro ambientale. Ad ogni modo lo sgombero tardivo del soprassuolo incendiato appare la pratica preferibile rispetto a quello effettuato nella stagione silvana successiva al passaggio del fuoco. Per quanto detto, appare poco saggio un intervento immediato, spesso dettato soltanto da prassi amministrative oppure, in molti casi, fortemente sollecitato dall'opinione pubblica cui dà fastidio la visione del bosco danneggiato (Leone, 1995).

L'apparente non intervento, specie in boschi di proprietà pubblica, spesso viene letto dalla gente quale “colpevole abbandono del bosco”, in luogo di un rimboschimento immediato.

Il presente lavoro si propone di studiare le dinamiche post-incendio delle pinete litoranee dell'arco ionico, in relazione alle note capacità del *Pinus halepensis*, di rinnovarsi abbondantemente dopo il passaggio del fuoco ed ai fattori limitanti ambientali che contraddistinguono tale territorio (scarse precipitazioni, clima caldo arido, terreno sabbioso, azione dell'aerosol marino, ecc.), prendendo in esame un incendio di chioma verificatosi nell'anno 2012, di notevole intensità. Si intende inoltre rispondere con un approccio scientifico alle sollecitazioni dell'opinione pubblica, preoccupata per l'apparente “abbandono” della pineta incendiata. L'area boscata incendiata si trova infatti nelle immediate vicinanze delle abitazioni di un centro balneare molto popolato durante il periodo estivo e negli anni successivi all'incendio, alcuni proprietari di ville e turisti hanno sollecitato più volte l'Amministrazione comunale competente, per chiedere i motivi per cui l'Ente Gestore della Riserva non avesse prontamente proceduto al rimboschimento dell'area incendiata.

Lo studio infine risulta particolarmente utile per programmare interventi corretti ed efficaci di restauro ambientale delle aree percorse dal fuoco nella Riserva, basandosi sull'interpretazione dei risultati del monitoraggio della rinnovazione naturale.

2. Zona di studio

L'area di studio è compresa all'interno della Riserva Naturale Biogenetica “Stornara”, sezione Marziotta, agro del Comune di Palagiano, in provincia di Taranto, nel sud dell'Italia.

La Riserva Statale, istituita nell'anno 1977 ed estesa su una superficie di circa 1.500 ettari lungo l'arco ionico tarantino, è gestita dal Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Martina Franca. La Riserva è compresa interamente nel SIC IT9130006 “Pineta dell'Arco Ionico” ed ospita in prevalenza boschi di *Pinus halepensis* vegetanti su dune

sabbiose litoranee (habitat prioritario ai sensi della Direttiva 92/43/CEE).

Il soprassuolo è costituito da una fustaia adulta di pino d'Aleppo di origine naturale¹, vegetante su terreno sabbioso retrodunale di natura alluvionale. Il sottobosco è costituito in prevalenza da arbusti di sclerofille sempreverdi, quali mirto (*Myrtus communis*), fillirea (*Phyllirea angustifolia*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), ecc. La zona presenta un clima di tipo mediterraneo, semi-arido con precipitazioni medie annue che si attestano intorno a 487² mm, con minimo in estate. Dal punto di vista fitoclimatico, l'area rientra nella zona fitoclimatica del *Lauretum sottozona calda* secondo la classificazione di Pavari (1916).

Il 24 giugno 2012 una porzione di circa 29 ettari di pineta è stata interessata da un incendio di notevole intensità lineare. L'incendio, innescato in un'area interna della pineta alle ore 10,40 ed alimentato dal forte vento interessò anche le chiome degli alberi di pino d'Aleppo. Durante l'evento si rese necessaria l'interruzione della vicina linea ferroviaria (Taranto - Reggio Calabria) anche per agevolare le operazioni di estinzione in cui furono impegnati cinque mezzi aerei (4 Fireboss e 1 Canadair) sotto la direzione del personale DOS³ del Corpo Forestale dello Stato. L'incendio venne dichiarato definitivamente spento alle ore 20,00 dello stesso giorno. L'evento provocò un certo allarme nei numerosi villeggianti presenti in spiaggia per la vicinanza della pineta percorsa dal fuoco alla costa e ad alcune abitazioni. I fusti e la chioma degli alberi vennero completamente carbonizzati (Fig. 1).

A seguito del passaggio del fuoco, tale area è stata lasciata, negli anni successivi, indisturbata.

3. Materiali e metodi

La notevole intensità lineare dell'incendio in questione è confermata dalla media dell'altezza di scottatura dei fusti (8,5 m), misurata su un campione casuale di piante superstiti. Alcune fotografie scattate durante l'evento, mostrano inoltre la notevole altezza di fiamma raggiunta dal fronte di fiamma (Fig. 2). Per studiare la rinnovazione naturale conseguente all'incendio, si è provveduto ad individuare sulla superficie percorsa dal fuoco un congruo numero di aree di saggio permanenti. Il metodo utilizzato per l'individuazione di tali aree si è basato su un *campionamento sistematico non allineato*. Sull'ortofoto dell'area incendiata è stato costruito un reticolo con 25 maglie quadrate aventi la superficie di un ettaro (100 m x 100 m), escludendo eventuali aree a margine in cui l'incendio non aveva interessato la chioma (Fig. 3). All'interno di ogni maglia è stata poi individuata casualmente attraverso apposito applicativo

¹ La pineta percorsa dal fuoco presenta i seguenti parametri dendrometrici: diametro medio 27,5 cm; numero di piante ad ettaro 271; altezza dominante 13,2 m, area basimetrica 18,46 m² ha⁻¹; provvigione 182,75 m³ ha⁻¹.

² Dati riferiti alla stazione pluviometrica di Taranto. Periodo 1978-2008.

³ Direttore delle Operazioni di Spegnimento.

software (*random point generator v.1.3*) in QGIS, l'area di saggio di forma quadrata avente superficie di un metro quadrato (1 metro x 1 metro).

Tali aree di saggio sono state poi materializzate in campo e rese permanenti attraverso l'infissione nel terreno di picchetti di legno alle estremità (Fig. 4). Per facilitare i rilievi in campo è stata utilizzata una cornice di legno di forma quadrata, di dimensioni pari alle aree di saggio, posizionata in corrispondenza dei picchetti di delimitazione dell'area lasciati sul terreno durante i rilievi.

L'analisi della rinnovazione naturale conseguente all'incendio si è basata sulla determinazione del numero dei semenzali vitali e della relativa altezza totale all'interno di ogni area di saggio permanente. I rilievi in campo nelle 25 aree di saggio sono stati svolti nel mese di ottobre 2013 e ripetuti nel mese di settembre 2014.

4. Risultati

Le osservazioni hanno mostrato una densità di rinnovazione di 2,60 semenzali/m² nel 2013 e 1,64 nel 2014, con un tasso di mortalità media tra il primo ed il secondo anno del 37 %. L'indice di rinnovazione (Magini, 1967) è risultato pari a 25,18 nel 2013 e 30,38 nel 2014. L'altezza media delle piantine è stata di 9,68 cm nel 2013 e 18,52 cm nel 2014 (Tab. 1).

Le osservazioni hanno mostrato inoltre che l'inseadimento della rinnovazione di pino d'Aleppo è avvenuta quasi esclusivamente nel primo anno dopo l'incendio, in quanto il numero medio di piantine nate dopo due anni dall'incendio (Fig. 5) sono assolutamente trascurabili (0,08 semenzali/m²). I semi, provenienti per lo più dai con i serotini e rimasti vitali sulla chioma, vengono dispersi sul terreno subito dopo il passaggio del fuoco. L'apertura di tali con i è stimolata infatti dalle elevate temperature conseguenti all'incendio. I semi riescono a germinare nella stagione vegetativa successiva all'incendio in quanto il terreno risulta completamente privo di vegetazione, mentre non riescono ad insediarsi dopo la seconda stagione vegetativa a causa della competizione delle specie erbacee e di quelle pollonifere della macchia mediterranea che si sviluppano molto più rapidamente. L'effetto di tale competizione si ripercuote anche sulle giovani plantule che hanno evidenziato un tasso di mortalità del 37% tra il primo ed il secondo anno. Lo sgombero del soprassuolo percorso dal fuoco non è avvenuto dopo la prima stagione

vegetativa in quanto la densità di rinnovazione rilevata era inferiore alla soglia (3 semenzali m⁻²) ritenuta "soddisfacente" per lo sgombero (Leone, 2001).

I risultati mostrano una densità di rinnovazione notevolmente inferiore a quella riscontrata in una pineta di origine artificiale vegetante su terra rossa in Puglia, nella murgia barese (570 m s.l.m.) (Maiullari *et al.*, 2005) sottoposta a sgombero posticipato.

5. Conclusioni

Lo studio conferma la strategia di rinnovazione post-incendio del pino d'Aleppo e l'opportunità di posticipare lo sgombero del soprassuolo danneggiato dal fuoco, al fine di consentire la disseminazione dei con i serotini e la protezione delle giovani piantine dagli estremi climatici.

Si rileva altresì una bassa densità di rinnovazione. Ciò è probabilmente da ricondurre ad una serie di cause interagenti. Innanzitutto l' elevata intensità lineare dell'incendio e le conseguenti temperature elevatissime generatisi nelle chiome potrebbero aver causato, nonostante l'azione protettiva svolta dai con i serotini, la morte di una quota parte dei semi contenuti nella chioma.

Altro fattore limitante sono le particolari condizioni microclimatiche ed edafiche a cui sono sottoposte le pinete litoranee vegetanti su terreno sabbioso (azione dell'aerosol marino, forte insolazione, vento, aridità del suolo), oltre alla concorrenza con specie erbacee ed arbustive a sviluppo più rapido, come per esempio quelle "ricaccianti" (specie *sprouters*).

Lo studio proseguirà nei prossimi anni attraverso uno sgombero differenziato delle piante morte in piedi e di quelle troncate al suolo nelle 25 maglie quadrate in cui è stata suddivisa l'area incendiata. Ciò servirà a monitorare l'influenza del soprassuolo percorso dal fuoco sulla rinnovazione naturale.

Ringraziamenti

Si ringraziano vivamente il V. Sov. Gabellone Alessandro, l'Ass. C. Nigri Giuseppe, l'Ass. Geronimo Giuseppe, l'Ag. Sc. Galiani Anna Chiara e l'Ag. Gentile Francesco per i rilievi in campo e le fotografie ed il dott. Leronni Vincenzo per i preziosi suggerimenti.

Tabella 1. Risultati medi dei parametri studiati.
Table 1. Average values of studied parameters.

<i>year of surveys</i>	<i>years after fire</i>	<i>density of regeneration (plants/m²)</i>	<i>mean height (cm)</i>	<i>regeneration rate (Magini, 1967)</i>	<i>mortality rate</i>
2013	1	2,60	9,68	25,18	/
2014	2	1,64	18,52	30,38	37%



Figura 1. Panoramica della zona incendiata. Foto aerea scattata il 24.6.2012 al termine delle operazioni di estinzione.

Figure 1. Overview of the area burned. Photo taken 06/24/2012 at fire off.



Figura 2. Avanzata del fronte di fiamma. Foto del 24.6.2012 in località Chiatona.

Figure 2. Flame front of fire. Photo taken 06/24/2012 during fire in Chiatona locality.

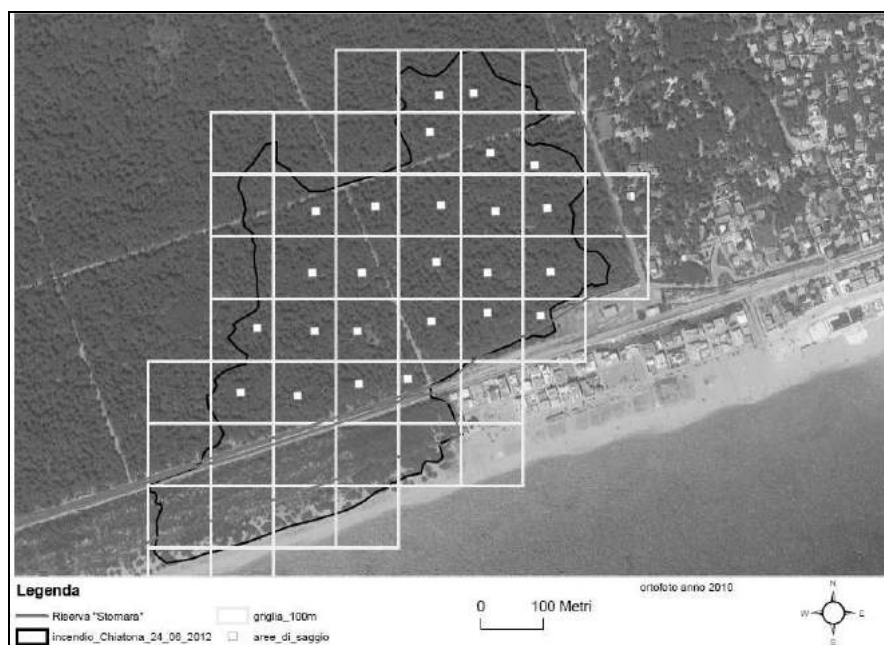


Figura 3. Schema di campionamento sistematico non allineato.

Figure 3. Systematic non-aligned sampling model.



Figura 4. Area di saggio permanente materializzata in campo.

Figure 4. Materialization of sample on the ground.

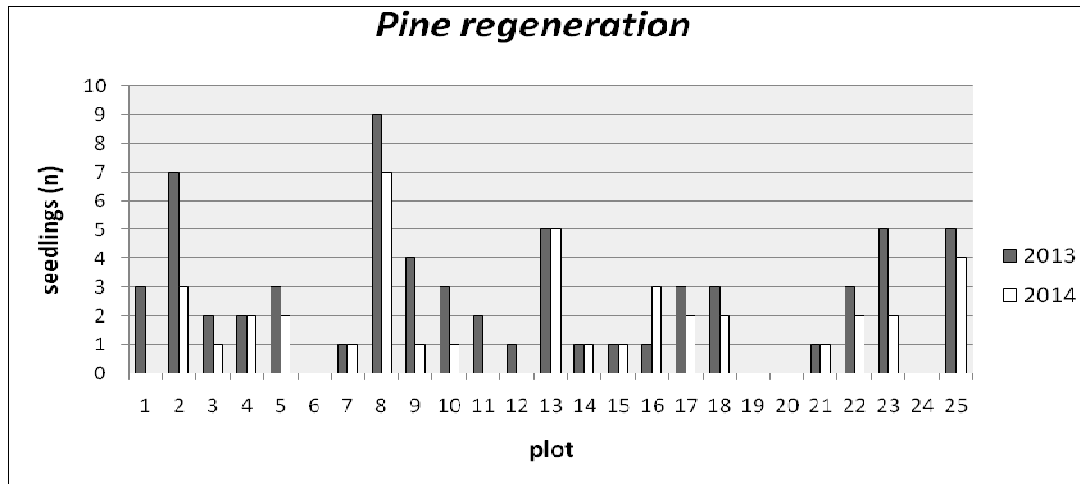


Figura 5. Densità di rinnovazione.
Figure 5. Density of regeneration.

SUMMARY

Analysis of post-fire regeneration in a coastal pine forest.

A case study in the “Stornara” Natural Reserve

The study analyzes the post-fire regeneration in a coastal pine forest located within the Nature Reserve “Stornara”. This pine forest this forest is managed by the National Forest service in southern Italy. The forest stands are natural old timbers dominated by Aleppo Pine (*Pinus halepensis* Miller), they live. This forest grows on sandy soil behind the coastal dunes.

The area has a Mediterranean climate, semi-arid. On June 24, 2012, a portion (about 29 hectares) of pine forest was affected by an intense crown fire. This area after the fire was left undisturbed. The analysis of the post-fire natural regeneration was based on determination of the number of seedlings and their heights within a congruous number of permanent sample plots. The surveys in plots were carried out in October 2013 and in September 2014. Observations have shown a density of regeneration of 2.6 seedlings for m² in the 2013 and 1.64 seedlings for m² in the 2014, with an average mortality rate of 37%. The observations have also shown that the establishment of Pine regeneration occurred almost exclusively in the first year after the fire. This element can be presumably due to competition of the herbaceous species and to the re-sprouting ability of shrub species. The data show a density regeneration lower than that found in another study (Maiullari *et al.*, 2005) in the same region but on a hillside (570 m s.l.m.). This is probably caused by the high intensity of the fire and environmental conditions more severe of ionic coastal pine forest. The data confirm however the opportunity to postpone the eviction of the stands damaged by fire.

BIBLIOGRAFIA

- Despain D., Clark R., Reardon, 1996 – *Effects of crown fire on the crown seed bank of Lodgepole pine in Yellowstone: proceedings of the second biennial conference on the Greater Yellowstone Ecosystem*. International Assoc. of Wildland Fire, Fairfield, Washington.
- Habrouk A., Retana J., Espelta J.M., 1999 – *Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires* (Progetto FIREGENE), final report.
- Leone V., 1995 – *Gli incendi boschivi: difesa e ricostruzione*. I Georgofili: atti dell'Accademia dei Georgofili, settima serie, vol. XLII (171° dall'inizio): 61-78.
- Leone V., 2001 – *Interventi selvicolturali per il recupero di soprassuoli boschivi percorsi da incendi*. L'Italia Forestale e Montana, 6: 430-440.
- Lovreglio R., Leone V., 2005 – *La ricostruzione delle formazioni boschive percorse dal fuoco: valutazione dei danni*. Atti Convegno DIMAF, Arone (Tr).
- Magini E., 1967 – *Ricerche sui fattori della rinnovazione naturale dell'abete bianco sull'Appennino*. L'Italia Forestale e Montana, 22: 261-270.
- Maiullari G., Leone V., Lovreglio R., 2005 – *La rinnovazione post-incendio in rimboschimenti a Pinus halepensis Mill.* L'Italia Forestale e Montana, 6: 687-702.
- Pavari A., 1916 – *Studio preliminare sulla coltura di specie forestali esotiche in Italia*. Ann. R. Ist. Sup. For. Naz., I: 159-379.
- Saracino A., Leone V., 1991 – *Osservazioni sulla rinnovazione del Pino d'Aleppo (Pinus halepensis Mill.) in soprassuoli percorsi dal fuoco. I. La disseminazione*. Monti e Boschi, XLIII (6): 39-46.

HEIGHT-GROWTH DYNAMICS OF SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) IN BURNED AND CLEARCUT AREAS IN HEMIBOREAL FORESTS, LATVIA

Mara Zadina¹, Liga Purina¹, Agris Pobiarszens¹, Juris Katrevics¹
Janis Jansons², Aris Jansons¹

¹Latvian State Forest Research Institute "Silava", Rīgas 111, Salaspils, Latvia; aris.jansons@silava.lv

²Forest Competence Centre, Dzerbenes str. 27, Rīga, Latvia

The aim of this study was to compare medium-term growth dynamics of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in areas after forest fire and clearcut in different forest types to improve the understanding of post-fire growth of trees in hemiboreal forest zone. The data were collected at four Scots pine dominated forest stands located in northern and central parts of Latvia (56°45' - 57°40'N; 22°32' - 24°98'E) burned or clearcut in 1992, 2004 and 2006; forest types *Vacciniosa*, *Vacciniosa mel* and *Myrtillosa mel*. In each study site 100m² and 25 m² circular plots were placed systematically and height increment of Scots pine were measured. The average height of Scots pine at the age of 8 years was 167±54.2 cm *Vacciniosa* and 230±90.3 cm *Myrtillosa mel*. At the age of 10 years 184±71.1 cm *Vacciniosa mel*, and at the age of 22 years 360±214.1 cm *Vacciniosa*. Our results demonstrated that 8 years after the forest fire mean height of Scots pine was significantly lower in burned areas in comparison to clearcut, but there were no significant differences in mean height of trees 10 and 19 years after forest fire. It indicates, that impact of forest fire on tree growth diminishes over time and in forest types on more fertile soil its effect is more limited than on poor soil. Tree height was notably more variable in all the burned areas in comparison to the control areas.

Keywords: forest fire, forest type, height increment.

Parole chiave: incendi boschivi, tipo di foresta, altezza incremento.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-mz-hei>

1. Introduction

Latvia is located in hemiboreal forest zone and its forests cover, according to National forest inventory is 52%. During last decade forestland has been expanding gradually due to afforestation of less fertile and abandoned agriculture land. In 2013 forest sector generated around 6% of country's GDP according to Ministry of Agriculture statistics. There are different kinds of natural disturbances in hemiboreal forests, like forest fires, windthrows, insects and disease outbreaks which are essential elements of ecosystem dynamics. In order to improve post-disturbance silviculture practices it is important to understand how to mitigate negative and use positive effects of these disturbances. Historically forest fires have been a component of the forest ecosystem dynamics, but at least for the last 3 millenniums main cause of them is human activity. Nowadays forest fire occurrence in hemiboreal forest zone in Europe has declined due to the effective forest fire protection systems.

The number of forest fires varies every year. In last 24 years the total forest area burned per year in Latvia vary from 90 ha in year 2012 to 8412 ha in 1992, on average every year in Latvia fire affects 1083 ha of forest land according to Latvian State Forest statistics. In year 2013 93% of all forest fires were human caused. Moreover notably more fires occur around urban areas, for example, 22% of all forest fires in

2013 occurred close to capital city Riga (Leisavnieks, 2013). Similar situation has been observed across northwest Europe: the majority of forest fires is caused by humans and located in vicinity of cities (Hille and den Ouden, 2004). According to the climate-change scenarios, a rise of the mean temperature 2.5 °C in the territory of Latvia until the end of the century is expected, meanwhile the increase of rainfall will be minimal, causing prolonged periods of drought (Aigars *et al.*, 2009). This situation will inevitably lead to increase in frequency of years with very high fire risk (calculated based on Nesterov index and Canadian Forest Fire Weather Index) as well as in days per year with very high fire risk. Very high fire risk indicates both high flammability of organic material (litter, duff etc.) as well as high temperatures during the fire, thus increasing fire likelihood of forest fire to initiate as well as its severity. In future in Latvia higher forest fire risk are mainly expected in forest types on poor and dry soils where the dominant tree species mostly is Scots pine. Scots pine is categorized to withstand moderate severity fire (Granström, 2001). It is important to understand post-disturbance stand development dynamics in order to find most suitable stand regeneration methods in future.

Therefore aim of this study was to compare medium-term growth dynamics of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in areas after forest fire and clearcut in different forest types.

2. Materials and methods

2.1 The study area

The study area is located in northern and central parts of Latvia (56°45' - 57°40' N, 22°32' - 24°98' E). The average annual temperature in territory of Latvia is +5.9 °C, on average July is the warmest month with the average temperature is +17.0 °C, the coldest months of the year are January and February with the average temperature from - 4.6 to - 4.7 °C. The mean amount of precipitation annually is 667 mm. The months with the most of precipitation on average 78 mm are July and August. The months with the lowest amount of precipitation on average 33 mm are February and March according to Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre statistics.

2.2 Data sampling and data analysis

The data were collected in four Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) dominated forest stands in summer and autumn in 2014. In all sites has been recorded high severity- stand replacing forest fire, followed by salvage clearcutting. Sites were regenerated by planting in year 1992 (Slitere, *Vacciniosa* forest type), 2004 (Ugale, *Vacciniosa mel.* forest type) and 2006 (Jaunjelgava and Dalbe, *Vacciniosa* and *Myrtillosa mel.* respectively). Clearcut area of the same year and forest type, regenerated by Scots pine, located close to the respective site were chosen as comparison.

At each study site 100 m² and 25 m² circular plots were placed systematically and height increment of Scots pine, Silver birch (*Betula pendula* Roth.), Norway spruce (*Picea abies* L.) and Trembling aspen (*Populus tremuloides*) was measured. Student's T-test was used to assess significant differences between areas after forest fire (further in text referred as burned) and control areas.

3. Results

The average height of Scots pine at the age of 8 years was 167±54.2 cm (mean±SD) in *Vacciniosa* forest type and 230.4±90.3 cm in *Myrtillosa mel* forest type. At both sites mean height of Scots pine was significantly higher ($p=0.001$) in the control areas than in the burned areas (Tab. 1). The difference between burned and control areas was from 25 to 36 cm, higher height difference were found in forest type on poorest soil (*Vacciniosa*). At these sites also the Scots pine height increment of the last 3 years demonstrated similar tendency i.e. gradual increase of height difference between burned and control areas (Fig.1. A, B). At age of 10 years in *Vacciniosa mel* forest type no significant ($p>0.1$, $\alpha=0.05$) height differences between control and burned areas was observed, however, it is a results of changes during last years, since at the age 7 years pines were significantly higher in the burned areas than in control (Fig. 1 C).

At the age of 19 years in *Vacciniosa* forest type no significant height differences between burned and control areas ($p=0.76$, $\alpha=0.05$) was observed (Fig. 2). Moreover there was no significant height differences between burned and control areas in the last two years.

Scots pine height was clearly more variable in all the burned areas compared to control areas. At burned areas variation coefficient ranged from 32-59%, but in control areas from 29-50 % respectively (Tab. 2).

The highest Scots pine height variability observed in *Vacciniosa* forest type at age of 19 years in burned area was 59% but in control -50%. The most even distributed height of Scots pine is observed in *Vacciniosa* forest type at age of 8 years in burned areas 32 % but in control areas 29%. Density of Scots pines was notably and significantly higher in burned areas in comparison to clearcutted in both sites in *Vacciniosa* forest type and lower in *Vacciniosa mel.* forest type; density of other tree species (birch, aspen, spruce) was significantly higher in clearcutted sites only in tow oldest areas (Ugale and Slitere). Plot-mean level correlation between density of other tree species and density Scots pine varied widely, but was not significant in any of the sites (Tab. 2).

4. Discussion

Number of studies has analyzed post-fire regeneration and short-term growth trends. For example, positive effect of forest fire on Scots pine regeneration is reported by Hille and den Ouden (2004): they found that Scots pine recruitment in *Oxalis-Myrtillo-Cultopinetum sylvestris* forest sites was more successful and height significantly higher after medium severity fires than after soil scarification in clearcut areas in Germany. Similarly, in Lithuania regeneration of Scots pine in first 4 years after low intensity fire in *Vaccinium* forest type was more successful than in control areas, although height increment wasn't measured in this study (Marozas *et al.*, 2007). However, there is very limited number of studies covering medium-term impact of forest fire on tree growth that is the object of our study. Our results demonstrate that after the fire growth of Scots pine is significantly slower at age of 8 years in *Vacciniosa* and *Myrtillosa mel* forest types, but at age of 10 and 19 years no significant mean height differences were observed at burned and clearcut areas in *Vacciniosa mel* and *Vacciniosa* forest types. In Canada study results shows that in black spruce stand height differences between burned and clearcut area disappear at age 50 years on sandy loam soils (Ruel *et al.*, 2004). Negative effect of forest fire on tree growth, decreasing over time, is linked to its impact on soil. During high severity forest fire large part of organic matter is consumed, soil characteristics i.e. porosity and structure are degraded (Certini, 2005) and root system and mycorrhizas are damaged (Hille, 2006). Also significant losses from forest floor of K and N have been observed at young stands after forest fire, while no significant loss of soil nutrients were observed after clearcut harvesting (Simard *et al.*, 2001). The higher height difference between burned and control areas was found in *Vacciniosa* forest type at age of 8 years. On average in non-disturbed *Vacciniosa* (poor sandy soil) forest floor humus layer is 5 cm thick, while in *Myrtillosa mel* (sandy loam soil) humus layer is around 20 cm. It could explain the higher absolute and relative tree height differences between burned and clearcut areas observed in *Vacciniosa* in comparison to

Myrtillosa mel.: effect of forest fire on thinner humus layer could be more degrading and soil nutrient leakage is more intense from sandy soils than from sandy loam soils. In *Vacciniosa mel* forest type with relative thick humus layer (20 cm on average) all organic material may not be consumed also during high intensity forest fire and could therefore explain, why no significant height differences are observed for Scots pine at the age of 10 years between burned and clearcut areas in this forest type. Negative effect of forest fire on soil (total mass of organic carbon, extractable Ca, P and pH), lasting longer than the age of trees of in our study (for 21 years) was found in boreal forest zone (Simard *et al.*, 2001). Sooner disappearing impact of forest fire in our study could be explained by differences of climatic conditions (as the nutrient cycling and accumulation of organic matter is faster in hemiboreal or nemoral, than in boreal zone) or forest type. Scots pine and other tree species density in our study varied significantly between treatments and sites; moreover we did not find significant correlation between Scots pine density and other tree species densities. Tree densities at commercial stands are mainly influenced by timing and intensity of thinning (not known in our study sites) therefore we cannot attribute observed differences to influence of forest fire. Stand-development following fire disturbance primarily depends on the fire severity and the scale of damage to the ecosystem (Hille, 2006). Scots pine height variation was higher at burned sites compared to control

areas. Similar results have been observed by Taylor *et al.* (2013) in boreal forests and these differences can be explained by different spatial heterogeneity of forest fire severity which is affected by stand composition and fuel load (Kafka *et al.*, 2001) weather conditions and topography (Taylor *et al.*, 2013).

This heterogeneity affects humidity, soil moisture and temperature, crucial for early development stages of trees (Hille and den Ouden, 2004) as well as nutrient availability, important to boost tree growth. Patches of lower fire intensity might even have had a positive influence on availability of soil minerals and eliminate plant competition (Certini, 2005), therefore boosting growth of particular trees.

Therefore further studies shall include soil- analysis to improve the understanding of the causes of observed Scots pine height differences and cover higher number of sites and sample plots to address the impact of heterogeneity and better reveal the medium-term impact of forest fire.

Acknowledgements

The study was supported by Forest Competence Centre (ERAF, L-KC-11-0004) project "Ecological risk in management of forest capital value – methods of assessment and recommendations of their minimization".

Table 1. Tree height in stands after forest fire and clearcut.

Site Forest type	Treatment	Mean height of Scots pine (cm)	SD (cm)	Mean height of birch, aspen, spruce tree species (cm)	SD (cm)
Jaunjelgava <i>Vacciniosa</i>	Burned	167	54.2	147	83.3
	Control	202	57.9	165	151.6
Dalbe <i>Myrtillosa mel</i>	Burned	230	90.3	146	64.2
	Control	254	85.9	125	52.1
Ugale <i>Vacciniosa mel</i>	Burned	184	71.1	78	44.8
	Control	192	69.4	117	64.9
Slitere <i>Vacciniosa</i>	Burned	360	214.1	75	53.8
	Control	356	179.1	119	71.9

SD - standard deviation

*differences between burned and clearcutted sites statistically significant

Table 2. Variation of Scots pine height at burned and control sites.

Sites	Treatment	Coefficient of variation	Scots pine ha ⁻¹	Birch, aspen, spruce trees ha ⁻¹	Correlation
Jaunjelgava <i>Vacciniosa</i>	Burned	32%	2829*	2800	0.10
	Control	29%	3815	5070	0.21
Dalbe <i>Myrtillosa mel</i>	Burned	39%	3174	3076	-0.06
	Control	34%	2995	2633	-0.16
Ugale <i>Vacciniosa mel</i>	Burned	39%	2820*	565*	-0.34
	Control	36%	2008	3602	-0.29
Slitere <i>Vacciniosa</i>	Burned	59%	1918*	1362*	0.09
	Control	50%	4457	6811	0.64

Correlation-plot mean correlation between density of Scots pine and density of other tree species

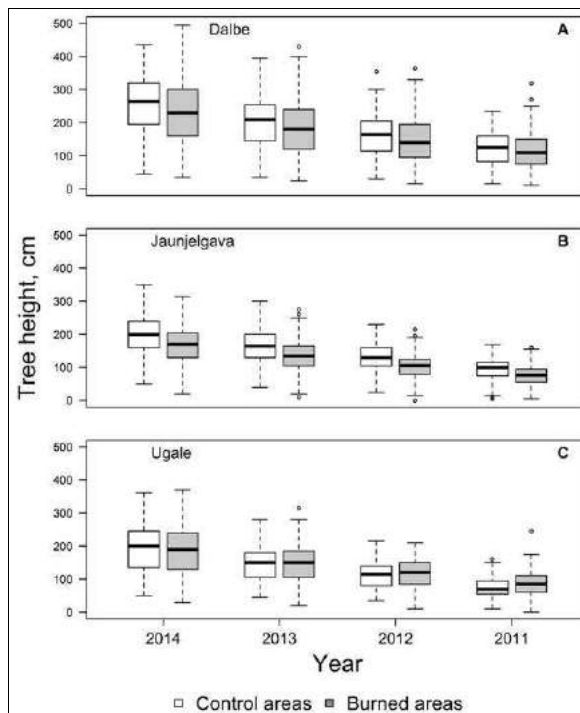


Figure 1. Average height of Scots pine at the age of 5 to 8 years in *Myrttilosa mel* (A) and *Vacciniosa* (B) forest type and at age of 7 to 10 years in *Vacciniosa mel* (C) forest type.

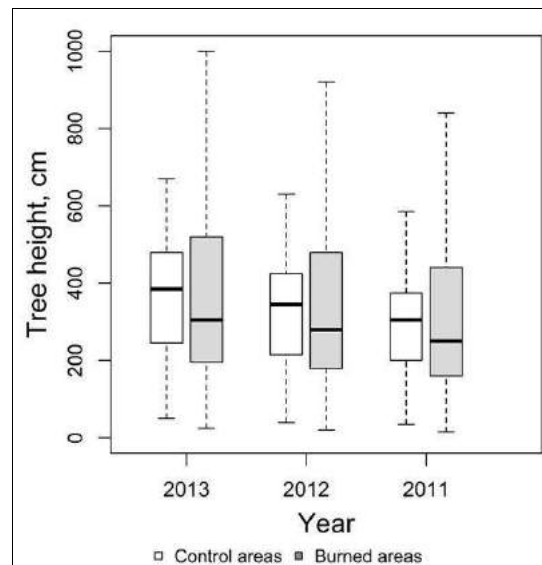


Figure 2. Average height of Scots pine at the age of 17 to 19 years in *Vacciniosa* forest type.

RIASSUNTO

La dinamica della crescita in altezza del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) nelle aree bruciate e in quelle disboscate a taglio raso delle foreste emiboreali, Lettonia

L'obiettivo di questo studio era quello di comparare la dinamica di rigenerazione e crescita di lungo periodo del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) nelle aree bruciate e in quelle disboscate a taglio raso per miglio-

rare la comprensione delle conseguenze a lungo termine dell'incendio boschivo nella zona delle foreste emiboreali.

I dati sono stati raccolti in quattro soprassuoli forestali dominati da pino silvestre situati nelle parti settentrionali e centrali della Lettonia (56°45' - 57°40' N; 22°32' - 24°98' E), bruciati o disboscati a taglio raso nel 1992, 2004 e 2006; tipi forestali: *Vacciniosa*, *Vacciniosa mel* e *Myrttilosa mel*.

In ogni area di studio sono stati localizzati in modo sistematico i plot circolari di 100 m² e di 25 m² ed è

stata misurata la crescita in altezza del pino silvestre. Il test T è stato usato per stimare differenze significative tra le aree bruciate e quelle di controllo. L'altezza media del pino silvestre all'età di 8 anni era 167 ± 54.2 cm (media \pm DS) – *Vacciniosa* e 230 ± 90.3 cm – *Myrtillosa mel*. All'età di 10 anni: 184 ± 71.1 cm – *Vacciniosa mel*, e all'età di 22 anni: 360 ± 214.1 cm – *Vacciniosa*. I nostri risultati hanno dimostrato che 8 anni dopo l'incendio boschivo l'altezza media del pino silvestre era significativamente più bassa nelle aree bruciate rispetto a quelle disboscate a taglio raso. Comunque 10 e 19 anni dopo l'incendio boschivo non abbiamo constatato differenze significative dell'altezza media del pino silvestre tra le aree bruciate e quelle di controllo. Ciò potrebbe indicare che l'importanza delle conseguenze dell'incendio col passare del tempo sta cambiando. Inoltre l'altezza dell'albero era notevolmente più variabile in tutte le aree bruciate che nelle aree di controllo.

BIBLIOGRAPHY

- Aigars J., Apsite E., Bethers U., Bruniniece I., Ebenhards G., 2009 – *Climate change in Latvia: highlights and adaptation measures*. Riga, pp. 64.
- Certini G., 2005 – *Effects of fire on properties of forest soils: a review*. *Oecologia*, 143 (1): 1-10.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Granström A., 2001 – *Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest*. Scandinavian, J. Forest Res. Suppl., 3: 62-69.
<http://dx.doi.org/10.1080/028275801300090627>
- Hille M., 2006 – *Fire ecology of Scots pine in North-west Europe*. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Hille M., den Ouden J., 2004 – *Improved recruitment and early growth of Scots pine (Pinus sylvestris L.) seedlings after fire and soil scarification*. *European Journal of Forest Research*, 123: 213-218.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10342-004-0036-4>
- Kafka V., Gauthier S., Bergeron Y., 2001 – *Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec*. *International Journal of Wildland Fire*, 10: 119-127.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF01012>
- Leisavnieks E., 2013 – *Parskats par meza ugunsgrēkiem un to nodarītajiem zaudējumiem 2013. Gada, Valsts meza dienesta Gada parska, Report of forest fire damages in Latvia*. Available at:
<http://www.vmd.gov.lv/valsts-meza-dienests/statiskas-lapas/publikacijas-un-statistika/statistikas-parskati?nid=1050#jump>, 20 October 2014
- Marozas V., Racinskas J., Bartkevicius E., 2007 – *Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal Pinus sylvestris forests*. *Forest Ecology and Management*, 250(1-2): 47-55.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.008>
- Ruel J.C., Horvath R., Ung C.H., Munson A., 2004 – *Comparing height growth and biomass production of black spruce trees in logged and burned stands*. *Forest Ecology and Management*, 193(3): 371-384.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.007>
- Simard D.G., Fyles J.W., Paré D., Nguyen T., 2001 – *Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest*. *Canadian Journal of Soil Science*, 81 (2): 229-237.
<http://dx.doi.org/10.4141/S00-028>
- Taylor A.R., Hart T., Chen H.Y.H., 2013 – *Tree community structural development in young boreal forests: A comparison of fire and harvesting disturbance*. *Forest Ecology and Management*, 310: 19-26.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.017>

IMPATTI AMBIENTALI DELLE UTILIZZAZIONI FORESTALI E STRATEGIE DI MITIGAZIONE

Enrico Marchi¹, Giacomo Certini²

¹Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari Alimentari e Forestali (GESAAF), Università degli Studi di Firenze, Firenze; enrico.marchi@unifi.it

²Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente (DISPAA), Università degli Studi di Firenze, Firenze

Uno degli aspetti su cui si sta concentrando l'attenzione nel settore delle utilizzazioni forestali è la cosiddetta "forest operation ecology". Questo termine indica l'approccio operativo alla sostenibilità delle utilizzazioni forestali e mira allo sviluppo di tecnologie e sistemi di utilizzazione compatibili con l'ambiente, all'uso efficiente delle risorse, alla riduzione della produzione di rifiuti ed emissioni ed al contenimento degli impatti alle strutture e alle funzioni delle "sfere" ambientali. Lo sviluppo di reti viabili forestali e sistemi di raccolta del legno a basso impatto ambientale è un elemento chiave per la moderna selvicoltura. Le utilizzazioni forestali possono avere rilevanti impatti sull'ambiente, come la compattazione e l'alterazione della morfologia del suolo. Questi possono avere conseguenze negative sull'ecologia del suolo e sulla produttività delle foreste. In particolare, la riduzione della porosità implica una riduzione degli scambi gassosi e dell'infiltrazione dell'acqua con effetti sui microrganismi del suolo e sulle piante.

La compattazione del suolo può essere anche causa di scorrimento superficiale delle acque meteoriche e di fenomeni erosivi localizzati o diffusi.

Questo lavoro riassume i risultati della ricerca, sviluppata a livello nazionale ed internazionale, sugli impatti che possono derivare dall'esecuzione maldestra dei lavori forestali. I sistemi per la mitigazione di questi impatti sono discussi. Vengono inoltre sottolineati i punti sui quali appare indispensabile intervenire per migliorare la sostenibilità delle utilizzazioni forestali nell'applicazione degli interventi selvicolturali.

Parole chiave: utilizzazioni forestali, strade forestali, sistemi di esbosco, impatti ambientali, suolo.

Keywords: forest operation, forest road, extraction system, environmental impact, soil.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-em-imp>

1. Introduzione

Nell'ultimo decennio nell'ambito delle utilizzazioni forestali si è registrata una crescente attenzione a quella che Heinimann (2007) ha definito "forest operation ecology".

Questo termine caratterizza l'approccio operativo alla sostenibilità delle utilizzazioni forestali e mira allo sviluppo di tecnologie e sistemi di utilizzazione compatibili con l'ambiente, all'uso efficiente delle risorse, alla riduzione della produzione di rifiuti ed emissioni ed al contenimento degli impatti alle strutture e alle funzioni delle "sfere" ambientali (atmosfera, biosfera, idrosfera e litosfera).

Lo sviluppo di reti viabili forestali e sistemi di raccolta del legno a basso impatto ambientale è un quindi un elemento chiave per la moderna selvicoltura.

L'esecuzione delle utilizzazioni forestali e l'apertura di strade e piste forestali o la loro non corretta manutenzione possono avere rilevanti impatti sull'ambiente e in particolare sul suolo forestale. I suoli forestali sono comunemente visti come sistemi sani. Essi tuttavia possono essere oggetto di varie forme di degrado, alcune delle quali sono indotte dall'uomo. Il suolo è molto

sensibile agli impatti causati dalla gestione forestale effettuata con mezzi e sistemi impropri, in particolare se applicati su ampia scala. I sistemi di esbosco per via terrestre, basati sull'impiego di macchine, sono oggi ampiamente diffusi in terreni pianeggianti o leggermente inclinati, che in genere forniscono ambiente di lavoro sicuro e elevate produttività del lavoro (Akay e Sessions, 2001).

Una vasta gamma di macchine come skidder, forwarder e trattori, con organi di propulsione diversi (pneumatici, cingoli, semi-cingoli) vengono comunemente utilizzate nell'esbosco del legname (Bygdén *et al.*, 2004; Jansson e Johansson, 1998; Picchio *et al.*, 2009, 2011; Seixas e McDonald, 1997). Tali macchine trasportano il materiale legnoso, strascicandolo o sollevato da terra, agli imposti passando sul terreno forestale. Negli ultimi anni questi veicoli sono diventati progressivamente più potenti ed efficienti, ma anche più pesanti, quindi sempre più impattanti sul suolo (Vossbrink e Horn, 2004; Horn *et al.*, 2007).

I conseguenti danni sul suolo, spesso di lunga durata e talvolta addirittura irreversibili, si ripercuotono negativamente sulla produttività delle foreste e la funzionalità degli ecosistemi (Hartmann *et al.*, 2014).

2. Obiettivo del lavoro

Nel contesto sopra descritto il presente lavoro vuole offrire una panoramica delle problematiche e della ricerca sugli impatti delle utilizzazioni forestali con particolare riferimento al suolo.

Sono stati analizzati i principali fattori che influenzano tali impatti e le loro principali tipologie. Alcuni sistemi di riduzione e/o mitigazione degli impatti sono stati descritti. Infine, il presente lavoro individua alcuni punti chiave per il futuro della ricerca e del trasferimento dell'innovazione, per il miglioramento dei metodi di esecuzione degli interventi silvicolture, nell'ottica di una sempre maggiore riduzione degli effetti negativi delle utilizzazioni forestali sull'ambiente.

3. Interazione macchina-terreno

Il passaggio dei mezzi di esbosco esercita inevitabilmente forze verticali e orizzontali, nonché forze di taglio, sul suolo (Alakukku *et al.*, 2003). Conseguenza di ciò è l'alterazione dello stato fisico del suolo, la cui gravità dipende da diversi fattori, come la massa del veicolo, il peso che grava sull'assale/ruota/cingolo, la pressione dei pneumatici, l'area di contatto tra il veicolo e il suolo, la pendenza del terreno, e le forze di taglio dinamiche, le caratteristiche del suolo ed il suo stato di umidità (Jansson e Johansson, 1998; Alakukku *et al.*, 2003; Bygdén *et al.*, 2004).

La massa di veicoli forestali varia tra 5 e 40 Mg (Eliasson, 2005). Questa massa esercita il suo peso sulla superficie di contatto, la porzione del pneumatico o del cingolo a diretto contatto con il terreno. È difficile determinare esattamente le dimensioni e la forma dell'area di contatto perché dipende dalla deformazione dei pneumatici, che è influenzata da caratteristiche del pneumatico, dalla pressione di gonfiaggio, dal carico sulla ruota, e dalla plasticità del suolo (Hallonborg, 1996). Bassa pressione di gonfiaggio, alto carico di pneumatici, e terreno morbido contribuiscono ad aumentare l'area di contatto. La dimensione dell'area di contatto cambia continuamente durante il tragitto, soprattutto a causa della superficie irregolare del suolo. Inoltre, la pressione non è distribuita uniformemente sulla superficie di contatto, e in alcuni punti può essere più volte (anche dieci) superiore alla pressione media (Hillel, 1998; Gysi *et al.*, 2001).

Nei veicoli cingolati, i valori di picco di pressione al suolo di solito si registrano sotto i rulli (Wong, 1986) e dipendono molto dal baricentro del veicolo e dalla disposizione del cingolo (Koolen e Kuipers, 1983). Le interazioni macchina-terreno sono molto complesse. In una recente review, Cambi *et al.* (2015) hanno evidenziato che negli studi basati su prove in campo (48 i lavori analizzati) spesso mancano dati essenziali per il confronto e la sintesi dei risultati ottenuti. Ad esempio, per quanto riguarda i dati relativi alle caratteristiche del suolo, nel 19% degli studi analizzati mancavano i dati relativi all'umidità dello stesso al momento del passaggio dei mezzi e nel 62% dei casi mancavano informazioni sul contenuto di sostanza organica, entrambi aspetti importanti nel definire la portanza del suolo.

Per quanto riguarda i mezzi utilizzati, nell'82% dei casi di impiego di veicoli gommati e nel 79% dei cingolati mancavano i valori della pressione esercitata al suolo.

4. Impatti al suolo

I principali effetti degli stress impartiti al suolo dai mezzi meccanici sono la compattazione e la solcatura, quest'ultima frutto sia della prima che dello spostamento laterale del suolo più superficiale.

4.1 Compattazione

La compattazione è il costipamento del suolo che si verifica quando questo è sottoposto a pressioni superiori che superano la sua intrinseca resistenza meccanica.

La compattazione causata dal passaggio dei mezzi meccanici durante i lavori di utilizzazione implica l'aumento della densità apparente e delle resistenze a penetrazione e taglio e la riduzione della porosità.

La variazione di tali parametri fisici del suolo dipende da molti fattori come la densità apparente iniziale, il contenuto di umidità e di sostanza organica e la pressione esercitata dalle macchine. L'aumento della densità apparente è ovvia conseguenza della riduzione della porosità totale, che si può ammontare in alcuni casi anche al 50-60% (Ampoorter *et al.*, 2007; Picchio *et al.*, 2012; Solgi and Najafi, 2014). Tale riduzione di porosità avviene prevalentemente a carico dei pori più grossi, i cosiddetti "macropori", quelli preposti al drenaggio del suolo ed al rifornimento d'aria alle radici (Kutilek *et al.*, 2006). In proporzione sul totale aumentano i micropori, che trattengono più fortemente l'acqua e ciò rende dunque più lento lo smaltimento d'acqua del suolo in condizioni di saturazione ("permeabilità").

4.2 Solcatura

I solchi sono il risultato dello spostamento verticale ed orizzontale delle particelle di suolo associato alle sollecitazioni di taglio e compressione causate dai mezzi meccanici e si formano soprattutto quando il suolo è bagnato (Horn *et al.*, 2007). I solchi possono diventare dei percorsi preferenziali per il deflusso delle acque meteoriche, che implicano un minor trattenimento delle stesse nel suolo ed una forte perdita di suolo superficiale - quello più fertile - per via del ruscellamento (Schoenholtz *et al.*, 2000).

Conseguenze della formazione dei solchi possono essere anche le colate di fango e detriti e, in situazioni pianeggianti, il ristagno idrico. In alcuni casi l'acqua può rimanere così a lungo da dare origine a "figure redoximorfiche", cioè a variazioni cromatiche caratteristiche che rivelano condizioni di anossia nel suolo (Herbauts *et al.*, 1996). La formazione dei solchi è la prova evidente che i veicoli hanno superato la capacità portante del terreno (Yong *et al.*, 1984). La profondità e le dimensioni dei solchi dipendono essenzialmente dal peso del veicolo, dal tipo di organo di propulsione, dal tipo di suolo, dalla pendenza del terreno, dal numero di passaggi e dalle condizioni di umidità del suolo (Bygdén *et al.*, 2004).

Le conseguenze per la produttività dei soprassuoli possono essere considerevoli, tanto che il numero e la

lunghezza dei solchi e la profondità sono state proposte come indicatori approssimativi della perdita di tale produttività in ambito forestale (Lacey e Ryan, 2000).

4.3 Impatti indiretti

La compattazione del suolo e la solcatura comportano una serie di effetti secondari sulla funzionalità dei suoli. L'alterazione della porosità influisce sui rapporti pianta-acqua, sull'aerazione, e sulla profondità di congelamento nel suolo, con possibile sviluppo di un ambiente meno favorevole alla crescita delle piante.

Una volta compattato, un suolo può trattenere più acqua che non prima della compattazione (Currie, 1984), ma questo non implica necessariamente una maggiore disponibilità d'acqua per le piante. Infatti, i micropori sono più efficienti nel trattenere l'acqua, ma la trattengono con una forza tale da renderla talvolta indisponibile per le piante.

La compattazione del suolo significa anche riduzione della permeabilità all'aria, con ovvie limitazioni negli scambi gassosi con l'atmosfera e una riduzione nella disponibilità di ossigeno per le radici (Frey *et al.*, 2009). Una volta compattato, il suolo è quindi caratterizzato da maggiori concentrazioni di CO₂ rispetto alle condizioni di partenza (Goutal *et al.*, 2013).

Gaertig *et al.* (2002) hanno valutato che la concentrazione di CO₂ in suoli compattati può essere fino a tre volte superiore che in quelli non compattati e che la densità delle radici diminuisce significativamente con la diminuzione della permeabilità all'aria.

Elevate concentrazioni di CO₂ nel suolo possono infatti inibire la respirazione (Qi *et al.*, 1994) e la crescita (Viswanathana *et al.*, 2011) degli apparati radicali. La limitazione nella crescita delle radici dopo la compattazione del suolo è anche dovuta alla sua maggiore resistenza alla penetrazione (Taylor e Brar, 1991).

La crescita delle radici di molti alberi è limitata quando la resistenza del suolo alla penetrazione supera 2,5 MPa (Greacen and Sands, 1980).

La compattazione del suolo o la rimozione degli orizzonti superficiali, di solito i più fertili, può provocare la riduzione nella crescita delle piante e/o difficoltà di rigenerazione (Williamson e Neilsen, 2000), con effetti anche sulla diversità vegetale (Pinard *et al.*, 2000). L'effetto della compattazione sulla componente biologica del suolo è un altro aspetto di grande rilevanza.

La microfauna del suolo viene alterata in modo significativo, soprattutto perché risultano stravolti i rapporti relativi tra i volumi d'acqua e d'aria nel suolo (Radford *et al.*, 2001).

La riduzione della porosità totale, l'alterazione della distribuzione dimensionale dei pori e della loro connettività hanno effetti anche sulla quantità e sull'attività dei microorganismi presenti nel suolo (Tan *et al.*, 2008; Frey *et al.*, 2009), quali batteri e funghi (Smeltzer *et al.*, 1986).

A tutt'oggi appare oscuro quale sia l'effetto a medio e lungo termine della compattazione del suolo sulla importantissima capacità dello stesso di stoccare carbonio ai fini del contrasto al cambiamento climatico

in atto; e ciò, sostanzialmente, per la mancanza di studi focalizzati sul tema.

È noto tuttavia che la compattazione modifica il tasso di scambio di gas ad effetto serra – quali CO₂, CH₄ e N₂O – dei suoli forestali con l'atmosfera (Yashiro *et al.*, 2008).

5. Tecniche di prevenzione e mitigazione degli impatti

Molti sono gli studi improntati sui sistemi e le tecniche per la riduzione o la mitigazione dei danni causati al suolo durante le utilizzazioni forestali. Le principali misure da adottare allo scopo appaiono essere: i) ridurre, quanto più possibile, la pressione nelle aree di contatto tra macchine e suolo, ii) operare in condizioni di suolo relativamente secco, quando la capacità portante dello stesso è elevata, iii) pianificare attentamente i lavori di utilizzazione. Riguardo al primo punto, se i residui di utilizzazione vengono lasciati sul terreno la pressione esercitata dalle macchine viene distribuita su una superficie maggiore e la pressione sul suolo si riduce sensibilmente (Ampoorter *et al.*, 2007; Labelle e Jaeger, 2012). Altre soluzioni tecniche atte a ridurre la pressione che i veicoli esercitano sul suolo sono rappresentate dall'utilizzo di basse pressioni di gonfiaggio dei pneumatici, di pneumatici più larghi o di semingoli.

In tal senso, l'adozione di sistemi di controllo della pressione dei pneumatici (TPCS), che ottimizzano tale pressione in base alle condizioni di lavoro, sono una soluzione tecnologica affidabile che aiuta a migliorare la trazione e la mobilità e può essere utile per la riduzione degli impatti (Lotfalian e Parsakhoo, 2009).

Una soluzione semplice al problema è quella di effettuare i lavori di utilizzazione nei periodi in cui il terreno è relativamente secco oppure congelato, quindi poco incline alla compattazione (Sutherland, 2003; Šušnjar *et al.*, 2006). Molti autori hanno evidenziato che un sistema efficace per ridurre l'impatto negativo sul suolo è quello di una accurata progettazione e pianificazione del lavoro. In particolare, un attento tracciamento di piste permanenti consente di limitare il "disturbo" del suolo su alcune aree selezionate (Chamen *et al.*, 2003; Horn *et al.*, 2007; Lotfalian e Parsakhoo, 2009; Picchio *et al.*, 2012). Tra l'altro, il suolo delle piste, una volta compattato, ha una capacità portante superiore rispetto alle aree circostanti e sopporta meglio i successivi passaggi dei mezzi, rendendo così più agevole il loro utilizzo.

6. Conclusioni

L'attività di ricerca inerente gli impatti sul suolo causati durante le utilizzazioni forestali è stata sicuramente ampia e articolata. Tuttavia, alcuni studi hanno evidenziato risultati contrastanti e in alcuni ambiti l'attività di ricerca è ancora carente o del tutto assente.

È quindi necessario continuare a indagare questa importante tematica, possibilmente migliorando i sistemi di raccolta e presentazione dei dati, magari attraverso una standardizzazione dei principali parametri da rilevare.

Ciò potrebbe consentire un più efficace lavoro di confronto e sintesi dei risultati ottenuti.

Contemporaneamente è importante svolgere attività di informazione e formazione degli operatori del settore, sia per renderli consapevoli dell'importanza del problema sia per aumentarne le conoscenze in materia, in particolare sui sistemi di mitigazione dei danni.

SUMMARY

Environmental impact of forest operations and possible countermeasures

One of the major challenges in forest management is to comply with forest operation ecology, which is a *modus operandi* aimed at: developing and deploying environmentally sound forest operation technologies; efficiently using resources; and minimizing the production of wastes and the overall impact on the structure and function of the environmental spheres – atmosphere, biosphere, hydrosphere, and lithosphere. The development of environmentally sound forest operations is a key factor in modern silviculture. Forest operations may induce considerable environmental impacts. Impacts on residual stand and forest soil are usually the main concern. Topsoil compaction and alteration of ground morphology are crucial direct effects of forest harvesting, with negative consequences for soil ecology and forest productivity. In particular, soil porosity reduction implies limitations in oxygen and water supply to soil microorganisms and plants. Soil compaction has also dramatic ramifications in terms of runoff and erosion of the most fertile soil compartment. This paper aims to review the national and international literature dealing with the environmental impact of forest operations carried out for implementing planned silvicultural treatments. This paper addresses issues related to the impacts caused by forest operations and approaches for their mitigation. Main guidelines for improving the sustainability of forest operations in the close future are also addressed.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Akay A., Sessions J., 2001 – *Minimizing road construction plus forwarding costs under a constraint of soil disturbance*. Proceedings of the International Mountain Logging and 11th Pacific Northwest Skyline Symposium, Dec. 10-13, Seattle, WA., pp. 61-70.
- Alakukku L., Weisskopf P., Chamen W.C., Tijink F.G., van der Linden J., Pires S., Sommer C., Spoor G., 2003 – *Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review*. Soil Till. Res., 73: 145-160.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00107-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00107-7)
- Ampoorter E., Goris R., Cornelis W.M., Verheyen K., 2007 – *Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils*. Forest Ecology and Management, 241: 162-174.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019>
- Ares A., Terry T., Miller R., Anderson H., Flaming B., 2005 – *Ground-based forest harvesting effects on soil physical properties and Douglas-fir growth*. Soil Sci. Soc. Am. J., 69: 1822-1832.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.0331>
- Bygdén G., Eliasson L., Wästerlund I., 2004 – *Rut depth, soil compaction and rolling resistance when using bogie tracks*. J. Terramechanics, 40: 179-190.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jterra.2003.12.001>
- Cambi M., Certini G., Neri F., Marchi E., 2015 – *The impact of heavy traffic on forest soils: A review*. Forest Ecology and Management, 338: 124-138.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.022>
- Chamen T., Alakukku L., Pires S., Sommer C., Spoor G., Tijink F., Weisskopf P., 2003 – *Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review. Part 2. Equipment and field practices*. Soil Till. Res., 73: 61-174.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00108-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00108-9)
- Currie J.A., 1984 – *Gas diffusion through soil crumbs: the effects of compaction and wetting*. J. Soil Sci., 35: 1-10.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00253.x>
- Dominati E., Patterson M., Mackay A., 2010 – *A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils*. Ecol. Econ., 69: 1858-1868.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Eliasson L., 2005 – *Effects of forwarder tyre pressure on rut formation and soil compaction*. Silva Fenn., 39: 549-557.
<http://dx.doi.org/10.14214/sf.366>
- Frey B., Rüdte A., Sciacca S., Matthies D., 2009 – *Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure*. Eur. J. Soil Biol., 45: 312-320.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.05.006>
- Gaertig T., Schack-Kirchner H., Hildebrand E.E., von Wilpert K., 2002 – *The impact of soil aeration on oak decline in southwestern Germany*. Forest Ecology and Management, 159: 15-25.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00706-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00706-X)
- Goutal N., Renault P., Ranger J., 2013 – *Forwarder traffic impacted over at least four years soil air composition of two forest soils in northeast France*. Geoderma, 193-194: 29-40.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.012>
- Greacen E.L., Sands R., 1980 – *Compaction of forest soils. A review*. Aust. J. Soil Res., 18: 163-189.
<http://dx.doi.org/10.1071/SR9800163>
- Gysi M., Maeder V., Weisskopf P., 2001 – *Pressure distribution underneath tyres of agricultural vehicles*. Trans. ASAE, 44: 1385-1389.
<http://dx.doi.org/10.13031/2013.7001>
- Hallonborg U., 1996 – *Super ellipse as tyre-ground contact area*. J. Terramechanics, 33: 125-132.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-4898\(96\)00013-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-4898(96)00013-4)
- Hamza M.A., Anderson W.K., 2005 – *Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions*. Soil Till. Res., 82: 121-145.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>

- Hartmann M., Niklaus P., Zimmermann S., Schmutz S., Kremer J., Abarenkov K., Lüscher P., Widmer F., Frey B., 2014 – *Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction*. ISME J., 8: 226-244.
<http://dx.doi.org/10.1038/ismej.2013.141>
- Heinimann H.R., 2007 – *Forest operations engineering and management – The ways behind and ahead of a scientific discipline*. Croat. J. For. Eng., 28: 107-121.
- Herbauts J., El-Bayad J., Gruber W., 1996 – *Influence of logging traffic on the hydromorphic degradation of acid forest soils developed on loessic loam in middle Belgium*. Forest Ecology and Management, 87: 193-207.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03826-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03826-1)
- Hillel D., 1998 – *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego, CA.
- Horn R., Vossbrink J., Peth S., Becker S., 2007 – *Impact of modern forest vehicles on soil physical properties*. Forest Ecology and Management, 248: 56-63.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.037>
- Jansson K., Johansson J., 1998 – *Soil changes after traffic with a tracked and a wheeled forest machine: a case study on a silt loam in Sweden*. Forestry, 71: 57-66. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/71.1.57>
- Koolen A.J., Kuipers H., 1983 – *Agricultural Soil Mechanics*. Springer-Verlag, Berlin.
<http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-69010-5>
- Kutilek M., Jendele L., Panayiotopoulos K.P., 2006 – *The influence of uniaxial compression upon pore size distribution in bi-modal soils*. Soil Till. Res., 86: 27-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.001>
- Labelle E.R., Jaeger D., 2012 – *Quantifying the use of brush mats in reducing forwarder peak loads and surface contact pressure*. Croat. J. For. Eng., 33: 249-274.
- Lacey S.T., Ryan P.J., 2000 – *Cumulative management impacts on soil physical properties and early growth of Pinus radiata*. Forest Ecology and Management, 138: 321-333.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00422-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00422-9)
- Lotfalian M., Parsakhoo A., 2009 – *Investigation of forest soil disturbance caused by rubber-tyred skidder traffic*. Int. J. Nat. Eng. Sci., 3: 79-82.
- Picchio R., Maesano M., Savelli S., Marchi E., 2009 – *Productivity and energy balance in conversion of a Quercus cerris L. coppice stand into high forest in Central Italy*. Croat. J. For. Eng., 30: 15-26.
- Picchio R., Neri F., Maesano M., Savelli S., Sirna A., Blasi S., Baldini S., Marchi E., 2011 – *Growth effects of thinning damage in a Corsican pine (Pinus laricio Poiret) stand in central Italy*. Forest Ecology and Management, 262: 237-243.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.028>
- Picchio R., Neri F., Petrini E., Verani S., Marchi E., Certini G., 2012 – *Machinery-induced soil compaction in thinning two pine stands in central Italy*. Forest Ecology and Management, 285: 38-43.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.008>
- Pinard M., Barker M., Tay J., 2000 – *Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia*. Forest Ecology and Management, 130: 213-225.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00192-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00192-9)
- Qi J.E., Marshall J.D., Mattson K.G., 1994 – *High soil carbon dioxide concentrations inhibit root respiration of Douglas fir*. New Phytol., 128: 435-442.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1994.tb02989.x>
- Radford B.J., Wilson-Rummenie A.C., Simpson G.B., Bell K.L., Ferguson M.A., 2001 – *Compacted soil affects soil macrofauna populations in a semi-arid environment in Central Queensland*. Soil Biol. Biochem., 33: 1869-1872.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00104-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00104-3)
- Schoenholtz S., van Miegroet H., Burger J., 2000 – *A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities*. Forest Ecology and Management, 138: 335-356.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00423-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00423-0)
- Seixas F., McDonald T., 1997 – *Soil compaction effects of forwarding and its relationship with 6 - and 8 - wheel drive machines*. Forest Prod. J., 47: 46-52.
- Smeltzer D.L.K., Bergdahl D.R., Donnelly J.R., 1986 – *Forest ecosystems responses to artificially induced soil compaction. II. Selected soil microorganism populations*. Can. J. For. Res., 16: 870-872.
<http://dx.doi.org/10.1139/x86-154>
- Solgi A., Najafi A., 2014 – *The impacts of ground-based logging equipment on forest soil*. J. For. Sci., 60: 28-34.
- Šušnjar M., Horvat D., Šešelj J., 2006 – *Soil compaction in timber skidding in winter conditions*. Croat. J. For. Eng., 27: 3-15.
- Sutherland B.J., 2003 – *Preventing soil compaction and rutting in the boreal forest of western Canada: a practical guide to operating timber-harvesting equipment*. FERIC Adv. 4: 1-52.
- Tan X., Chang S.X., Scott X., Kabzems, R., 2008 – *Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil*. Biol. Fert. Soils, 44: 471-479.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-007-0229-3>
- Taylor H.M., Brar G.S., 1991 – *Effect of soil compaction on root development*. Soil Till. Res., 19: 37-52.
[http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90080-H](http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987(91)90080-H)
- Viswanathana B., Volder A., Watson W.T., Aitkenhead-Peterson J.A., 2011 – *Impervious and pervious pavements increase soil CO₂ concentrations and reduce root production of American sweetgum (Liquidambar styraciflua)*. Urban For. Urban Gree., 10: 133-139.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2011.01.001>
- Vossbrink J., Horn R., 2004 – *Modern forestry vehicles and their impact on soil physical properties*. Eur. J. For. Res., 123: 259-267.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10342-004-0040-8>
- Williamson J.R., Neilsen W.A., 2000 – *The influence of forest site on rate and extent of soil compaction and profile disturbance of skid trails during ground-based harvesting*. Can. J. For. Res., 30: 1196-1205.
<http://dx.doi.org/10.1139/x00-041>

Wong J.Y., 1986 – *Computer aided analysis of the effects of design parameters on the performance of tracked vehicles*. J. Terramechanics, 23: 95-124.
[http://dx.doi.org/10.1016/0022-4898\(86\)90017-0](http://dx.doi.org/10.1016/0022-4898(86)90017-0)
Yashiro Y., Kadir W.R., Okuda T., Koizumi H., 2008 – *The effects of logging on soil greenhouse gas (CO₂,*

CH₄, N₂O) flux in a tropical rain forest, Peninsular Malaysia. Agr. For. Meteorol., 148: 799-806.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.01.010>
Yong R.N., Fattah E.A., Skiadas N., 1984 – *Vehicle Traction Mechanics*. Elsevier Science Pub. Co., Inc., New York, NY.

LO STATO DELLE UTILIZZAZIONI BOSCHIVE IN PROVINCIA DI FIRENZE: UN'ANALISI DEI CONTROLLI ESEGUITI DAL CORPO FORESTALE DELLO STATO NEL QUINQUENNIO 2009-2013

Luigi Bartolozzi¹, Stefano Ignesti¹, Andrea Leoncini²

¹Corpo forestale dello Stato, Comando provinciale di Firenze, Firenze; l.bartolozzi@corpoforestale.it

²Laureando dell'Università di Firenze

Partendo dall'analisi dei dati di cinque anni di controlli eseguiti dal Corpo forestale dello Stato in provincia di Firenze su dichiarazioni ed autorizzazioni di tagli boschivi, effettuati in applicazione della Legge Regionale 39/2000 e del relativo Regolamento di attuazione, si traggono delle considerazioni sui risultati ottenuti e sui loro riflessi in materia di conservazione dei boschi e di salvaguardia del territorio. Sono indicati i vari tipi di controllo effettuati dal CFS compresi quelli relativi all'utilizzo da parte delle ditte boschive della manodopera in "nero" ed il rispetto della normativa sulla sicurezza sui luoghi di lavoro di cui al Decreto Legislativo 81/2008 e leggi successive in materia. È inoltre illustrata l'incidenza dei fattori di controllo sulla qualità del lavoro e le più ricorrenti violazioni alla normativa vigente. Vengono infine svolti alcuni spunti di riflessione, basati sull'esperienza professionale, rivolti ad implementare gli aspetti, anche giuridici, legati alla prevenzione più che alla repressione. L'aspetto chiave che si ritiene fondamentale per la prevenzione del danno è quello legato al miglioramento della formazione del personale che opera nei cantieri forestali.

Parole chiave: utilizzazioni boschive, controlli forestali, sicurezza nei cantieri forestali.

Keywords: forest utilizations, forestry controls, safety in forestry worksites.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-lb-sta>

1. Introduzione

Fin dai tempi dell'emanazione della legge n. 277 del 2 giugno 1910, meglio conosciuta come "Legge Luzzati" con il quale veniva istituito il Corpo Reale delle Foreste, il suo personale ha operato nei territori montani svolgendo una continua e capillare attività di controllo e vigilanza sulle utilizzazioni a cui sono sottoposti i boschi nelle diverse zone del territorio italiano.

In particolare gli operatori, pur nel variare delle diverse configurazioni istituzionali dell'autorità di controllo forestale (Corpo reale delle foreste dal 1910 al 1926, Milizia nazionale forestale dal 1926 al 1943, Real Corpo Forestale dal 1943 al 1948 ed infine Corpo forestale dello Stato dal 1948), hanno mantenuto continua ed incisiva la propria azione di controllo e di monitoraggio delle forme di utilizzo del bosco, con lo scopo di verificare il rispetto delle regole e delle norme esistenti; evitando che usi scriteriati o eccessivamente incisivi dal punto di vista del prelievo dei materiali legnosi danneggiassero in modo rilevante le formazioni forestali. Lo svolgimento di tali attività ha naturalmente subito i riflessi dell'evoluzione dell'ordinamento giuridico nel settore forestale con particolare riferimento alle variazioni verificatesi a decorrere dal 1970 con l'assunzione da parte delle Regioni delle funzioni amministrative in materia. Sin dalle prime fasi del prolungato e complesso processo di riorganizzazione delle competenze il Corpo forestale dello Stato ha sempre collaborato con la Regione Toscana nello svolgimento di compiti e funzio-

ni che hanno riguardato principalmente la vigilanza e il controllo delle forme di utilizzazione per la tutela forestale in forza di una convenzione, stipulata tra il Ministero dell'Agricoltura e Foreste e la Giunta Regionale toscana nel 1982. In data 25 marzo 2008 la collaborazione fra il Corpo forestale dello Stato e la Regione Toscana è stata rinnovata con la firma di una nuova convenzione, poi ulteriormente rinnovata nelle date del 12 luglio 2011 e del 16 maggio 2014.

In virtù di essa l'attività di vigilanza e controllo sulla conformità degli interventi forestali alle disposizioni di legge da parte degli operatori del Corpo forestale dello Stato, anche a seguito della successiva firma (in data 30 giugno 2008) di un accordo operativo ai sensi dell'articolo 4, comma 2, della convenzione del 25 marzo 2008, è stata pertanto codificata in maniera precisa e dettagliata.

È stata definita l'entità minima dei controlli da realizzare da parte del CFS per ciascun Ente territorialmente competente, delegato dalla Regione Toscana allo svolgimento delle funzioni amministrative in materia di foreste (Provincia, Comunità Montane poi Unioni di Comuni, Circondario poi Unione di Comuni).

Controlli che il personale CFS ha il compito di espletare durante l'esecuzione dei lavori di taglio o al termine degli stessi, con l'obiettivo di verificare la conformità degli interventi alle norme tecniche e procedurali previste dall'atto abilitativo, dalla legge e dal regolamento forestale della Toscana.

Il 75 % dei controlli eseguiti viene estratto casualmente con cadenza semestrale dagli Enti territoriali, secondo

criteri concordati, mentre per la restante quota del 25 % i controlli vengono determinati a propria discrezione da parte del personale del CFS. Oltre a ciò i controlli possono riguardare anche quei casi in cui gli Enti territoriali, in base al riscontro di possibili anomalie procedurali, inoltrano segnalazioni su casi particolari al Corpo forestale dello Stato.

2. La raccolta delle informazioni

La raccolta delle informazioni relative ai controlli svolti è stata effettuata mediante la consultazione dei dati inseriti dal personale CFS nel periodo 2009-2013 all'interno della banca dati del Sistema Informativo per la Gestione delle Attività Forestali (SIGAF), gestito dall'Agenzia Regionale Toscana per le Erogazioni in Agricoltura (A.R.T.E.A.). L'elaborazione di base che il SIGAF fornisce relativamente ai controlli forestali consiste in un foglio elettronico in formato Windows Office Excel dalla struttura estremamente semplificata contenente le seguenti informazioni:

- a. Numero progressivo (il numero cronologico per l'ordinamento dei controlli inseriti);
 - b. Denominazione (il cognome o la denominazione del richiedente);
 - c. Codice fiscale (il codice fiscale del richiedente);
 - d. Natura giuridica (la tipologia giuridica assunta dal soggetto richiedente);
 - e. Procedimento (la tipologia del procedimento per il quale è stato aperto il fascicolo nel SIGAF): per le attività di controllo operate dal Corpo forestale dello Stato le tipologie possibili erano le seguenti
 - [940] FORESTE – Controllo (nel caso di effettuazione di un primo controllo),
 - [941] FORESTE – Controllo (nel caso di effettuazione di un secondo controllo),
 - [942] FORESTE – Controllo (nel caso di effettuazione di un terzo controllo),
 - [943] FORESTE – Controllo (nel caso di effettuazione di un quarto controllo);
 - f. Data (la data di compilazione del controllo);
 - g. Status (se la compilazione del fascicolo è stata chiusa o è ancora aperta);
 - h. Numero domanda (codice alfanumerico ARTEA collegato all'istanza presentata dal richiedente o generato dal SIGAF al momento dell'inserimento dei dati del controllo);
 - i. Stampata da (nominativo del personale CFS che ha provveduto all'inserimento dei dati del controllo).
- A questi dati di base sono stati poi aggiunte le informazioni seguenti al fine di completare il quadro conoscitivo relativo ai controlli eseguiti e poter poi svolgere un approfondito lavoro di analisi dell'attività svolta:
- a. Data sopralluogo (la data di esecuzione del sopralluogo di campagna);
 - b. Data fine controllo (la data di completamento di tutte le verifiche e delle attività di accertamento; spesso tale data ha coinciso con la data di compilazione ed invio degli atti amministrativi e/o penali);
 - c. Esito controllo (differenziando il controllo positivo o regolare, e quindi conforme alle norme ed ai contenuti prescrittivi degli atti autorizzativi, da quello negativo o

irregolare, per il quale sono state invece riscontrate una o più violazioni della normativa vigente);

d. Chiusa da (il nominativo del personale CFS che ha validato l'inserimento dei dati del controllo);

e. CFS (l'indicazione del Comando Stazione o di altro reparto che ha compiuto l'attività di controllo);

f. Comune (il nome del comune dove è avvenuto l'intervento sottoposto a controllo);

g. Località (il nome della località dove è avvenuto l'intervento sottoposto a controllo);

h. Ente territoriale (la denominazione dell'Ente amministrativo territoriale presso il quale è stata presentata l'istanza, o che sarebbe comunque stato competente a ricevere la dovuta istanza per gli interventi non istruiti);

i. Tipologia istanza (il tipo di procedimento che il richiedente doveva avviare, differenziando le dichiarazioni dalle autorizzazioni);

j. Area protetta (l'indicazione dell'area protetta nella quale l'intervento di taglio risultava eventualmente ricompreso);

k. Riferimenti pratica (il rimando a codificazioni amministrative utilizzate dagli Enti territoriali per l'ordinamento delle istanze ricevute nei propri uffici, utile ad una migliore identificazione dei fascicoli);

l. Stato intervento (se trattasi di intervento non ancora iniziato, in corso di esecuzione e quindi parziale oppure concluso);

m. Superficie (espressa in ettari ed indicata come richiesta nell'istanza);

n. Superficie controllata (espressa in ettari, relativa a quella effettivamente visionata e verificata al momento del controllo);

o. Rilievo con GPS (indicando se è stato eseguito un rilievo mediante l'utilizzo di strumentazione GPS oppure no, indicando in tal caso che la superficie è stata riscontrata mediante stima visuale dei confini e dei riferimenti cartografici sul terreno);

p. Estremi catastali (l'indicazione del numero di foglio/i e particella/e catastali delle superfici interessate dagli interventi);

q. Tipologia intervento (differenziando gli interventi oggetto di controllo nelle seguenti grandi categorie: tagli boschivi, tagli boschivi di manutenzione, opere connesse, tagli boschivi con opere connesse);

r. Esecutore (il cognome o la denominazione di chi ha eseguito l'intervento);

s. Governo del bosco (la forma di rinnovazione principale del bosco sottoposto ad utilizzazione);

t. Composizione bosco (l'indicazione della specie o delle specie arboree forestali prevalenti);

u. Trattamento del bosco (le modalità di taglio adottate per l'utilizzazione sottoposta a controllo);

v. Descrizione del bosco (gli eventuali maggiori dettagli informativi a disposizione per caratterizzare con una maggior ampiezza la descrizione del soprassuolo utilizzato);

w. Descrizione intervento (gli eventuali più approfonditi dettagli informativi raccolti per delineare con maggiore completezza il tipo di intervento realizzato);

x. Pratica (se il controllo eseguito ha riguardato una pratica estratta, e del caso indicando anche il riferimento al semestre in cui la stessa era stata assegnata, oppure la verifica è stata svolta su una pratica non estratta);

y. Tipo di violazione (differenziando se la violazione o le violazioni hanno natura amministrativa oppure penale o, ancora, se sono di competenza sia dell'Autorità amministrativa che penale);

z. Attività accertamento (operando un distinguo fra attività di accertamento semplice e attività di accertamento complessa, che implica quindi approfondimenti tecnico-operativi di maggior impegno);

aa. Natura della violazione (la descrizione di dettaglio della violazione o delle violazioni che sono state riscontrate al controllo);

bb. Importo sanzione (somma in euro contestata per le violazioni amministrative eventualmente accertate);

cc. Note generali (per le ulteriori informazioni aggiuntive non in precedenza riportate ed eventualmente utili a successive elaborazioni analitiche).

L'integrazione di tali informazioni è stata alimentata mediante la consultazione e la stampa delle singole schede di controllo, inserendo le informazioni in esse contenute all'interno delle celle del file in formato Excel sopra descritto. In molti casi le informazioni non erano complete a causa di una compilazione che gli operatori hanno eseguito in maniera non esauriente lasciando alcuni campi vuoti; in altri casi i dati inseriti, dopo gli opportuni riscontri incrociati, sono stati verificati e corretti.

In altri frangenti invece i dati poi raccolti non erano di previsto inserimento, e quindi sono stati reperiti attraverso la consultazione di altri fascicoli all'interno del SIGAF (i fascicoli relativi alle istruttorie delle istanze presentate) oppure il riscontro è stato effettuato da fonti di diversa origine (tramite la consultazione dei fascicoli cartacei delle istanze, soprattutto per quelle pratiche non inserite nel SIGAF quali i piani di taglio; tramite l'esame dei fascicoli del contenzioso amministrativo e penale del Comando Provinciale CFS di Firenze; tramite le comunicazioni verbali con gli operatori che hanno eseguito i controlli).

Una volta completato il quadro dei dati, che sono stati raccolti in modo differenziato per ciascun anno, si è quindi avviato il lavoro di elaborazione delle informazioni e della loro successiva analisi.

3. L'analisi delle informazioni

Il lavoro oggetto del presente elaborato è da considerare un contributo preliminare nel quale l'analisi delle informazioni è stata operata ad un livello molto generale in quanto il database costruito è tuttora oggetto di verifiche, implementazioni e più approfondite elaborazioni. Nella prima tabella (Tab. 1) sono stati raccolti i dati relativi ai controlli eseguiti nel quinquennio 2009-2013, evidenziando quei casi in cui, per necessità di ulteriori verifiche o di approfondimenti in ordine agli atti istruttori, le stesse pratiche sono state sottoposte ad ulteriori controlli. I controlli eseguiti sono quindi stati suddivisi in base alla tipologia delle istanze che erano state inoltrate agli Enti territoriali da parte dei richiedenti.

La normativa forestale toscana prevede infatti un regime istruttorio differenziato a seconda dell'incidenza dell'intervento di taglio passando da utilizzazioni ese-

guibili liberamente, a prelievi legnosi praticabili con una semplice dichiarazione (materialmente dopo 20 giorni dalla presentazione della dichiarazione, fatte salve le prescrizioni eventualmente imposte dall'Ente competente), ad interventi infine di maggiore complessità e incidenza, per i quali è previsto lo svolgimento di un procedimento istruttorio più articolato e l'eventuale rilascio di un provvedimento autorizzativo.

Nella tabella 2 si può evidenziare come i controlli forestali hanno riguardato interventi oggetto di una diversa tipologia di istanza in maniera pressoché equivalente (il 49,6 % di pratiche in dichiarazione contro il 45,4 % di pratiche in regime di autorizzazione), mentre il restante 5 % del totale dei controlli ha riguardato tagli che non erano invece stati sottoposti alle previste procedure amministrative.

In sostanza il 5 % dei controlli ha riguardato l'esecuzione di interventi non vagliati preventivamente dall'autorità amministrativa competente all'applicazione della normativa forestale vigente, non liberamente eseguibili per le modalità di taglio e per le superfici interessate, e quindi da classificare come totalmente abusivi. La tabella successiva (Tab. 3) pone invece in risalto quelli che sono stati gli esiti dei controlli eseguiti da parte del personale del Corpo forestale dello Stato. Poco più della metà dei controlli eseguiti hanno fornito un esito regolare, mentre in poco più dell'8% delle verifiche espletate gli interventi non erano stati ancora avviati. Il campione di controlli che viene inviato semestralmente dagli Enti territoriali fa infatti riferimento alle istanze che sono state presentate nei 6 mesi immediatamente precedenti. Di conseguenza è assai probabile che alcune delle utilizzazioni non risultino ancora avviate al momento dell'esecuzione dei controlli. Per circa un terzo delle utilizzazioni verificate (il 34,9 %) è stato riscontrato un esito negativo al momento del controllo. Vi è però da precisare al riguardo che il dato rappresentato è generico e non ancora adeguatamente disaggregato, e ricomprende sia interventi in cui sono state rilevate consistenti ed incisive difformità rispetto alla normativa vigente, con conseguenze di ordine sia amministrativo che penale, sia invece tagli in cui sono state riscontrate invece solo violazioni di lieve entità e di natura esclusivamente amministrativa.

Nell'Accordo operativo siglato il 30 giugno 2008 tra Regione Toscana e Corpo forestale dello Stato, nell'ambito delle attività di controllo in ambito forestale, era inoltre prevista la possibilità che il personale forestale, anche in collaborazione con altri organismi pubblici, quali ad esempio gli Ispettorati del lavoro o le Aziende sanitarie locali, svolgesse verifiche sulle generalità delle imprese e degli operatori e sull'applicazione della normativa nazionale e regionale relativa alla sicurezza sui luoghi di lavoro. I dati di questa specifica attività sono stati scorporati e messi in evidenza all'interno della tabella 4.

Rilevante è il numero delle irregolarità riscontrate in materia di salute e sicurezza sul lavoro, ai sensi del Decreto Legislativo n. 81 del 9 aprile 2008 e dalle relative disposizioni correttive, a fronte delle ditte boschive sottoposte a verifica (pari al 70 %). Anche le violazioni registrate per l'utilizzo di mano d'opera non regolarmente assunta assumono una certa rilevanza con 27 illeciti

riscontrati su un totale di 50 ditte boschive controllate, per un'incidenza percentuale del 54 %.

Per una più oggettiva valutazione dei dati ora esposti è però opportuno precisare che questi fanno riferimento all'esecuzione di controlli "mirati", a controlli cioè che, in base alle informazioni preventivamente assunte, alle segnalazioni ricevute ed all'esperienza di controllo dell'operatore, sono stati orientati ad evidenziare e reprimere quelle tipologie di violazione che si aveva il ragionevole sospetto fossero in esecuzione.

4. Discussione e conclusioni

Con l'entrata in vigore il 3 marzo 2013 del Regolamento (UE) n. 995/2010 "EUTR" (European Timber Regulation) si è resa necessaria la creazione anche nel nostro paese di un sistema in grado di contrastare con la massima efficacia possibile il commercio di legno di provenienza illegale. Di un meccanismo che consenta quindi l'individuazione di illegalità (violazioni di leggi nazionali o internazionali) nelle fasi di raccolta, trasporto, acquisto e vendita di legno e di prodotti da esso derivati. È pertanto di evidente urgenza la necessità di creare un sistema, organizzato ed articolato fra tutti gli attori che costituiscono il settore forestale italiano, in grado di rile-

vare, registrare, analizzare e reprimere le irregolarità della filiera produttiva del legno ed in cui la circolazione delle informazioni sia trasparente, rapida e condivisa. Consentendo un efficace lavoro di analisi per l'elaborazione dei necessari strumenti correttivi, con i quali operare i miglioramenti nelle modalità di utilizzazione dei boschi in Italia e dei relativi processi di commercializzazione della materia legno.

Soprattutto nell'intento di prevenire tematiche di particolare urgenza quale la così detta "insicurezza forestale", cioè lo svolgimento delle attività all'interno dei cantieri forestali senza l'utilizzo delle previste misure e dotazioni di sicurezza da parte degli operatori.

L'obiettivo del presente lavoro, costituente un primo approccio preliminare di analisi, è proprio quello di fornire un contributo in questa direzione, nell'ottica di verificare l'attività di controllo svolta dal Corpo forestale dello Stato in provincia di Firenze negli anni recenti ed implementare più efficaci ed incisive forme di controllo per l'immediato futuro.

Favorendo inoltre la circolazione delle informazioni, nella convinzione che questo sia strumento di indubbia importanza e significativa complementarietà da affiancare alla fondamentale risorsa della formazione professionale degli operatori all'interno della filiera foresta-legno.

Tabella 1. Periodo 2009-2013 - Numero controlli delle utilizzazioni boschive eseguiti dal personale del Corpo forestale dello Stato in Provincia di Firenze.

Anno	Pratiche sottoposte a controllo	Pratiche sottoposte ad un 2° controllo	Pratiche sottoposte ad un 3° controllo	Pratiche sottoposte ad un 4° controllo	Totale
2009	139	2	-	-	141
2010	127	4	1	-	132
2011	160	6	1	-	167
2012	144	12	3	1	160
2013	154	6	1	-	161
TOTALE	724	30	6	1	761

Tabella 2. Periodo 2009-2013 - Numero controlli delle utilizzazioni boschive eseguiti dal personale del Corpo forestale dello Stato in Provincia di Firenze suddivisi per tipologia di pratica.

Anno	Pratiche sottoposte a controllo	Autorizzazioni	Dichiarazioni	Controlli interventi privi di atti autorizzativi
2009	139	56	70	13
2010	127	55	63	9
2011	160	78	77	5
2012	144	64	73	7
2013	154	76	76	2
TOTALE	724	329	359	36
		45,4 %	49,6 %	5,0 %

Tabella 3. Periodo 2009-2013 - Gli esiti dei controlli delle utilizzazioni boschive eseguiti dal personale Corpo forestale dello Stato in Provincia di Firenze.

Anno	Pratiche sottoposte a controllo	Controlli con esito positivo	Interventi non iniziati al momento del controllo	Controlli con esito negativo	Controlli con esito non definito
2009	139	65	13	61	-
2010	127	75	7	44	1
2011	160	98	10	51	1
2012	144	92	4	48	-
2013	154	78	26	49	-
TOTALE	724	408	60	253	2
		56,4 %	8,3 %	34,9 %	0,3 %

Tabella 4. Periodo 2009-2013 - Gli esiti dei controlli sugli aspetti della sicurezza del lavoro e sull'impiego di mano d'opera non regolarmente assunta eseguiti dal personale Corpo forestale dello Stato in Provincia di Firenze.

Anno	Numero controlli	Ditte boschive controllate	Irregolarità ai sensi del D.L.vo 81/2008	Irregolarità per l'utilizzo di mano d'opera non assunta
2009	6	7	6	4
2010	7	7	6	5
2011	10	10	7	5
2012	12	12	8	6
2013	13	14	8	7
TOTALE	48	50	35	27
		Il riferimento % è sul totale delle ditte boschive controllate	70,0 %	54,0 %

SUMMARY

The status of forest utilizations in the province of Florence: an analysis of the controls carried out by Corpo Forestale dello Stato during the 2009-2013 period

Inspections carried out by Corpo Forestale dello Stato in the territory of the province of Florence during five years, that were based on declarations and permissions of tree cutting, carried out under Regional Law 39/2000 and the implementing regulations, draw to considerations and reflections on the conservation of forests and the protection of the territory. The study shows lists of various types of controls carried out by Corpo forestale dello Stato including those relating to the use by the forestry firms of the undeclared work and those related to their respect of the legislation on safety in the workplace, as referred to in the Legislative Decree 81/2008 and subsequent laws regarding. It 's also shown the impact of controlling factors on the

quality of work and the most common violations of the current legislation.

At the end, based on professional experience, the study suggests some considerations focused on implementing prevention rather than repression aspects.

The key point for the prevention of damages is improving training of personnel working in the forest areas.

BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO

Anonimo, 2008 – *Accordo Operativo tra Regione Toscana e Corpo Forestale dello Stato ai sensi dell'articolo 4, comma 2, della Convenzione stipulata il 25 marzo 2008*. Manoscritto.

Gravano E., Perulli D., 2005 – *Pratiche del vincolo idrogeologico: Sistema Informativo per la Gestione delle Attività Forestali (SIGAF)*. In: RaFT 2005: Rapporto sullo stato delle Foreste in Toscana, AA.VV. ARSIA. Sherwood n. 124 (7/06), supplemento n. 2, pp. 128.

IMPATTO SUL SUOLO FORESTALE PER IL TRANSITO DI UN TRATTORE FORESTALE. UN CASO DI STUDIO NELL'ITALIA CENTRALE

Martina Cambi¹, Fabio Fabiano¹, Cristiano Foderi¹, Enrico Marchi¹

¹Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali, Università di Firenze, Firenze;
martina.cambi@unifi.it

Diversi studi hanno valutato l'impatto causato dai veicoli sul suolo forestale evidenziando che durante il passaggio dei mezzi meccanici si manifesta uno stress a livello del suolo per effetto delle forze verticali e orizzontali di taglio esercitate sullo stesso. Lo stress al livello del terreno comprende anche lo slittamento dei pneumatici, che induce i processi di taglio e un rimescolamento delle particelle dannoso per la struttura del suolo. Tutto questo può avere effetti sulla crescita del soprassuolo, sulla rinnovazione, sulla capacità di infiltrazione dell'acqua con conseguente deflusso superficiale delle acque meteoriche ed erosione diffusa e localizzata. Lo scopo di questo studio è stato quello di valutare l'impatto al suolo dopo il passaggio di un trattore dotato di gabbie caricato con materiale di piccole dimensioni derivante dalle utilizzazioni dei cedui. Gli effetti sono stati verificati dopo vari passaggi e con diversi livelli di pressione. Queste prove sono state condotte per capire quale sia il fattore che influisce di più sulla compattazione, ovvero quello/i che sono significativamente più influenti tra la pressione di gonfiaggio dei pneumatici, il numero dei passaggi o la pendenza. L'area studio si trova nell' Appennino toscano (Unione dei Comuni Valdarno e Valdisieve). In questa area sono stati raccolti campioni di suolo per determinare la densità apparente ed è stata anche misurata la resistenza al taglio con uno scissometro (GEONOR 72412). Al fine di fare un confronto con una situazione di suolo non compattata, è stata individuata anche una pista dove il trattore non è passato ed in questa sono stati misurati i soliti parametri di riferimento.

Parole chiave: trattore forestale, suolo forestale, compattazione, pressione pneumatici.

Keywords: forestry tractor, forest soil, soil compaction, tyre pressure.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-mc-imp>

1. Introduzione

Le operazioni forestali possono avere un impatto significativo sulle proprietà fisiche del suolo. Il passaggio dei mezzi forestali provoca infatti stress a livello del terreno, rimescolamento delle particelle del terreno stesso e questo può essere favorito dallo slittamento dei pneumatici. Nei casi peggiori si può andare incontro a una sorta di degradazione del suolo che comprende compattamento (Picchio *et al.*, 2012), formazione di solchi (Naghdi *et al.*, 2009) ed erosione localizzata (Startsev e McNabb, 2000; Christopher e Visser, 2007).

Lo scopo di questo studio è stato quello di valutare l'impatto al suolo derivante dal passaggio di un trattore (New Holland TL 100 A) dotato di gabbie per il trasporto di materiale di piccole dimensioni. Gli effetti sono stati verificati dopo 1,6 e 12 passaggi, all'interno di sei piste forestali.

Le prove sono state condotte utilizzando tre livelli di pressione di gonfiaggio dei pneumatici. Questi test sono stati effettuati per capire quale sia il fattore che influisce di più sulla compattazione, ovvero quello/i che sono più influenti tra: la pressione di gonfiaggio dei pneumatici; il numero dei passaggi; la pendenza del tracciato.

2. Area di studio

L'area di studio si trova all'interno del complesso forestale di Rincine, nel territorio comunale di Londa (FI). I rilievi sono stati effettuati in un'area situata all'interno della particella fisiografica 71 interamente coperta da bosco di douglasia (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii* Franco). È stata scelta questa area per motivi di comodità, infatti era presente lo spazio necessario per le piste ed inoltre era facilmente raggiungibile grazie ad una buona viabilità forestale. L'altitudine è compresa tra gli 829 e i 895 metri, la pendenza risulta bassa (tra il 15 e il 30%) e non si ha presenza di ostacoli, quali rocce e pietre. Risulta essere inoltre raggiungibile mediante una strada forestale camionabile principale.

L'esposizione prevalente è Nord-Ovest. L'area si trova compresa nel piano sub-montano, che coincide approssimativamente con le zone fitoclimatiche del Castanetum freddo e del Fagetum, caratterizzate da temperature relativamente basse e precipitazioni elevate (Piusi, 1994).

Il piano di gestione (D.R.E.Am. Italia, 2005) riporta una densità di piante normale (tra le 300 e le 600 piante ad ha), un'altezza media di 25 metri ed un'età prevalente delle stesse di 43 anni. Prima che fossero effet-

tuati i rilievi, la particella era già stata sottoposta ad interventi selvicolturali che però non hanno avuto conseguenze rilevanti sul suolo in quanto il passaggio di mezzi era stato limitato alla strada forestale.

3. Rilievi effettuati

Il disegno sperimentale delle prove ha previsto la presenza di tre variabili (pendenza, pressione di gonfiaggio dei pneumatici e numero di passaggi). Nello specifico sono state considerati due livelli di pendenza (A = 28%; B = 23%), tre livelli di pressione (250; 160 e 60 kPa), e un numero di passaggi di 1, 6, 12.

In questa area sono stati raccolti campioni di suolo mediante l'uso di un cilindro di acciaio con volume noto e, in laboratorio, è stata determinata la densità apparente, parametro considerato rappresentativo del livello di compattamento del suolo (Cambi *et al.*, 2015). Vicino ad ogni punto campione, è stata misurata la resistenza al taglio con uno scissometro (GEONOR 72412).

Lo schema del disegno sperimentale è visibile in Figura 1 dove si riportano i rilievi per pista.

Per avere un confronto con una situazione di suolo non compattata, è stata individuata anche una pista di controllo dove il trattore non è passato ed in questa sono stati misurati gli stessi parametri di riferimento. Al fine di misurare la pressione specifica al suolo sono state considerate le ripartizioni dei pesi per asse del trattore e l'area di impronta a terra dei pneumatici.

Per misurare l'area di contatto tra pneumatico e terreno, abbiamo tirato una corda stretta attorno alla porzione del pneumatico appoggiato a terra, su una superficie piana ricavandone il perimetro e risalendo poi alla zona di contatto assunta come circolare.

4. Primi risultati

4.1 Densità apparente

Dall'analisi dei primi risultati possiamo dire che per quanto riguarda la densità apparente, nel caso della pendenza A, ovvero al 28%, e con il livello di pressione dei pneumatici massimo, dopo il 1° passaggio i valori tendono ad aumentare per poi diminuire dopo il 6° e infine si verifica un leggero aumento.

Per quanto riguarda invece sia la pressione intermedia che quella minore si presenta un problema, molto probabilmente legato alla fase di campionamento. Infatti risulta che dopo il primo passaggio i valori siano inferiori, anche rispetto al controllo. Questo problema potrebbe essere legato sia al fatto che dopo il primo passaggio la ruotata era poco visibile e quindi il campione potrebbe essere stato preso non precisamente al centro di essa, sia a condizioni particolari del suolo nei punti di campionamento.

Una raccolta di campioni più numerosa è da tenere dunque in considerazione per eventuali futuri lavori simili. Con gli altri cicli di passaggio poi i valori ten-

dono ad aumentare con l'aumentare del numero di passaggi. Situazione questa molto più plausibile. Nel caso di pendenza inferiore (23%) con tutti e tre i livelli di pressione i valori tendono ad aumentare fino al 6° passaggio per poi subire un lieve calo.

4.2 Resistenza al taglio

I valori di resistenza al taglio, nel caso di livelli di pressione massimo e minimo hanno il medesimo comportamento indipendentemente dalla pendenza.

Nello specifico, nel caso della pressione a 250 kPa i valori registrati aumentano fino al 6° passaggio per poi diminuire. Nel caso invece dell'impiego di pressione minore i valori aumentano con l'aumentare del numero di passaggi. Nelle piste con pendenza inferiore, con 160 kPa l'andamento dei valori è analogo al caso della pressione massima.

4.3 Pressione specifica

In tabella 1 è possibile vedere (i) la ripartizione dei pesi per asse del trattore e (ii) l'area di contatto dei pneumatici. La relazione tra la pressione specifica al suolo e la pressione di gonfiaggio dei pneumatici è visibile in figura 2. Possiamo notare come i due parametri siano proporzionali e quindi come ad una certa pressione di gonfiaggio corrisponda la pressione specifica al suolo. Tale relazione la ritroviamo anche in bibliografia (Alakukku *et al.*, 2003).

Questo ovviamente vale per il valore medio; infatti la distribuzione della pressione sotto il pneumatico è complessa in quanto è legata alla costruzione del pneumatico (rigidità della carcassa etc.) e alle costolature.

5. Conclusioni

I primi risultati di questo studio mostrano e confermano come per i due maggiori parametri considerati rappresentativi di una situazione di suolo compattato, ovvero la densità apparente e la resistenza al taglio, si abbia un aumento dopo i primi passaggi (Jourgholami *et al.*, 2014).

Nel dettaglio possiamo dire che: (i) la densità apparente sembra essere influenzata maggiormente dal numero di passaggi e dalla pendenza e che (ii) il fattore che sembra essere più rilevante per la resistenza al taglio è la pressione di gonfiaggio dei pneumatici. Emerge inoltre anche una relazione proporzionale tra la pressione di gonfiaggio e la pressione specifica a terra. Come proposto in precedenza per i campionamenti futuri possiamo considerare l'idea di eseguire i rilievi con una più alta numerosità del campione per ovviare anche alla discreta variabilità che può esserci nel suolo.

Un'ulteriore fattore da considerare in futuri studi è la tipologia del pneumatico; si potrebbero infatti verificare gli effetti al suolo dopo il passaggio di un pneumatico radiale anziché tradizionale.

Tabella 1. Calcolo della pressione specifica del pneumatico. Con “ant” e con “post” si rappresentano i pneumatici anteriori e posteriori rispettivamente.

Table 1. Determination of the ground contact pressure on soil of the tire. With “ant” and “post” refers the front and rear tires respectively.

Pressione gonfiaggio	Ruota	Lunghezza corda (cm)	r (cm)	Area (m ²)	Peso (kg)	Peso (N)	Press specifica (Pa)	kPa
250 kPa	ant	121	19,27	0,12	1870	18326	78606,16	78,61
	post	159	25,32	0,2	4660	45668	113442,9	113,44
160 kPa	ant	122	19,43	0,12	1870	18326	77322,82	77,32
	post	176	28,03	0,25	4660	45668	92586,21	92,59
60 kPa	ant	128	20,38	0,13	1870	18326	70243,7	70,24
	post	194	30,89	0,3	4660	45668	76202,32	76,2

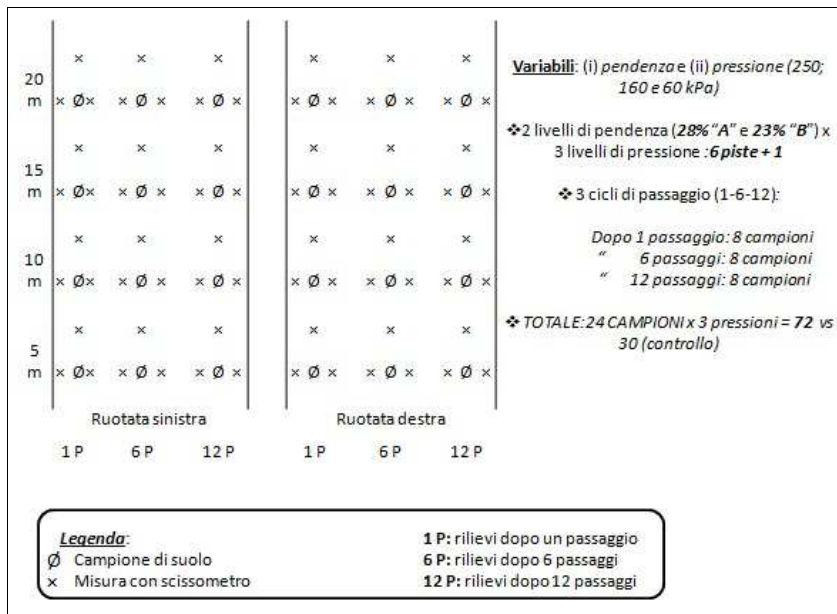
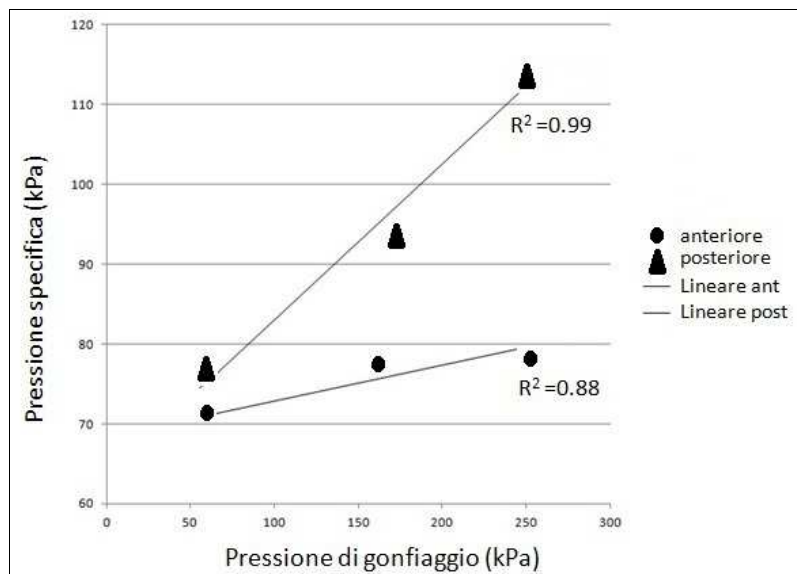


Figura 1. Disegno sperimentale dei rilievi eseguiti per singola pista.
Figure 1. Experimental design of sampling for single track.

Figura 2. Relazione tra la pressione di gonfiaggio dei pneumatici e la pressione specifica al suolo.

Figure 2. The relationship between the inflation pressure of the tires and the ground contact pressure.



SUMMARY

Impact on the soil due to forestry tractor trafficking. A case study in central Italy

Several studies investigated the impact caused by forest vehicles on soil which states that during logging operations there are vertical and horizontal stress components with shear forces caused by field trafficking. The soil stress includes also wheel slipping, which induces pronounced shearing processes at the soil surface and a rearrangement of particles detrimental to soil structure. The effects of the passage of mechanical vehicles for logging, causing a certain level of soil compaction may cause effects on the growth stand and natural regeneration on the water infiltration capacity, resulting in runoff of storm water and erosion widespread and localized. The aim of this study was to assess the impact to the soil resulting from the passage of a tractor equipped with bins for the extraction firewood from coppice. In order to understand the effects of different factors, soil compaction was monitored in undisturbed trails and in trafficked trails after several passes and at several tyre pressure levels. The study area, was located on the tuscan Appennines (Union of Mountain Municipalities of Valdarno and Valdisieve). In this area samples of soil were collected soil samples and the bulk density were determined. Finally shear resistance was also measured by means scissometer (GEONOR 72412). In order to make a comparison with a situation not compacted, was also detected a track where the tractor has not gone and in this track the usual soil parameters were measured.

BIBLIOGRAFIA

Alakukku L., Weisskopf P., Chamen W.C., Tijink, F.G., van der Linden, J., Pires, S., Sommer, C., Spoor, G.,

2003 – *Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review*. Soil and Tillage Research 73, 145-160.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00107-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00107-7)

Cambi M., Certini G., Neri F., Marchi E., 2015 – *Impact of heavy traffic on forest soils. A review*. Forest Ecology and Management, 338: 124-138.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.022>

Christopher E., Visser R., 2007 – *Methodology for evaluating post harvest erosion risk for the protection of water quality*. New Zealand Journal of Forestry, 52: 20-25.

D.R.E.Am. Italia, 2005 – *Piano di Gestione del Complesso Forestale Regionale "Rincine" per il periodo 2015-2019*.

Jourgholami M., Majnounian B., Abari ME., 2014 – *Effects of tree-length timber skidding on soil compaction in the skid trail in Hyrcanian forests*. Forest Systems, 23: 288-293.

<http://dx.doi.org/10.5424/fs/2014232-03766>

Naghd R., Bagheri I., Lotfalian M., Setodeh B. 2009 – *Rutting and soil displacement caused by 450C Timber Jack wheeled skidder (Asalem forest northern Iran)*. Journal of Forest Science, 55: 177-183.

Picchio R., Neri F., Petrini E., Verani S., Marchi E., Certini G., 2012 – *Machinery-induced soil compaction in thinning two pine stands in central Italy*. Forest Ecology and Management, 285: 38-43.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.008>

Piussi P., 1994 – *Selvicoltura generale*. Scienze forestali e ambientali, UTET, Torino.

Startsev A.D., McNabb D.H., 2000 – *Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta*. Canadian Journal of Soil Science, 80: 617-624.

<http://dx.doi.org/10.4141/S9>

NUOVI STRUMENTI AL SERVIZIO DELLE UTILIZZAZIONI FORESTALI

Andrea Rosario Proto¹, Giuseppe Zimbalatti¹, Bruno Bernardi¹

¹Università degli Studi Mediterranea, Dipartimento di Agraria, Feo di Vito, Reggio Calabria;
andrea.proto@unirc.it

Gli interventi di utilizzazione forestale rappresentano il momento di sintesi di una corretta gestione selvicolturale applicata in un determinato soprassuolo forestale. Per tale motivo la stima degli assortimenti legnosi ritraibili da un determinato soprassuolo rappresenta un importante momento in cui si quantifica il reale valore produttivo di un bosco. Tale stima non sempre rispecchia pienamente i requisiti richiesti dalle aziende di trasformazione e le utilizzazioni vedono così diminuire il proprio valore commerciale e di conseguenza le imprese boschive il proprio reddito. In particolare, sulle produzioni legnose di pregio un valido supporto alla scelta delle piante da utilizzare può essere realizzato attraverso una serie di apparecchiature scientifiche portatili. Queste strumentazioni, che già da alcuni anni si stanno diffondendo nel settore forestale, funzionano attraverso l'applicazione di due sensori alle estremità del diametro del fusto da cui un'onda sonora viene generata da un primo sensore e recepita dal secondo. Le applicazioni di queste tecnologie possono essere impiegate per ottenere sia indicazioni su alberi, su tondame all'imposto e su assortimenti parzialmente lavorati. Un aspetto molto importante per le aziende che producono legname da opera, in quanto in pochi minuti possono rilevare questi dati su molti punti del fusto e/o tondame e determinare quale sezione eventualmente non è idonea per i successivi interventi di trasformazione. L'obiettivo di questo lavoro è quello di evidenziare ad oggi quali sono le tecnologie e gli strumenti più appropriati al settore forestale e i possibili impieghi utili all'interno dell'intera filiera produttiva foresta-legno.

Parole chiave: analisi acustiche, NDT, qualità, assortimenti legnosi.

Keywords: acoustic technologies, NDT, quality, potential wood product.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-arp-nuo>

1. Introduzione

Gli interventi di utilizzazione forestale rappresentano il momento di sintesi di una corretta gestione selvicolturale applicata in un determinato soprassuolo forestale. L'aumento della complessità nei sistemi forestali e il miglioramento degli assortimenti legnosi ritraibili rappresentano i principali obiettivi degli interventi nei boschi in cui è riconosciuta la funzione produttiva.

Per tale motivo la stima degli assortimenti legnosi ritraibili da un determinato soprassuolo rappresenta un importante momento in cui si quantifica il reale valore produttivo di un bosco. Tale stima non sempre rispecchia pienamente i requisiti richiesti dalle aziende di trasformazione e le utilizzazioni vedono così diminuire il proprio valore commerciale e di conseguenza le imprese boschive il proprio reddito.

Di conseguenza le cure colturali programmabili durante il turno possono venir meno poiché considerate a macchiatico negativo e il beneficio a fine turno non è sempre riscontrabile.

Ad oggi le più comuni tecniche di analisi non distruttive si basano principalmente sulla caratterizzazione visiva degli assortimenti con l'identificazione di alcuni requisiti richiesti dalle norme di riferimento: lunghezza minima, velocità di crescita, presenza e misurazione dei difetti. Le fasi per la classificazione in piedi prevedono la misurazione della porzione di fusto da lavoro, l'osservazione

delle caratteristiche del fusto che possono favorire oppure ostacolare la lavorazione ed infine l'assegnazione del fusto ad una classe di qualità.

Nei fusti abbattuti, invece, la classificazione viene attuata già nella fase di allestimento dell'albero, attraverso un'osservazione preliminare del tronco finalizzata alla definizione degli assortimenti da realizzare.

Successivamente occorre procedere al rilievo dei difetti sulla superficie e sulle testate del tronco, per individuare le caratteristiche discriminanti tra una classe e l'altra; la misurazione del diametro e della lunghezza del tronco consente di verificare la conformità alle dimensioni minime richieste per ciascuna classe qualitativa.

In concreto, classificare il legname significa suddividere il tondame in classi omogenee di appartenenza, in funzione di caratteristiche rilevate (dimensione, diametro) ed in relazione a difetti e anomalie (nodi, cipollatura, fessurazioni, ecc.).

A tal proposito è evidente la necessità di dimostrare le potenzialità merceologiche fin dagli alberi in piedi in modo da poter giustificare e programmare gli interventi colturali durante il turno. In particolare, sulle produzioni legnose di pregio un valido supporto alla scelta delle piante da utilizzare può essere realizzato attraverso una serie di apparecchiature scientifiche portatili.

Queste strumentazioni, che già da alcuni anni si stanno diffondendo nel settore forestale, funzionano attraverso l'applicazione di due sensori alle estremità del diametro

del fusto da cui un'onda sonora viene generata da un primo sensore e recepita dal secondo.

Le applicazioni di queste tecnologie possono essere impiegate per ottenere sia indicazioni su alberi, su tondame all'imposto e su assortimenti parzialmente lavorati.

Un'ampia bibliografia è disponibile sull'impiego di questi strumenti ed è consolidato il loro uso per ottenere responsi di tipo qualitativo e immediato. Un aspetto molto importante per le aziende che producono legname da opera, in quanto in pochi minuti possono rilevare questi dati su molti punti del fusto e/o tondame e determinare quale sezione eventualmente non è idonea per i successivi interventi di trasformazione.

2. Metodologia

Come è noto il legno di un albero sano è un ottimo conduttore di suoni mentre il legno alterato ha invece una maggiore capacità di assorbirli; in particolare la velocità raggiunta dalle onde che si propagano all'interno del legno sano è di gran lunga superiore rispetto alla velocità delle onde che devono percorrere una maggiore distanza a causa di una discontinuità dei tessuti legnosi alterati.

Una prima serie di strumentazioni, che da alcuni anni si stanno diffondendo nel settore forestale per la stima della continuità/discontinuità dei tessuti legnosi, funziona attraverso l'applicazione di due sensori alle estremità del diametro del fusto da cui un'onda sonora viene generata da un primo sensore e recepita dal secondo. Pertanto, la percussione di un sensore produce un suono che idealmente percorre questa linea e raggiunge il secondo nel minor tempo possibile (max velocità) ma se la linea che congiunge i due sensori intercetta un difetto (cavità, marciume, ecc.), l'onda sonora lo aggira individuando un percorso alternativo che evita la zona alterata ma che richiede un maggiore tempo di propagazione. Sulla base di questo principio di funzionamento si sono sviluppati differenti tipologie di strumentazioni in grado di assimilare una serie di informazioni, decodificandole in maniera opportuna, e in grado così di fornire una serie di parametri indicativi. Le applicazioni di queste tecnologie possono essere impiegate per ottenere sia indicazioni su alberi in piedi e sia su tondame appena abbattuto e su assortimenti parzialmente lavorati; ciò che cambia sono principalmente gli strumenti e i sistemi di propagazione e di ricezione delle onde.

Alcuni di questi strumenti, conosciuti col nome di "martelli elettronici ad impulsi", producono un suono tramite la percussione di un martello sul sensore starter ed è captato dal sensore ricevente. L'unità di controllo misura automaticamente in microsecondi il tempo che passa tra la percussione sul primo sensore e l'arrivo dell'onda al secondo sensore fissando questo valore sul display. Basta misurare la distanza fra i due sensori per calcolare la velocità di propagazione dell'onda sonora. La velocità di propagazione delle onde è correlata significativamente a diverse proprietà del legno.

Non sempre c'è correlazione con la densità: se consideriamo una sezione di tronco e misuriamo la

velocità di propagazione delle onde, sia sonore sia ultrasuono, rileviamo che questa varia a seconda che sia lungo le fibre oppure radiale o tangenziale.

La densità del legno per quella sezione però non cambia, è sempre la stessa. In particolare la velocità di propagazione delle onde in senso longitudinale non è correlata in maniera significativa con la densità del legno. La lunghezza delle tracheidi è invece correlata con la velocità di propagazione in senso longitudinale: più i vasi legnosi sono lunghi e più è rapida la propagazione delle onde (Albert *et al.*, 2002; Evans, 2000). Un'alta correlazione la si ha tra l'angolo d'inserzione delle microfibrille di cellulosa nella parete cellulare e la velocità di propagazione delle onde (Butterfield, 1998; Walker e Butterfield, 1996; Walker, 1998). Le microfibrille s'inseriscono rispetto al lume cellulare con angoli che variano tra 10° e 50°. Con angoli bassi, cioè più vicini a 10°, si osservano di solito tracheidi più lunghe e velocità di propagazione delle onde più elevate, con angoli maggiori la situazione è opposta. Lunghezza dei vasi legnosi e angolo d'inserzione delle microfibrille sono altamente correlati con il Modulo di Elasticità del legno. Le stesse proprietà della parete cellulare che condizionano la velocità di propagazione delle onde condizionano anche il Modulo di Elasticità (Halabe *et al.*, 1997; Wang e Ko, 1998; Booker e Sorensson, 1999; Tsehaye *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2000; Lindstrom *et al.*, 2002). Vasi legnosi più lunghi, angoli d'inserzione delle microfibrille più bassi sono elementi che determinano Moduli di Elasticità più alti. Stabilita la velocità di propagazione delle onde lungo le fibre legnose possiamo risalire al Modulo di Elasticità tramite questa equazione:

$$MoE = d \cdot V^2$$

Modulo di Elasticità = densità * velocità onde al quadrato.

Queste due diverse tipologie di impiego (misure su topi e segati e misure su alberi in piedi) permettono di identificare in maniera univoca le due tecniche di indagine da applicare che sono riconosciute a livello internazionale (Chin-Ling, 2005; Chin-Ling *et al.*, 2006; Divos e Meszaros, 1994; Wang *et al.*, 2004):

- Metodo 1: Resonance Logs;
- Metodo 2: Time of flight (TOF).

Il primo metodo basato sulla tecnica della vibrazione longitudinale si applica nella selezione del legname da opera ed è una tecnica ormai assodata per gli operatori del settore. Si percuote con un martello l'estremità di un'asse e il suono prodotto è captato da un microfono posto quasi a contatto del legno, dalla stessa parte dove è stata effettuata la percussione.

La velocità è calcolata sulla scorta della frequenza della vibrazione longitudinale e dalla lunghezza dell'asse di legno esaminato; quando si effettua la percussione il computer cattura il suono e il software attraverso la trasformazione di Fourier (FFT) fornisce la frequenza (f):

$$V = 2 \cdot L \cdot f$$

dove V è la velocità delle onde sonore (m/s), f rappresenta la frequenza del primo modulo di vibrazione (Hz) ed infine L è la lunghezza (m) del campione esaminato. Il secondo approccio, invece, è ancora poco conosciuto rispetto al primo ma presenta enormi campi di applicazioni.

Con questo metodo si valuta il modulo di elasticità su lunghezze assai variabili, da pochi millimetri fino a diversi metri, e in tempi brevissimi. Nell'arco di pochi minuti è possibile rilevare questo dato su molti punti del fusto e stabilire così qual è la sua parte più debole, quella più rigida, dove potrebbero agire le forze di taglio e molti altri dati; tutto in maniera innocua per l'albero e senza dover predisporre impegnative strutture per metterlo in tensione.

Il sistema TOF può essere usato per monitorare i cambiamenti delle proprietà tecnologiche del legno negli alberi e per determinare come le condizioni ambientali e i trattamenti selvicolturali influenzano le caratteristiche tecnologiche in modo tale che gli interventi potranno direttamente "selezionare" le proprietà tecnologiche desiderate.

La velocità è calcolata sulla base del tempo impiegato da un'onda generata dal primo sensore (starter) a percorrere la distanza nota fino al secondo sensore (ricevente):

$$V_t = S/\Delta t$$

dove V_t è la velocità dell'onda acustica (m/s), S rappresenta la distanza tra i due sensori (m) e Δt il tempo di percorrenza dell'onda tra lo starter (primo sensore) e il ricevente (secondo sensore).

3. Conclusioni

Sulla base dei riferimenti bibliografici appare evidente che gli interventi di utilizzazione intercalari dovranno essere modulati anche in base alla risposta delle singole piante in accrescimento di diametro. Se il primo metodo appare di notevole importanza principalmente alle aziende di trasformazione con una ricaduta diretta ai processi di lavorazione, il sistema TOF invece può abbracciare i diversi segmenti della filiera foresta-legno, interagendo con i proprietari forestali, i tecnici selvicoltori e le aziende di trasformazione. Infatti, la qualità degli assortimenti legnosi ritraibili dalle utilizzazioni forestali è un aspetto che non può più competere solo alle aziende di trasformazione del legname, ma che compete all'intero settore che in questi ultimi decenni non riesce a valorizzare e nobilitare le proprie produzioni forestali. L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di evidenziare ad oggi quali sono le tecnologie e gli strumenti più appropriati al settore forestale e i possibili impieghi utili all'interno dell'intera filiera produttiva foresta-legno.

Conoscere le proprietà meccaniche del legno quando ancora l'albero non è stato abbattuto significa poter dare un valore economico all'assortimento più realistico alle potenzialità. Infatti, grazie a tale strumentazione sarà possibile indirizzare le utilizzazioni verso un uso più sostenibile dei soprassuoli forestali che rispecchi le esigenze economiche e ambientali.

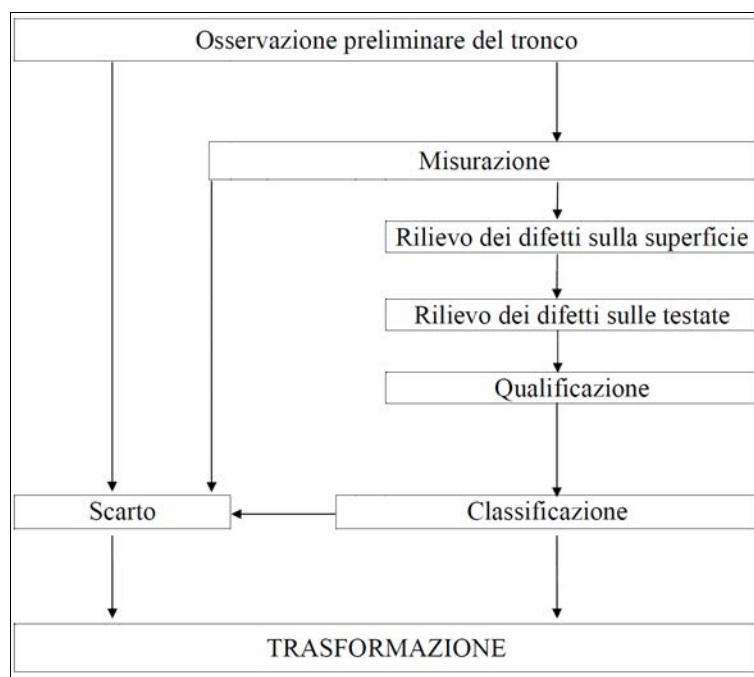


Figura 1. Classificazione a vista del tronco e del tondame.

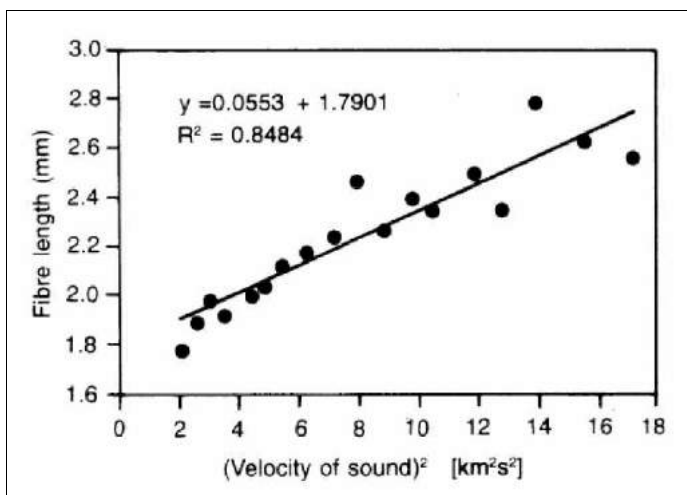


Figura 2. Correlazione tra lunghezze delle fibre e velocità di propagazione dell'onda sonora.

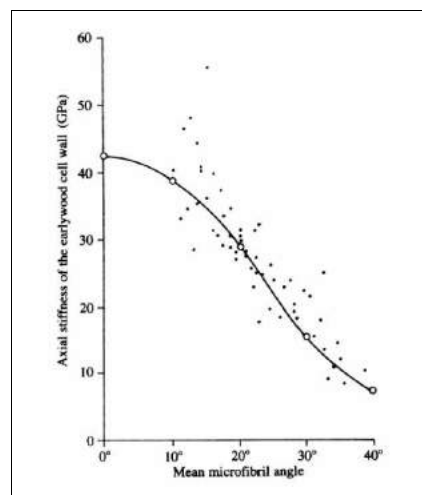


Figura 3. Relazione fra modulo di Young (MoE) e angolo delle micro fibrille (*Pinus radiata*).

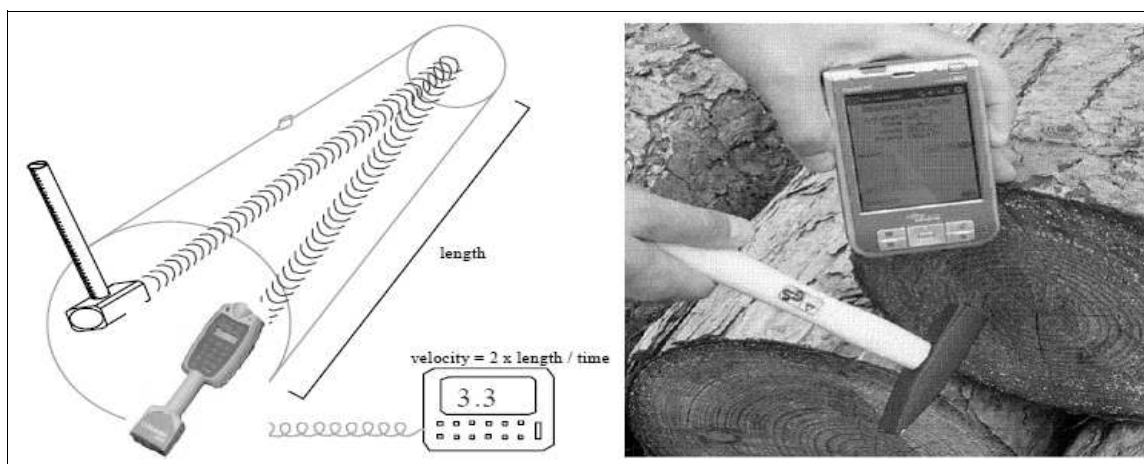


Figura 4. Due esempi di misurazione con il metodo 1.

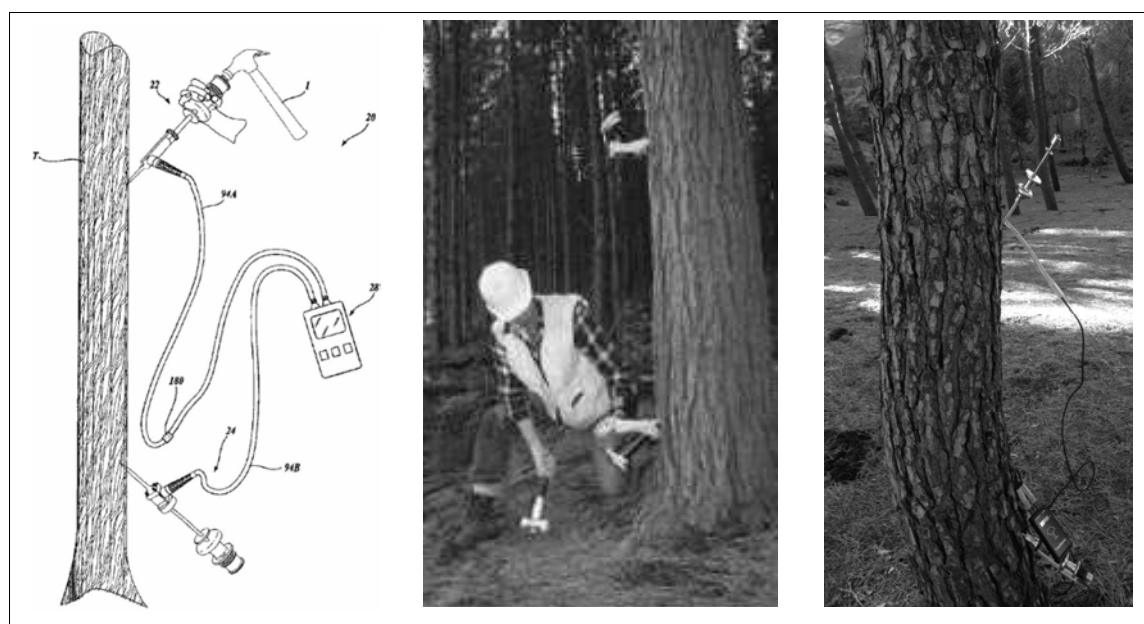


Figura 5. Esempi di misurazione con il metodo Time of Flight.

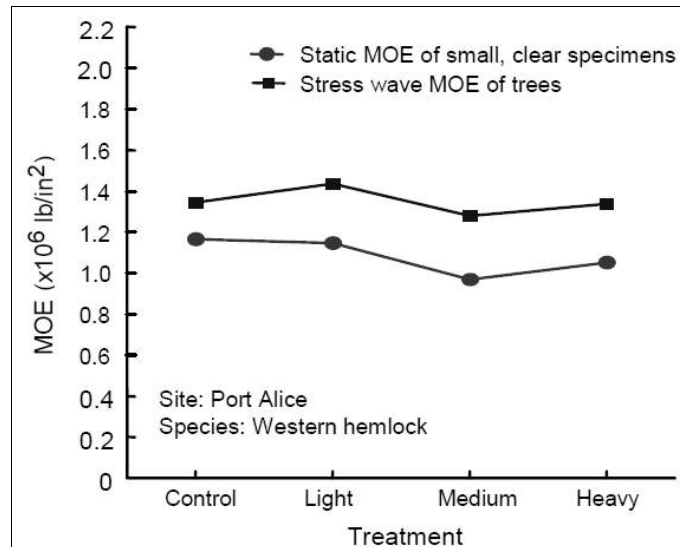


Figura 6. Modulo di elasticità (MOE) in funzione del trattamento applicato (Wang *et al.*, 2000).

SUMMARY

New tools at the service of forest utilization

The interventions of forest utilizations represent the moment of synthesis of proper forest management applied in a forest area. For this reason, the estimation of timber assortments is an important moment in which we quantify the actual productive value of a forest. This estimate does not always fully reflect the requirements of the wood processing companies. In this regard there is a clear need to demonstrate the potential to justify and plan interventions cultivation during the shift. In particular, on the production of woody a valid support to the choice can be accomplished through a series of scientific equipment portable. On the basis of this principle of operation, different type of instrumentations have been developed and they are able to assimilate a variety of information and thus able to provide a series of parameters indicative. The applications of these technologies can be used for standing trees, roundwood and lumber. Another important use of this technology is the possibility to determine the modulus of elasticity from widely varying lengths of logs or tree and especially in very short times. A very important aspect for companies that produce wood for building because in a few minutes can detect these data on several points of the stem and/or roundwood and possibly determine which section is not suitable for the transformation interventions. The objective of this work is to highlight today what are the technologies and tools most appropriate to the forestry sector and possible applications useful within the entire production chain forest-wood.

BIBLIOGRAFIA

- according to fibre characteristics and paper properties. *Int. Forestry rev.*, 4 (1): 12-19.
- Booker R.E., Sorensson C.T., 1999 – *New tools and technique to determine mechanical wood properties*. In: *Proceedings of the 3rd Wood Quality Symposium on Emerging Technologies for Evaluating Wood Quality for Wood processing*. Rotorua, New Zealand.
- Butterfield B.G., 1998 – *Microfibril angle in wood*. In: *IAWA/IUFRO international Workshop at Westport, New Zealand November 1997*. University of Canterbury, pp. 410.
- Chin-Ling H., 2005 – *System and method for measuring stiffness in standing trees*. United States Patent 6,871,545 B2 - Weyerhaeuser Company.
- Chin-Lin H., Lambeth C.C., 2006 – *Methods for determining potential characteristics of a specimen based on stress wave velocity measurements*. United States Patent 2006/0288784 A1 – Weyerhaeuser Company.
- Divos F., Meszaros K., 1994 – *Root decay detection by stress wave technique*. In: *Proceedings of the first European Symposium on Nondestructive Testing*, Sopron, Hungary, pp. 524.
- Evans R., 2000 – *Measuring wood and fibre properties*. In: *WTRC Workshop 2000. Wood Technology Research Centre, University of Canterbury*, pp 15-20.
- Halabe U.B., Bidigalu G.M., GangaRao H.V.S., Ross P., 1997 – *Non destructive evaluation of green wood using stress wave and transverse vibration techniques*. *Mater. Eval.*, pp. 1013-1018.
- Lindstrom H., Harris P., Nakada R., 2002 – *Methods for measuring stiffness of young trees*. *Holz als Roh und Werkstoff*, 60 (3): 165-174.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00107-002-0292-2>
- Tschay A., Buchanan A.H., Walker J.C.F., 2000 – *Sorting of logs using acoustics*. *Wood sci. Technol.*, 34 (4): 337-344.
<http://dx.doi.org/10.1007/s002260000048>
- Albert D.J., Clark T.A., Dickson R.L., Walker J.C.F., 2002 – *Using acoustic to sort radiate pine pulp logs*

- Walker J.C.F., 1998 – *Corewood: docking the dog's tail. Part 1. An alternative road map*. N.Z. Forestry, 42 (4): 5-6.
- Walker J.C.F., Butterfield B.G., 1996 – *The importance of microfibril angle for the processing industries*. N.Z.J. Forestry, 40 (4): 34-40.
- Wang S.Y., Ko C.Y., 1998 – *Dynamic modulus of elasticity and bending properties of large beams of Taiwan-grown Japanese cedar from different plantation spacing sites*. J. Wood Sci., 44 (1): 62-68.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00521876>
- Wang X., Ross R.J., McClellan M., Barbour R.J., Erickson J.R., Forsman J.W., McGinnis G.D., 2000 – *Strength and stiffness assessment of standing trees using non destructive stress wave technique*. Research paper forest Products Laboratory, USDA Forest Service 8FPL-RP-585, pp. 9.
- Wang X., Divos F., Pilon C., Brashaw B.K., Ross R.J., Pellerin R.F., 2004 – *Assessment of decay in standing timber using stress wave timing non-destructive evaluation tools. A guide for use and interpretation*. USDA United States Department of Agriculture Divos.

EVOLUZIONE TEMPORALE DELLA STABILITÀ DI VERSANTE A SEGUITO DI TRATTAMENTI SELVICOLTURALI

Andrea Dani¹, Federico Preti¹

¹Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali, Università degli Studi di Firenze;
andrea.dani@unifi.it

Nell'ambito dell'analisi di frane superficiali da stabilizzare con interventi di sistemazione idraulico-forestale e/o del dimensionamento di opere di ingegneria naturalistica si deve valutare il cosiddetto rinforzo radicale. I cambiamenti di rinforzo radicale dopo interventi di taglio a carico del soprassuolo influiscono sulla stabilità dei versanti vegetati a seguito di processi di decadimento (degradazione) e di recupero (rigenerazione), descrivibili, rispettivamente, con funzioni esponenziali o sigmoidi, finora poco indagate (Sidle *et al.*, 2005; Sidle e Ochiai, 2006; Preti, 2013). Un surrogato potenziale per la mancanza di dati di andamento del rinforzo radicale nel tempo è dato dai dati relativi alla biomassa epigea (Roering *et al.*, 2003). A tal fine le tecniche adottate per le valutazioni possono essere: 1) misure di resistenza a trazione o a taglio su radici singole con diversi diametri; 2) prove in laboratorio di taglio diretto di radici singole inserite in campioni di terreno; 3) misure in situ usando scatole di taglio in terreni con vari livelli di rinforzo radicale; 4) misure dirette di taglio di colonne radicate in laboratorio; 5) prove di sradicamento di ceppaie o piante; 6) back analysis su versanti franati.

Nella presente memoria si presentano i risultati ottenuti da campagne di misura sperimentali e da metodologie indirette speditive per ricavare la correlazione fra le curve di accrescimento epigee e quelle ipogee, sulla base di elaborazioni di fotografie di apparati radicali per la stima del rapporto di area radicata (R.A.R.) da utilizzare nelle simulazioni di stabilità di versante. In particolare si sono simulati gli effetti di differenti trattamenti selvicolturali su un soprassuolo di faggio (*Fagus sylvatica* L.) e della degradazione degli apparati radicali in ceppaie di ceduo invecchiato nel comune di Castiglione di Garfagnana (Lucca) in località Casone di Profecchia.

Parole chiave: stabilità di versante, rinforzo radicale, frane superficiali.

Keywords: slope stability, roots, superficial landslides.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ad-evo>

1. Generalità

Le piante forniscono, come risaputo, un effetto di stabilizzazione dei versanti per motivi idrologici e meccanici. Questo in quanto viene ridotto il ruscellamento, l'effetto battente della pioggia e in quanto gli apparati radicali forniscono un rinforzo al terreno, valutato nel nostro caso in termini di coesione radicale, in aggiunta a quella normalmente presente nel suolo. Secondo il convenzionale modello di Wu (Wu *et al.*, 1976), la coesione, è funzione lineare di un parametro che esprime la presenza delle radici rispetto al terreno interessato da queste. Il parametro è la "densità delle radici" R.A.R. (Rapporto di Area Radicata), cioè il rapporto tra la somma delle aree delle radici e l'area di terreno totale esplorata da queste, considerata ad un piano posto ad una determinata profondità. Questo parametro ha andamento esprimibile come funzione esponenziale negativa della profondità.

I cambiamenti di rinforzo radicale dopo interventi di taglio a carico del soprassuolo influiscono sulla stabilità dei versanti vegetati a seguito di processi di decadimento (degradazione) e di rigenerazione (recupero), descrivibili, rispettivamente, con funzioni esponenziali o sigmoidi,

finora poco indagate (Sidle *et al.*, 2005; Sidle e Ochiai, 2006). Un surrogato potenziale per la mancanza di dati di andamento del rinforzo radicale nel tempo è dato dai dati relativi alla biomassa epigea (Roering *et al.*, 2003).

2. Rapporti tra caratteri epigei ed ipogei in soprassuoli di faggio

La RAR può essere misurata in maniera diretta eseguendo prove distruttive a carico del pendio (sezioni, sbancamenti, profili, etc.) oppure può esser stimata mediante misure di caratteristiche epigee del soprassuolo. Nel presente lavoro sono state condotte analisi sia su soprassuoli puri di faggio (*Fagus sylvatica*), sia su cedui semplici, a sterzo e fustaie allo scopo di determinare gli effetti che i diversi trattamenti selvicolturali hanno sulla stabilità di versante.

Si rende pertanto necessaria una stima rappresentativa della RAR, per determinare la coesione aggiuntiva fornita dalle radici da utilizzare nel modello del *pendio indefinito* per la valutazione del fattore di stabilità F_s (rapporto tra le forze stabilizzanti e destabilizzanti).

Mediante la metodologia della fotointerpretazione (Fig. 2), si sono eseguite fotografie di apparati radicali di

piante di faggio su scarpate naturali o di altra origine (sbancamenti stradali o accentuata erosione localizzata) ed interpretate a video per la stima della RAR.

Le piante studiate sono 5, di cui 4 nella stazione de l'Abetone e una in quella di Casone di Profecchia (Fig. 1). I dati sono stati compensati mediante:

$$RAR = \alpha e^{(-\beta z)}$$

dove z indica la profondità considerata α e β sono parametri caratteristici dell'individuo e della specie.

Sono stati quindi indagati i rapporti che esistono tra alcuni valori rappresentativi della grandezza RAR e, precisamente, quelli a profondità 10, 30, 50, 100 cm e media, ed un carattere facilmente rilevabile nel soprassuolo considerato quale il diametro al colletto.

Analizzando i risultati, il dato più rappresentativo della distribuzione delle radici è risultato essere la RAR media ovvero il valore inteso come il volume totale delle radici fratto l'area esplorata da queste (Fig. 2).

Analiticamente si risolve integrando la funzione RAR tra 0 e Z_{MAX} cioè la profondità massima e dividendo per quest'ultima. Z_{MAX} è di per se un valore estremamente variabile in quanto dipende dalla specie, dalle condizioni ecoidrologiche della stazione, ed è un dato rilevabile direttamente in caso di profilo o completa eradicazione ma risulta difficile in caso di piante di notevoli dimensioni e di rilievo indiretto.

Si è scelto di usare quindi un criterio proposto da Mattheck (Mattheck *et al.*, 2004) per la determinazione della zolla di stabilità ovvero la semisfera di terra interessata dalle radici e che in caso di eradicazione per forze esterne, si ribalta insieme alla pianta.

L'approccio è di tipo statico e considera la zolla che ha sufficiente massa per garantire in condizioni normali la stabilità alla pianta e conseguentemente le poche radici che attraversano la sua superficie esterna non contribuiscono alla stabilità della stessa se non in maniera marginale. Appare quindi applicabile il criterio proposto per la determinazione della profondità massima sicuramente raggiunta dalle radici secondo la seguente:

$$R_w = 64 (d/2)^{0.42}$$

dove d è il diametro al colletto ed R_w è il raggio della zolla (ed implicitamente anche l'altezza esplorata dalle radici). Poiché il campione di 5 piante è disomogeneo dal punto di vista selvicolturale (individui in fustaia, ceduo semplice ed a sterzo), sono stati rilevati e considerati diversi diametri possibili, quali: diametro totale della ceppaia, diametro equivalente (diametro di una circonferenza avente area uguale all'area basimetrica totale della ceppaia), diametro del pollone più grande. Il dato 'epigeo' che è risultato essere meglio correlabile con valori della RAR, è il diametro al colletto del pollone più grande.

3. Evoluzione temporale della RAR

Gli interventi selvicolturali apportano cambiamenti al volume e distribuzione del soprassuolo e, conseguen-

temente, gli apparati radicali subiranno dei cambiamenti ad ogni intervento. Per quanto riguarda le ceppaie di faggio, si possono distinguere le fasi:

1) riscoppio dei polloni che si accresceranno fino al successivo taglio; in questa fase, si avrà una riduzione dell'apparato radicale secondo un andamento di tipo esponenziale negativo, per poi avere un riscoppio ed accrescimento che si avvicini alla forma più tipicamente logistica o sigmoide della crescita di piante nate da seme;

2) morte della ceppaia e la sua degradazione fino alla completa mineralizzazione della sostanza organica; in questa fase, la degradazione delle ceppaie procederà fino alla completa mineralizzazione con una riduzione progressiva del contributo di rinforzo.

La curva di degradazione delle radici, proposta da Sidle e Ochiai (Sidle *et al.*, 2005; Sidle e Ochiai, 2006), è approssimabile secondo una curva del tipo:

$$D = e^{-kt^n}$$

con $n = 0.9236$; $k = 0.2785$ per il faggio, che esprime adimensionalmente la variazione di coesione radicale (e proporzionalmente la RAR) in funzione del tempo t .

La curva che rappresenta la biomassa di una ceppaia che riscoppia è derivata dalla somma tra quella che rappresenta la degradazione di una morta e quella logistica o sigmoide, tipica degli accrescimenti naturali (Fig. 3). Quest'ultima è stata ricavata ed adimensionalizzata dalla tavola alsometrica del faggio per la stazione in cui sono stati effettuati i rilievi (Castellani, 1972). La tavola alsometrica, come noto, esprime il volume della biomassa epigea in funzione dell'età del bosco. Poiché la biomassa epigea è correlabile in maniera lineare con la biomassa ipogea (Cheng e Niklas, 2007), è lecito supporre in prima approssimazione che anche la RAR media, abbia il medesimo andamento.

La funzione che esprime l'altezza dendrometrica in funzione del diametro è ottenuta compensando i dati della tavola cormometrica. Dalla tavola alsometrica è stata ottenuta la funzione che esprime la correlazione tra età della pianta (possibile in quanto trattasi di soprassuolo puro e coetaneo) ed altezza dominante, compensata mediante funzione logaritmica.

Combinando le due curve si è ottenuta, quindi, una relazione che esprime il diametro di una pianta in funzione dell'età di questa. Assumendo valida la linearità tra la RAR media ed il diametro (ricavata in precedenza in Fig. 2) e che il massimo sviluppo dell'apparato radicale (e quindi il massimo valore di RAR) si ottenga a maturità (considerata per il faggio a 100 anni), si può esprimere, finalmente, l'andamento della RAR negli anni in fase di crescita da seme (Fig. 3). Analoghi risultati sono stati ottenuti da Sidle *et al.* (2005) per il Sugi.

4. Simulazioni sulla stabilità di versante

Applicando i risultati suesposti, si è cercato di analizzare l'evoluzione della stabilità di un versante, supponendo di variare il metodo selvicolturale con cui esso viene condotto e mettendo a confronto, a titolo

esemplificativo, il trattamento dei tagli a scelta con quello del taglio raso. Le ipotesi di simulazione sono le seguenti: soprassuolo disetaneo, coetaneo per piccoli gruppi, con 4 classi di età e ciascuna classe occupante una superficie pari ad $\frac{1}{4}$ dell'intero soprassuolo.

Il taglio, effettuato quando la classe più vecchia raggiunge l'età del turno, è a carico esclusivo di questa e l'abbattimento prevede l'asportazione di tutte le piante che abbiano raggiunto la maturità. Nel caso di taglio a scelta, questo si effettua ogni $\frac{1}{4}$ del turno.

Le classi sono assunte omogeneamente distribuite in tutto il soprassuolo (per poter considerare che le variazioni di sovraccarico e coesione radicale avvengano in maniera spazialmente uniforme).

Per la valutazione dell'andamento del sovraccarico, si considera un accrescimento delle 4 classi con andamento sigmoide secondo la tavola alsometrica per il faggio, per soprassuoli analoghi con massimo al 120° anno d'età.

La riduzione del carico dovuta al taglio è istantanea e dovuta completamente all'abbattimento della classe più vecchia. È verosimile che la quantità di radici sia dipendente dal volume della parte epigea, dal numero di polloni, dal trattamento, dalla stazione.

La stima del volume della massa radicale per le piante nate da seme si effettua considerandolo direttamente proporzionale al volume di accrescimento epigeo.

Si considera, inoltre, che il 50% delle ceppaie riscoppi dopo l'abbattimento, mentre il restante 50% si degradi completamente in 20 anni (resistenza invariata su radici sane con diversi trattamenti. Vergani *et al.*, 2011a; Vergani *et al.*, 2011b).

La massa radicale delle ceppaie che riscoppiano, aumenta poi secondo un accrescimento sigmoide tendente asintoticamente alla curva sopracitata usata per le plantule. La coesione radicale (Cv) si considera raggiungere il massimo all'età di 100 anni, paria a 6.38 kPa (Bischetti *et al.*, 2002; Preti, 2006).

Il valore di Cv nulla è un caso che non si ottiene mai in quanto, anche dopo il taglio raso, la degradazione delle ceppaie presenti si sovrappone all'accrescimento delle plantule nate dopo il taglio. Nel caso del taglio raso si considera che nessuna ceppaia riscoppi ed il minimo di coesione si ottiene intorno al 16° anno alla completa degradazione delle ceppaie.

Si avrà contemporaneamente alla degradazione delle ceppaie, l'accrescimento delle plantule nate da seme. Nei grafici seguenti (Fig. 4 a, b, c) si riportano l'andamento del sovraccarico, della coesione radicale e di Fs (fattore di sicurezza calcolato secondo il modello del *Pendio Indefinito*) nel tempo, nel caso di taglio a scelta in confronto con il taglio raso, all'aumentare del turno. Dalle simulazioni effettuate si può osserva-

re quanto segue:

- La coesione radicale, nel trattamento a scelta, rimane comunque superiore a quella data dal trattamento a raso, per almeno 40 anni e varia di circa il 50%.

- La stabilità dipende maggiormente dalla coesione radicale rispetto al sovraccarico e quindi le variazioni di cui ai punti precedenti, non si compensano ma si riscontra una variazione di Fs nel trattamento a scelta di circa il 25% contro una variazione di circa il 300% nel trattamento a raso; inoltre è importante osservare che dal 5° al 25° anno a partire dal taglio raso, nel caso in esame, si avrebbe una situazione di instabilità che non si verifica mai nel caso di taglio a scelta (sotto condizione che i terreni radicati saturino).

5. Conclusioni e sviluppi futuri

Nel presente lavoro si sono riportati alcuni risultati derivanti da campagne di misura sperimentali e da metodologie indirette speditive per valutare i rapporti fra biomassa epigea e caratteristiche degli apparati radicali, in particolare di arbusti mediterranei e di specie forestali.

In particolare è stata condotta un'analisi temporale di stabilità relativa ad un versante coperto da fustaia di faggio ed un'applicazione ad un caso di studio nel comune di Castiglione di Garfagnana (Lucca) in località Casone di Profecchia, con diversi trattamenti selvicolturali per estendere al caso dei cedui quanto già indicato da Ziemer e Sidle (in Dani, 2005).

Ci si è proposto di ricavare la correlazione fra le curve di accrescimento epigee e quelle ipogee, sulla base di elaborazioni di fotografie di apparati radicali esposti in scarpate artificiali o naturali per stimare gli andamenti spaziali e temporali della RAR. e della coesione radicale. Risulta evidente dalle simulazioni che interventi quanto più "puntuali" possibili, mantengono alta l'efficienza degli apparati radicali, necessari alla stabilizzazione dei versanti vegetati.

Resta da considerare che le simulazioni condotte andrebbero riferite alla probabilità di accadimento dell'evento critico per il dissesto superficiale combinata con quella dell'anno del turno di taglio e tenendo conto della degradazione degli apparati radicali (e.g. Fig. 5; Preti, 2013).

Ringraziamenti

Progetto PRIN2010-2011, prot. 20104ALME4, Rete nazionale per il monitoraggio, la modellazione e la gestione sostenibile dei processi erosivi nei territori agricoli, collinari e montani.

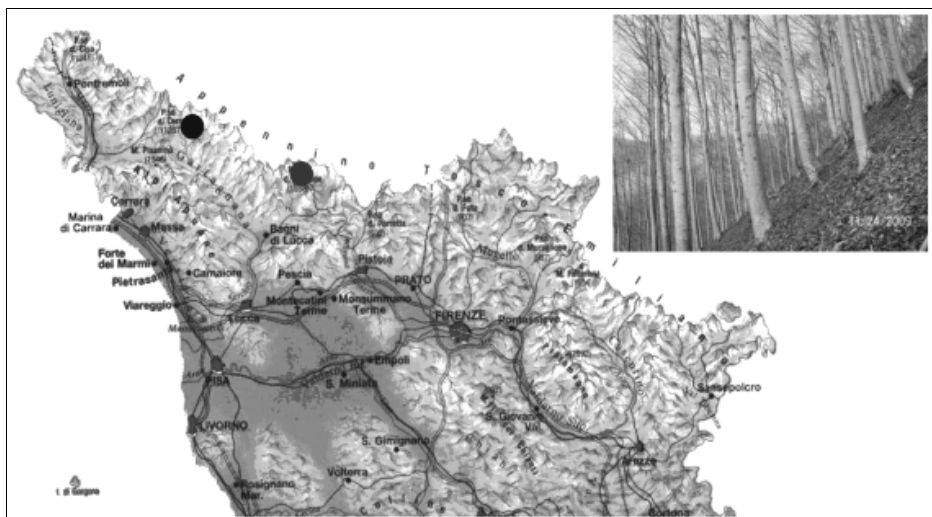


Figura 1. Localizzazione punti prelievo: in blu Casone di Profecchia, in rosso l'Abetone.

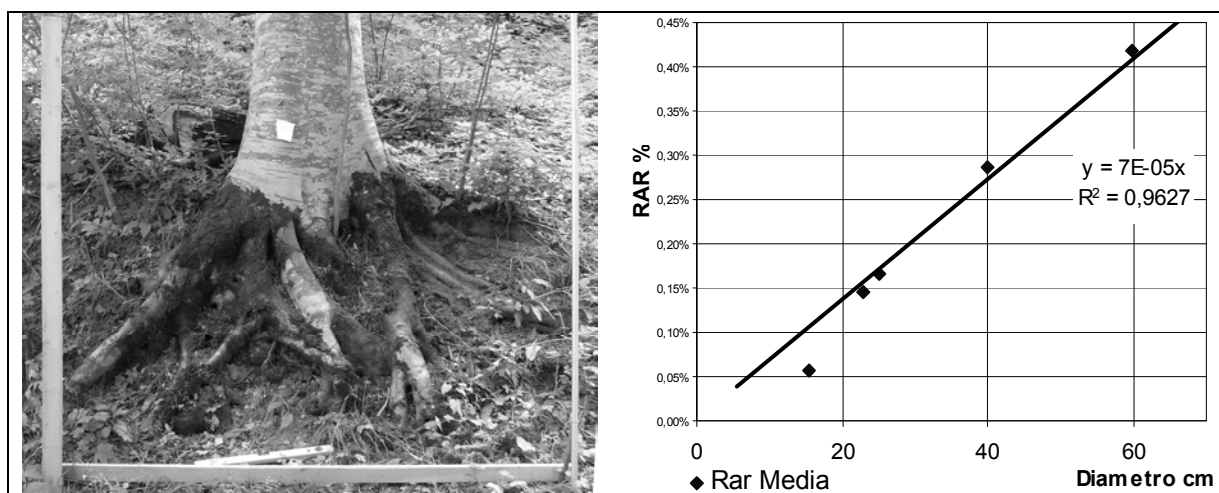


Figura 2. Esempio di fotografia ortoraddrizzata dell'apparato radicale di una pianta di faggio con reticolo di riferimento a sinistra e correlazione tra RAR media e diametro a destra.

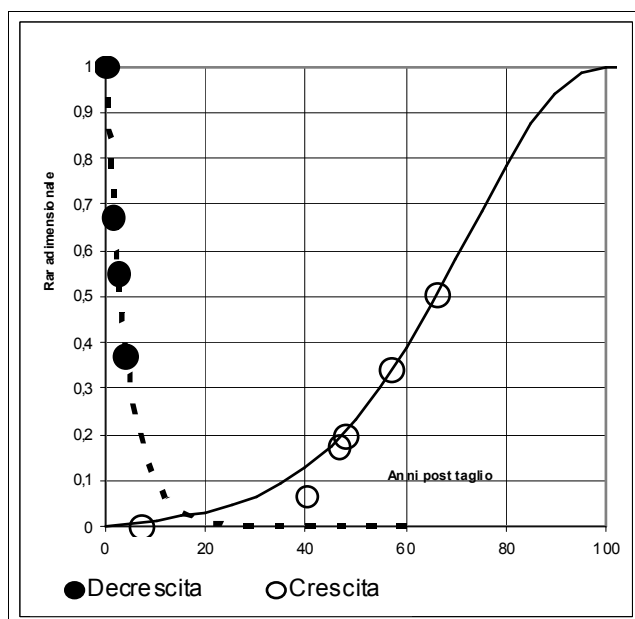


Figura 3. Andamento temporale della RAR per il faggio. Valori sperimentali da Sidle (in Sidle e Ochiai, 2006). (cerchi pieni) e dal presente studio (cerchi vuoti).

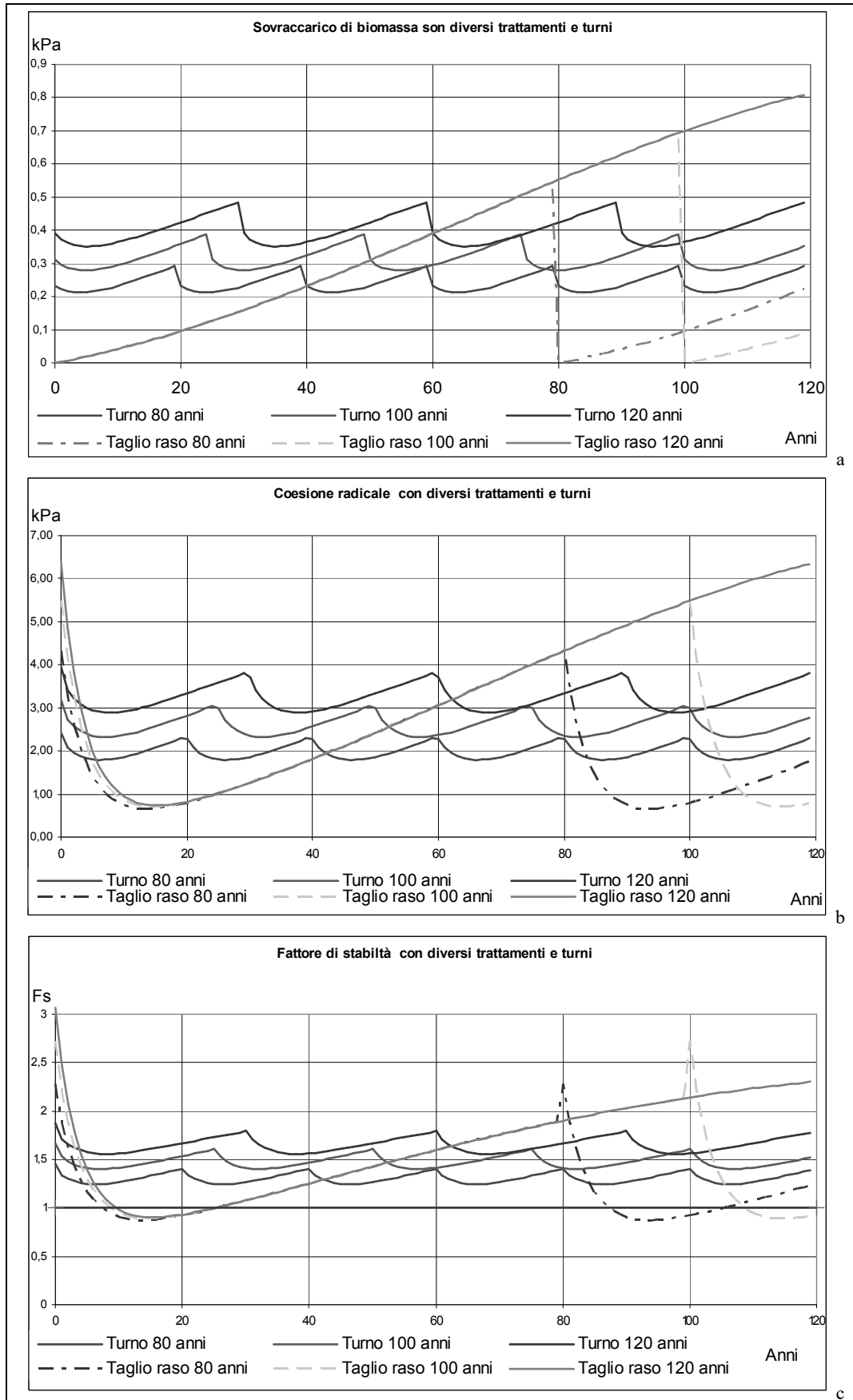


Figura 4. a) Andamento del sovraccarico unitario nelle ipotesi di taglio saltuario e di taglio raso ad 80, 100, 120 anni. b) Andamento della coesione radicale nelle ipotesi di taglio saltuario e di taglio raso ad 80, 100, 120 anni. c) Andamento del fattore di stabilità nelle ipotesi di taglio saltuario e di taglio raso ad 80, 100, 120 anni, calcolato mediante il modello del pendio indefinito.

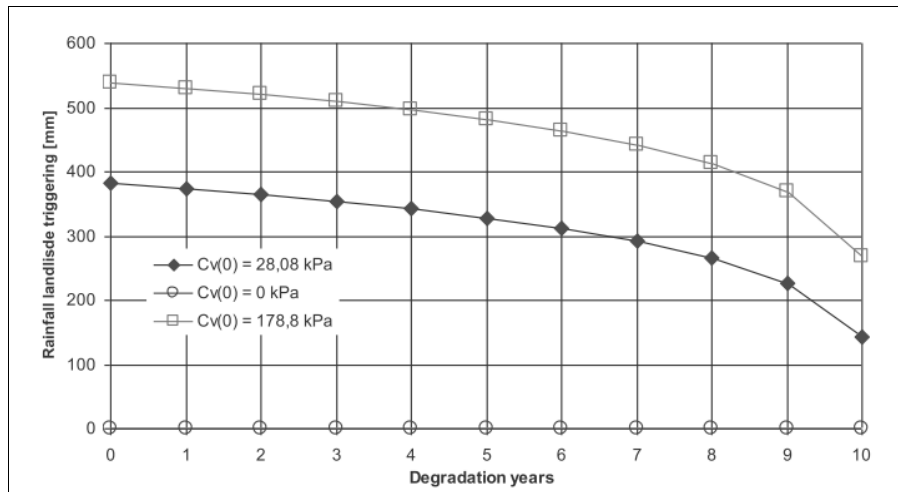


Figura 5. Piogge critiche per l'innescio di frane superficiali al variare del periodo di degradazione delle radici dopo il taglio (da Preti, 2013).

SUMMARY

Slope stability temporal changes due to timber harvesting

The potential use of protection forests to combat shallow slope instabilities is becoming increasingly important and considerable, especially in the light of the recent landslides and debris/mud flows in regions triggered by rainfalls with increased intensity.

Tree vegetation has been constantly subjected to silvicultural activity both in exclusively productive forest areas and in more conservative ones meant to contrast hydrogeological risk. It is important to quantify the root system dynamics in order to correctly evaluate the impact of wood felling or plants death on slope stability. Based on field investigation (on experimental plots and 29 occurred landslides) and numerical modelling (on slope stability and root distribution), the aim of this work is to determine the effects of the evolution of the mechanical characteristics of root systems (and consequently on land-slide probability). The paper investigates variations over time in the hazard of rainfall-triggered landslides as a result of root degradation after forest cutting (or death). The case under study is related to experimental investigations aimed at determining the tensile strength and elasticity of root samples of trees dead within a decade, which correspond to decreasing values of soil cohesion (root reinforcement). Two kinds of samples were taken into account: living beech roots from protected wood areas to determine the current characteristics and roots from dead beeches (felled in previous years and at present in degradation) to analyse the evolution of root mechanical characteristics. To analyse the stability of representative slopes, we calculated the return time associated with a rainfall event, which in saturated conditions would lead to the attainment of the limit value of the safety factor and the associated hazard for different rainfall durations

during a fixed period of time. Information about the increasing risk of collapse with the degradation of root system was obtained and compared with landslides occurrence in forested slopes of the study area.

The results of the present paper show that such slopes may remain stable if they are covered with intact protective vegetation, but they will become unstable if the conditions of the forest deteriorate or after a wooded area dies off: within a decade of tree death the root system of protection forests loses most of its soil-stabilising function.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Barneschi M., 2002 – *L'instabilità dei versanti vegetati analisi di un bacino versiliese delle Alpi Apuane*. Tesi di laurea, Università di Firenze.
- Barneschi M., Preti F., 2002 – *Pericolosità idrogeologica in versanti vegetati: quantificazioni e verifiche*. In: Atti di convegno nazionale Conservazione dell'Ambiente e rischio Idrogeologico, Assisi, pp. 56-66.
- Begliomini K., 2004 – *Analisi dei dissesti gravitativi su versanti boscati: l'evento alluvionale del 20 novembre 2000 a Vinchiana (LU)*. Tesi di laurea, Università di Firenze.
- Bischetti G., Speziali B., Zocco A., 2002 – *Effetto di un bosco di faggio sulla stabilità dei versanti*. In: Atti di convegno nazionale Conservazione dell'Ambiente e rischio Idrogeologico, Assisi, pp. 384-393.
- Casper B.B., Schenk H.J., Jackson R.B., 2003 – *Defining a Plant's Belowground Zone of Influence*. Ecology, 84 (9): 2313-2321.
<http://dx.doi.org/10.1890/02-0287>
- Cheng D.L., Niklas K.J., 2007 – *Above- and Below-ground Biomass Relationships Across 1534 Forested Communities*. Annals of botany, 99: 95-102. Available

- online at www.aob.oxfordjournals.org
<http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcl206>
- Dani A., 2005 – *Confronto tra modelli per la stabilità dei versanti vegetati a scala di bacino*. Tesi di laurea, Università di Firenze.
- Dani A., Preti F., Barneschi M., 2007 – *Andamento temporale del Rapporto di Area Radicata (R.A.R.) con diversi trattamenti selvicolturali: effetti sulla stabilità di versante e metodi speditivi di stima*, incontro 1a sez. AIIA 2007: Milano, 27-28 marzo 2007.
- Enquist B.J., Niklas K.J., 2002 – *Global Allocation Rules for Patterns of Biomass Partitioning in Seed Plants*. Science, 295: 1517.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1066360>
- Geophysical Research Abstracts, 2006 – *The role of vegetation in slope stability and mitigation measures against landslides and debris flows*. EGU General Assembly 2006, 2-7 April 2006, Vol. 8, ISSN: 1029-7006.
- Geophysical Research Abstracts, 2007 – *The role of vegetation in slope stability*. EGU General Assembly 2006, 15-20 April 2007, Vol. 9, 00257, ISSN: 1029-7006.
- Castellani C., 1972 – *Tavole stereometriche ed also-metriche costruite per boschi italiani*. Annali dell'Istituto Sperimentale per l'Assesamento Forestale e per l'Alpicoltura, Trento.
- Laio F., D'Odorico P., Ridolfi L., 2006 – *An analytical model to relate the vertical root distribution to climate and soil properties*. Geophysical Research Letters, 33: L18401.
<http://dx.doi.org/10.1029/2006GL027331>, 2006
- Matthcek C., 2004 – *The face of failure in nature and engineering*. Springer Verlag, Heidelberg, 2004.
- Preti F., 2006 – *On root reinforcement modelling*. In: The role of vegetation in slope stability and mitigation measures against landslides and debris flows. Geophysical Research Abstracts, Vol. 8. EGU General Assembly 2006, 2-7 April 2006, ISSN: 1029-7006.
- Preti F., 2013 – *Forest protection and protection forest: Tree root degradation over hydrological shallow landslides triggering*. Ecological Engineering, 61P: 633-645.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.009>
- Roering J.J., Schmidt K.M., Stock J.D., Dietrich W.E., Montgomery D.R., 2003 – *Shallow landsliding, root reinforcement, and the spatial distribution of trees in the Oregon Coast Range*; Can. Geotech. J., 40: 237-253. <http://dx.doi.org/10.1139/t02-113>
- Schenk H.J., Jackson R.B., 2002 – *The Global Biogeography of Roots*. Ecological Monographs, 72 (3): 311-328.
[http://dx.doi.org/10.1890/00129615\(2002\)072\[0311:TGBOR\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/00129615(2002)072[0311:TGBOR]2.0.CO;2)
- Schwarz M., 2006 – *Development of vegetation and soil within the scope of bioengineering measures*. Tesi di laurea, Università di Firenze.
- Schwarz M., Preti F., 2007 – *The influence of root reinforcement depending on the shape and the dimension of shallow landslides*. In: The role of vegetation in slope stability. Geophysical Research Abstracts, Vol. 9. EGU General Assembly 2006, 15-20 April 2007, ISSN: 1029-7006.
- Schwarz M., Preti F., Graf F., 2006 – *Effetti stabilizzanti della vegetazione in opere di Ingegneria Naturalistica – Un caso di studio nelle Alpi svizzere*. In: Le Sistemazioni Idraulico-Forestali per la difesa del territorio. 27 ottobre 2006, Saint Vincent, Quaderni di Idronomia Montana, Vol. 26, Nuova Editoriale Bios.
- Sidle R.C., Ochiai H., 2006 – *Landslides: Processes, Prediction, and Land Use*. Water Resources Monograph, 18, American Geophysical Union.
<http://dx.doi.org/10.1029/wm018>
- Sidle R.C., Ziegler A.D., Negishi J.N., Nik A.R., Siew R., Turkelboom F., 2005 – *Erosion processes in steep terrain - Truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia*. Forest Ecology and Management, 224 (1-2): 199-225.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.019>
- Stokes A., Spanos I., Norris J.E., Cammeraat E., 2007 – *Eco- and Ground Bio-Engineering: The Use of Vegetation to Improve Slope Stability*. In: Proceedings of the First International Conference on Eco-Engineering, 13-17 September 2004, Series: Developments in Plant and Soil Sciences, Vol. 103, Springer, ISBN-10: 1-4020-5592-7, ISBN-13: 978-1-4020-5592-8
- Vergani C., Chiaradia E.A., Bassanelli C., Minotta G., Bischetti G.B., 2011a – *Indagine sulle caratteristiche degli apparati radicali di una abetina sottoposta a taglio a buche in alta val brembana (Bg)*. In: Convegno di medio termine dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria, Belgirate, 22-24 settembre 2011.
- Vergani C., Chiaradia E.A., Bassanelli C., Minotta G., Bischetti G.B., 2011b – *Prime considerazione sull'effetto del taglio a buche sulla coesione radicale in boschi alpini di conifere*. In: Convegno di medio termine dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria, Belgirate, 22-24 settembre 2011.
- Wu T.H., 1976 – *Investigation of landslides on Prince of Wales Island, Alaska*. Ohio State Univ. Geotech. Eng. Rept. 5., Columbus, OH, USA.

SESSIONE / *SESSION* 2

POSTERS

SERIOUS DAMAGE BY *DIPLODIA AFRICANA* ON *PINUS PINEA* IN THE VESUVIUS NATIONAL PARK (CAMPANIA REGION, SOUTHERN ITALY)

Gennaro Cristinzio¹, Luciano Bosso¹, Silvano Somma¹, Rosaria Varlese¹, Antonio Saracino¹

¹Università degli Studi di Napoli Federico II, Dipartimento di Agraria, Portici, Italy; cristinz@unina.it

In some municipalities, located within the boundaries of the Vesuvius National Park (Campania Region, southern Italy), several area with forest cover of *Pinus pinea* showed severe withering of the crowns and damage to pine cones. In the present study, we have isolated in the period May 2013 – May 2014 from Ercolano, San Sebastiano, Terzigno, Torre del Greco and Trecase an anamorphic form of *Botryosphaeriaceae*. The latter cause dieback and serious canker on several woody plants, including species of *Pinus*. Morphological and cultural characteristics as well as DNA sequence data (5.8S rDNA, ITS-1 and ITS-4) were made on 30 isolates obtained from 5 municipalities. All strains belonged to only two species: *Botryosphaeria dothidea* and its anamorph, *Diplodia africana*. These two fungi were present on all pine cones collected and analyzed. Finally we carried out growth assays at different temperatures: 8 °C, 18 °C and 28 °C. All fungi found the optimum of growth at 28 °C while at 8 °C we noted the lowest growth. This seems to be the first report of *D. africana* on *Pinus* species in Campania Region.

Keywords: plant pathology, pine, fungi, DNA extraction, *Botryosphaeriaceae*.

Parole chiave: patologia forestale, pino, funghi, estrazione DNA, *Botryosphaeriaceae*.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cg-ser>

1. Introduction

In the last 10 years in some municipalities within the National Park of Vesuvius (Campania Region, southern Italy, (Fig.1) the cone crop for pine nuts was nearly wiped out by serious alterations suffered by *Pinus pinea* forests.

The pine trees showed brown needles on current shoots and great masses of fungal fruiting on pine cones (Fig. 2a and 2b).

These damage shave almost cancelled the production of pine nuts in this area. Commercial pine nuts production has declined up to 20%, leading many dry fruit companies to bankruptcy, with associated job losses.

The main aims of the present study was to detect the pathogens that cause damages to pine cones and branches in *P.pinea* Vesuvius forests.

2. Materials and Methods

We carried out some isolation from pine cone (Fig. 2b) on potato dextrose agar (PDA) (5 g L⁻¹ potato; 20 g L⁻¹ dextrose; 15 g L⁻¹ agar) collected in the period May 2013 – May 2014 from Ercolano, San Sebastiano, Terzigno, Torre del Greco and Trecase municipalities. Then we isolated and identified (using morphological analysis and molecular identification by DNA extraction with NucleoSpin® Plant II kit) fungal strains.

We performed a molecular diagnosis using PCR amplification of the internal transcribed spacer (ITS) regions of the ribosomal DNA with two specific primers, ITS1 (5'-TCCGTAGGTGAACCTGCGG-3') and ITS4 (5'-GCTGCGTTCTTCATCGATGC-3'). Amplicon sequencing was done with the specified universal primers, via a custom sequencing service (Eurofins MWG Ope-ron, Ebersberg, Germany).

The new sequences were then aligned and compared with the GenBank National Center for Biotechnology Information (NCBI) database.

Finally we carried out growth assays for these fungal strains at different temperatures: 8 °C, 18 °C and 28°C.

3. Results and Discussion

All strains belonged to *Botryosphaeria dothidea* and its anamorph, *Diplodia africana* (Fig. 3).

D. africana was present on all pine cones collected and analyzed.

It is well known that many species in the family *Botryosphaeriaceae* cause violent withering and cancers of many plant, wood and fruit species (Mutke *et al.*, 2012; Mutke *et al.*, 2013).

Austrian pine (*Pinus nigra*) and Stone pine (*P. pinea*) are two of the most severely damaged conifer species in Europe (Mutke *et al.*, 2012; Mutke *et al.*, 2013).

The damage caused by *D. africana* in the study area is most severe on old trees and/or trees growing on shallow volcanic soils. Mechanical injury or damage by herbivorous insects may eventually kill the trees (Mutke *et*

al., 2012; Mutke *et al.*, 2013). All strains found the optimum of growth at 28 °C while at 8 °C we observed the lowest growth.

During the summer, in always more zones of the Mediterranean area, the temperatures are often very high and in future an expansion of the pathogen may occur also in other areas.

4. Conclusions

This seems to be the first report of *D. africana* on *Pinus* species in the Campania Region. Further analyses are in progress to verify the actual damage that this pathogen may carry out on plant tissues of *P. pinea*.

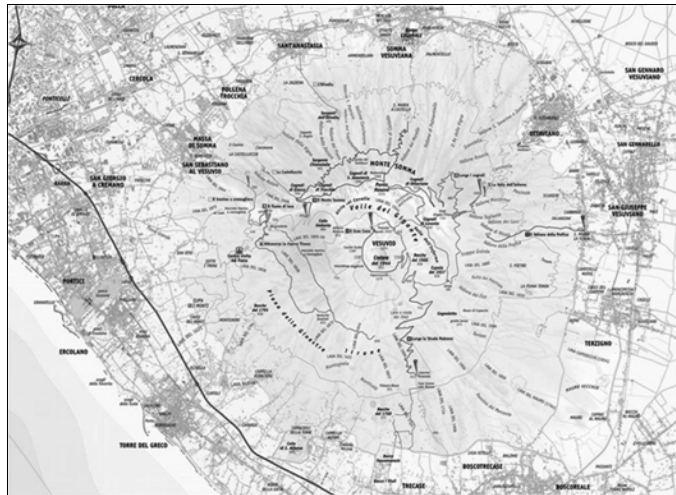


Figure 1. Vesuvius National Park (gray area).

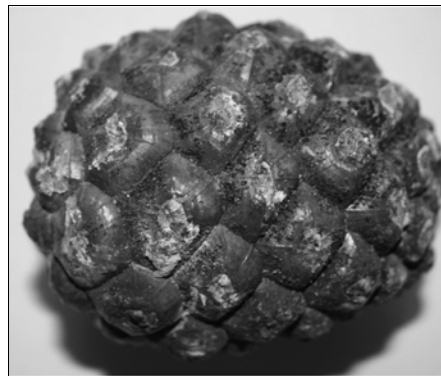


Figure 2. Brown needles on current shoot (a) and great masses of fungal fruiting on pine cone of *P. pinea* (b).

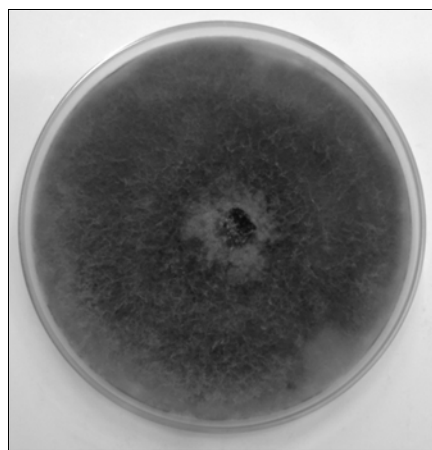


Figure 3. Seven day-old *D. africana* culture on PDA.

REFERENCES

- Mutke S., Calama R., Gonzalez-Martinez S.C., Montero G., 2012 – *Mediterranean Stone Pine: Botany and Horticulture*. Horticultural Reviews, 39: 153-201.
<http://dx.doi.org/10.1002/9781118100592.ch4>
- Mutke S., Pastor A., Picardo A., 2013 – *Toward a traceability of European pine nuts “from forest to fork”*. In: Mediterranean stone pine for agroforestry. Mutke S., Piqué M., Calama R. Zaragoza. Options Méditerranéennes. International Meeting on Mediterranean Stone Pine for Agroforestry, pp. 105-109.

RECUPERO DI UN IMPIANTO SPERIMENTALE DI FARNIA SOGGETTO A DEPERIMENTO

Lorenzo Gui¹, Simone Castelletti¹, Giorgio Maresi²

¹Centro Nazionale per lo studio e la conservazione della Biodiversità Forestale di Peri (VR); gui.peri@libero.it

²Centro Trasferimento Tecnologico Fem Iasma, San Michele all'Adige

Nella primavera del 2008, un grave deperimento è stato osservato in una piantagione di farnia, messa a dimora nel 1989 dal Centro Nazionale per la Biodiversità Forestale di Peri in collaborazione con l'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura di Arezzo presso il campus dell'Università di Parma. Il fenomeno ha portato nel giro di cinque anni alla morte di 227 individui sui 1000 presenti. Nell'esame delle cause si è potuto escludere da subito l'effetto della siccità, per la presenza di regolari irrigazioni. Le piante apparivano colonizzate da *Biscogniauxia mediterranea* a cui rapidamente subentravano altri funghi lignicoli e numerosi insetti xilofagi. Dal suolo si è potuto isolare *Phytophthora quercina* in prossimità delle piante sofferenti. Per contrastare la moria fin dal 2009 si sono eseguite regolari concimazioni con pollina commerciale: i risultati sono stati una forte riduzione della mortalità ed una buona ripresa vegetativa di piante già sofferenti. Attualmente l'impianto appare in buono stato vegetativo anche se persistono alcune piante sintomatiche. La possibilità di recuperare gli scopi sperimentali dell'impianto appare concreta così come la sua possibile evoluzione verso una valenza socio ricreativa adatta al contesto.

Parole chiave: *Quercus robur*, *Phytophthora quercina*, *Biscogniauxia mediterranea*, pollina.

Keywords: *Quercus robur*, *Phytophthora quercina*, *Biscogniauxia mediterranea*, chicken manure.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-lg-rec>

1. L'impianto

Nella primavera del 2008, un grave deperimento è stato osservato in una piantagione di farnia, messa a dimora nel 1989 dal Centro Nazionale per la Biodiversità Forestale di Peri in collaborazione con l'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura di Arezzo presso il campus dell'Università di Parma. L'impianto era nato come confronto fra due diverse provenienze italiane allo scopo di selezionare materiale di moltiplicazione adatto alla produzione di legno di pregio e non aveva mostrato negli anni precedenti alcuna problematica.

La piantagione pura su 4 ettari era stata effettuata con 1000 semenzali di tre anni posti con sesto a quadro a distanze di 5 m e non era mai stata oggetto in passato di alcun intervento selvicolturale significativo, fatta eccezione per alcune indispensabili potature di allevamento. Sull'intera superficie è stata mantenuta, fino al 2009, una coltivazione a prato con regolari irrigazioni estive e concimazioni annuali a base di letame; da quell'anno tali pratiche sono state sospese per la completa chiusura delle chiome ed il conseguente calo di resa produttiva della copertura erbacea.

Va ricordato che la piantagione è inserita in un contesto agrario ed è circondata da prati irrigui intensamente utilizzati. L'impianto insiste su un suolo di origine alluvionale con tessitura limosa-argillosa, a reazione neutra (pH 7,22) ed elevato contenuto in sostanza organica, con buone percentuali di fosforo, azoto e magnesio.

2. Il deperimento

Solo nell'annuale rilievo primaverile del 2008 sono state osservate numerose piante, anche dominanti, già completamente disseccate o molto sofferenti con chioma estremamente rarefatta. La moria è comparsa a macchie di leopardo costituite da piccoli gruppi, prevalentemente nella parte centrale dell'impianto dove era presente esclusivamente una delle due provenienze utilizzate.

La gravità del fenomeno era confermata dal rilievo dell'anno successivo (2009) dove ben 125 piante risultavano morte o irrimediabilmente compromesse.

Le indagini condotte negli anni successivi hanno evidenziato come il deperimento si manifestasse inizialmente con una chioma ingiallita, poi progressivamente più rada e con un crescente numero di rami secondari e primari seccaginosi (Fig. 1).

I fusti e le branche principali apparivano spesso interessate da una evidente colonizzazione fungina che si manifestava sotto forma di uno stroma ben differenziato che emergeva da zone dove la corteccia appariva distaccata. Tale stroma dapprima bruno marrone e con abbondante produzioni di conidi ialini e brunastri, poi virava verso il grigio e successivamente il nero, evidenziando le strutture periteciche tipiche di *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) Kuntze.

La colonizzazione appariva completa su alcuni fusti e in particolare su quelli tagliati, mentre su piante ancora vive era limitata a strisciate longitudinali estese per molti metri sul fusto (Fig 2a e b).

Il fungo è stato isolato in coltura sia dagli stromi che dai tessuti legnosi colonizzati sotto la corteccia ed il suo riconoscimento confermato sia tramite le caratteristiche morfologiche delle colture in piastra sia con tecniche biomolecolari. Sulle piante morte subentravano altri funghi lignicoli e numerosi insetti xilofagi che ne provocavano la rapida degradazione (Fig. 3).

Alla base degli alberi che mostravano sintomi iniziali del deperimento erano, spesso ma non sempre, evidenti imbrunimenti sottocorticali della zona cambiale con fiamme risalenti dalle radici più grosse. Inoltre sulle stesse piante erano presenti macchie imbrunite sul fusto (Fig. 4), associate anche ad essudati brunastri con arrassamento della zona subcorticale. Da campioni di suolo raccolti alla base di dette piante è stato possibile isolare mediante baiting *Phytophthora quercina* Jung.

3. Possibili cause

Nell'esame delle cause si è potuto escludere da subito l'effetto della siccità, in particolare quelle ben note del 2003 e 2006, in quanto compensate dalle periodiche irrigazioni collegate alla coltivazione del foraggio sotto copertura: nei mesi estivi era infatti regolare l'irrigazione per sommersione e scorrimento superficiale. L'analisi dei fusti delle piante morte evidenziava anelli di accrescimento ben distanziati e regolari (Fig. 5), escludendo quindi sia i possibili stress fisiologici sia anche quelli competitivi legati all'eventuale elevata densità degli individui. La presenza di *P. quercina* e di sintomi ad essa correlabili ha fatto ritenere pertanto probabile il diretto coinvolgimento di questo patogeno come causa principale del fenomeno. Va ricordato che già più volte in Italia ed all'estero questo oomicete è stato associato a farnie e querce deperienti (Jung *et al.*, 1999; Jung *et al.*, 2000; Vettrai *et al.*, 2002). Il ruolo svolto da *B. mediterranea* è stato considerato secondario e legato alle condizioni di sofferenza create dalla colonizzazione delle radici ad opera di *P. quercina*.

Il fungo *B. mediterranea* è stato, infatti, anch'esso associato a deperimenti di querce generalmente connessi a forti stress idrici (Vannini, 1987) ed è anche noto come endofita sia di farnie che di altre querce (Luchi *et al.*, 2005). Si può ipotizzare quindi, come la comparsa e la diffusione dell'oomicete, probabilmente favorita anche dalle irrigazioni, abbia creato condizioni simili a quelle da stress idrico sulle farnie, avvantaggiando la colonizzazione di *B. mediterranea*. Non è stato possibile individuare un centro di origine per l'attacco di *P. quercina* e si può solo supporre che essa possa essere stata introdotta mediante i regolari interventi di concimazione con letame oppure tramite le piantagioni di altre latifoglie, fatte negli anni successivi al 2000 in zone contigue all'impianto di farnia.

4. Gli interventi di lotta

Per contrastare la moria, fin dal 2009, dopo la conferma della presenza di *P. quercina*, si è deciso di procedere con regolari concimazioni a base di pollina commerciale sulla base di precedenti esperienze condotte con successo su castagno: forti attacchi di *P.*

cambivora erano stati, infatti, controllati con un certo successo in castagneti da frutto mediante tale pratica (Turchetti *et al.*, 2000, 2003). Gli interventi sono iniziati già nella primavera 2009 al momento della comparsa delle foglie e sono stati ripetuti, nello stesso periodo, nel 2010 e dal 2012 al 2014.

Le modalità dell'intervento sono consistite nello spaglio di pollina pellettata in ragione di circa 2000 kg ad ettaro, ridotti a 1000 kg negli ultimi due trattamenti. I primi due interventi hanno interessato in maniera uniforme l'intera superficie, i successivi sono stati concentrati nelle zone precedentemente più colpite.

Già dopo il primo intervento si è potuto osservare una buona ripresa vegetativa di piante già sofferenti, a cui è seguita una graduale ma forte riduzione della mortalità: alle già citate 125 piante morte rilevate nel 2009 prima dell'intervento, si sono poi aggiunte 22 piante nel 2010, 36 nel 2011 (anno senza concimazione), 27 nel 2012 e 17 nel 2013. Nel corso del 2014 nessuna pianta è morta. Il fenomeno ha portato, quindi, nel giro di cinque anni alla morte di 227 individui sui 1000 presenti. Attualmente l'impianto si presenta in buone condizioni vegetative con diverse piante prima sofferenti che mostrano un forte recupero di vitalità della chioma con nuovi rami vigorosi e vegetazione normale. Su alcune di esse l'azione di *B. mediterranea* è stata bloccata e permangono solo calli e cancri longitudinali. Va sottolineato come siano state sospese dal 2010 sia le irrigazioni che le concimazioni con letame: comunque le ultime due annate vegetative molto piovose hanno favorito la vegetazione delle piante e permesso un'ottimale distribuzione della pollina.

5. Conclusioni

La possibilità di recuperare gli scopi sperimentali dell'impianto appare concreta: apparentemente gli attacchi sembrano sotto controllo e comunque la validità delle concimazioni organiche a base di pollina rende possibile ulteriori interventi qualora nuovi sintomi si manifestassero. L'efficacia dell'intervento a base di pollina contro *Phytophthora* del suolo è stata confermata anche in questa situazione, dopo i buoni risultati conseguiti in pieno campo sul castagno.

Resta da verificare il mantenimento nel tempo del recupero così realizzato e l'eventuale convergenza di altri stress legati all'andamento meteorologico.

Graduali interventi di diradamento selettivo a carico delle piante più danneggiate e l'introduzione di nuove specie autoctone potrebbero rendere possibile anche una evoluzione della piantagione verso una formazione più varia e complessa, permettendo anche l'acquisizione di una valenza socio ricreativa più adatta al contesto.

Ringraziamenti

Si ringrazia Georg Schumacher per l'aiuto nell'isolamento e riconoscimento di *P. quercina* ed Elena Zini per l'identificazione molecolare di *B. mediterranea*.



Figura 1. Sintomi del deperimento su chioma di farnia (2009).



Figura 2a. Stroma conidico di *Biscogniauxia mediterranea* su una delle querce deperienti.

Figura 2b. Stroma con periteci di *Biscogniauxia mediterranea* in una fase più avanzata del deperimento.



Figura 3. Degradazione di un soggetto morto ad opera di altri funghi lignicoli e di insetti xilofagi.



Figura 4. Imbrunimento basale su una delle querce deperienti.



Figura 5. Sezione di una pianta morta con evidenti regolari accrescimenti. Si noti la colonizzazione da parte di *Biscogniauxia mediterranea* negli anelli più esterni.

SUMMARY

Recovering of a declining pedunculate oak stands

In 2008 spring a severe decline was observed in a Pedunculate oak stand, planted in 1989 by Centro Nazionale Biodiversità Forestale di Peri with Istituto Sperimentale di Selvicoltura di Arezzo in the campus of Parma University. In five years 227 out of 1000 planted trees died. In the investigation about causes, drought was immediately ruled out because of the regular irrigation of the whole plantation. *Biscogniauxia mediterranea* appears as the most evident colonizing fungus of declining stem, immediately followed by other lignicolous fungi and insects. *Phytophthora quercina* was isolated from soil collected under declining trees. To control the phenomenon, an organic manuring with chicken manure has been carried out since 2009: the results were a sensible reduction of mortality and a good recovering of suffering trees. Nowadays, the plantation appears in a positive health status even if few symptomatic trees are still present. The possible recovering of the experimental role of the plantation as like as its conversion towards a social recreational role is under discussion.

BIBLIOGRAFIA

- Luchi N., Capretti P., Pinzani P., Orlando C., Pazzagli M., 2005 – *Real - time PCR detection of Biscogniauxia mediterranea in symptomless oak tissue*. Letters in Applied Microbiology, 41: 61-68.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-765X.2005.01701.x>
- Jung T., Cooke D.E.L., Blaschke H., Duncan J.M., Oßwald W., 1999 – *Phytophthora quercina sp. nov., causing root rot of European oaks*. Mycological Research, 103 (7): 785-798.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0953756298007734>
- Jung T., Blaschke H., Oßwald W., 2000 – *Involvement of Phytophthora species in Central European oak decline and the effect of site factors on the disease*. Plant Pathology, 49: 706-718.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-3059.2000.00521.x>
- Turchetti T., Maresi G., Nitti D., Guidotti A., Miccinesi G., 2003 – *Il mal dell'inchiostro nel Mugello (Fi): danni ed approcci di difesa*. Monti e Boschi, 1: 22-26.
- Turchetti T., Maresi G., Nitti D., Guidotti A., Miccinesi G., Rotundaro G., 2000 – *Primi risultati sulla diffusione del mal dell'inchiostro nei castagneti del Mugello (Fi)*. Monti e Boschi, 5: 26-31
- Vettraino A.M., Barzanti G.P., Bianco M.C., Ragazzi A., Capretti P., Paoletti E., Luisi N., Anselmi N., Vannini A., 2002 – *Occurrence of Phytophthora species in oak stands in Italy and their association with declining oak trees*. Forest Pathology, 32: 19-28.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00264.x>
- Vannini A., 1987 – *Osservazioni preliminari sul deperimento del cerro (Quercus cerris L.) nell'Alto Lazio*. Informatore Fitopatologico, 37: 54-59.

IL RECUPERO DI HABITAT DEGRADATI ATTRAVERSO TRENT'ANNI DI IMBOSCHIMENTI NEL PARCO DELLE LAME DEL SESIA (PIEMONTE)

Fabio Meloni¹, Antonio Nosenzo¹, Sara Martelletti¹, Renzo Motta¹, Quirico Lazzaro¹
Agostino Pela², Maria Chiara Sibille²

¹DISAFA, Università degli Studi di Torino, Grugliasco (TO) Italy; fabio.meloni@unito.it

²Ente di Gestione delle Riserve Pedemontane e delle Terre d'Acqua, Albano Vercellese (Vc), Italy

La gestione agricola ha determinato, nel passato, profonde trasformazioni a discapito soprattutto degli ambienti planiziali dove la pressione è stata maggiore. Inoltre l'introduzione, di specie esotiche, ha causato un forte squilibrio nei delicati habitat naturali con riduzione della biodiversità. Questo impatto, oltre ad una modifica del paesaggio, ha determinato una drastica diminuzione delle formazioni forestali con conseguente frammentazione di habitat naturali e riduzione della connettività tra questi. A partire dal 1984, nell'area protetta piemontese "Parco Lame del Sesia", il personale in servizio ha avviato un'azione di imboscamento di superfici non forestali, con specie caratterizzanti gli habitat naturali dell'area protetta, nel tentativo di rafforzare e garantire le connessioni tra reti ecologiche. Su queste aree sono stati sperimentati negli anni impianti arborei o arbustivi con differenti sesti di impianto, metodi di contenimento delle infestanti e protezione dai roditori autoctoni e importati. A distanza di trent'anni dai primi interventi si vuole valutare il loro effettivo contributo nel processo di ripristino ecologico degli ambienti persi o degradati attraverso l'analisi dell'uso del suolo e dei parametri dendrometrici e vegetazionali al fine di misurare gli accrescimenti delle varie specie arboree e arbustive utilizzate e l'impatto delle specie infestanti. I risultati evidenziano in alcuni casi una forte mortalità e/o un basso tasso di accrescimento soprattutto a carico di alcune specie, determinando il non raggiungimento degli obiettivi ecologici. In altri casi invece la trasformazione a superficie forestale ha dato esiti positivi con un buon grado di copertura di specie arboree e arbustive caratteristiche degli ambienti fluviali.

Parole chiave: restauro ecologico, reti ecologiche, rimboschimenti.

Keywords: restoration ecology, ecology network, tree plantation.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fm-rec>

1. Introduzione

Gli interventi di ripristino di habitat naturali degradati, realizzati attraverso azioni di rimboschimento, spesso portano a risultati incompleti soprattutto se paragonati agli importanti investimenti economici effettuati per tale scopo. Nella prospettiva di una gestione sostenibile di queste azioni risulta indispensabile l'osservazione e l'interpretazione delle risposte, da parte delle specie forestali utilizzate, ai diversi disturbi che condizionano il processo di recupero dell'habitat.

2. Area di studio

Il presente lavoro è stato realizzato su di un'area complessiva di circa 1037 ettari, compresi all'interno dei territori del Parco Naturale delle Lame del Sesia, della Riserva naturale speciale dell'Isolone di Oldenico (codice IT 1120010) e della Riserva Naturale Speciale della Garzaia di Carisio (codice IT 1120005). Entrambe sono ricomprese nel territorio regionale Piemontese tra le provincie di Novara e Vercelli, collocate ad una quota compresa tra i 130 e i 190 metri s.l.m.

3. Materiali e metodi

Il lavoro di ricerca è stato condotto con l'obiettivo di creare un database completo e aggiornato delle superfici dedicate agli interventi di rimboschimento negli ultimi 30 anni.

Per il raggiungimento di questo obiettivo si è scelto di partire analizzando supporti cartografici quali ortofotocarte e informazioni storiche relative ai rimboschimenti realizzati a partire dal 1984.

La conoscenza dell'utilizzo del territorio avvenuto nel passato nei siti destinati agli interventi di rimboschimento può rivelarsi un'utile informazione aggiuntiva per comprendere le cause delle differenti risposte in termini di attecchimento e accrescimento delle specie utilizzate negli impianti. Per questo motivo è stata condotta attraverso un processo di fotointerpretazione di fotogrammi aerei una classificazione dell'uso del suolo in 5 categorie di patch, comuni per le classificazioni dei tre periodi analizzati (1954-1978-2009) e utili alla comprensione dei dinamismi in atto nell'area di interesse: Bosco, Incolto, Acqua – Greto, Pioppeto e Seminativo.

Per ogni impianto è stata inoltre creata una mappatura di dettaglio attraverso l'uso di software G.I.S *ArcMap* (ESRI) e di una tecnologia comprensiva di hardware e software per la raccolta computerizzata dei dati di campo (Zambarda *et al.*, 2010) chiamata Field-map e sviluppata dall'IFER (*Institute for Ecosystem Research*). È stato inoltre condotto un rilievo dei principali parametri qualitativi e quantitativi caratterizzanti le specie utilizzate e la loro risposta in termini di accrescimento alle condizioni ecologiche del sito d'impianti. Nei rimboschimenti in cui fosse ancora riconoscibile la disposizione delle piante secondo il sesto d'impianto originale, il rilievo è stato effettuato attraverso aree di saggio rettangolari di ampiezza inversamente proporzionale alla densità delle piante vive e direttamente proporzionale al numero di specie utilizzate, allo scopo di aver un numero statisticamente rappresentativo per ogni specie utilizzata e ancora viva. Dove invece il sesto d'impianto non fosse più riconoscibile o dove si sia utilizzato un sesto d'impianto irregolare, si è optato per effettuate aree di saggio circolare con raggio pari a 10 metri. Il numero delle aree di saggio è proporzionale all'ampiezza del rimboschimento. Per ogni impianto è stata effettuata la georeferenziazione dell'impianto, la delimitazione dei confini, la definizione delle specie arboree e arbustive utilizzate, e ancora in vita, sono stati rilevati i principali parametri dendrometrici delle piante (altezza e diametro - al colletto per impianti recenti, a 1,3 metri di altezza per popolamenti oltre la fase di spessina), la mortalità e la presenza di danni dovuti a ungulati selvatici/domestici o altri animali presenti nell'area.

4. Risultati e conclusioni

Complessivamente il personale tecnico del parco ha provveduto tra il 1984 e il 2014 alla realizzazione di 25 impianti di rimboschimento, interessando una superficie totale che ammonta a circa 15 ettari (14,7 ha). Sono state impiegate 25 specie forestali, di cui 15 a portamento arboree e 10 arbustivo. Basandosi esclusivamente sui dati di progetto disponibili e sul rilievo del sesto d'impianto possiamo stabilire con una certa approssimazione che per la realizzazione di tutti gli impianti siano state messe a dimora circa 17.000 piantine. I risultati delle indagini effettuate mostrano una mortalità complessiva del 25%, stimando quindi circa 12500 piantine ancora in vita.

La farnia (*Quercus robur* L.), presente in 22 impianti su un totale di 25 realizzati, risulta essere la specie maggiormente impiegata, sia tra le specie arboree sia in termini assoluti.

Largo impiego è stato fatto di frassino (*Fraxinus excelsior* L.) e acero campestre (*Acer campestre* L.), presenti rispettivamente in 19 e 17 impianti, mentre leggermente minore è stato l'impiego di tiglio (*Tilia cordata* L.) e ciliegio a grappoli (*Prunus padus* L.) in 12 impianti su 25. Tra le essenze arbustive il biancospino (*Crataegus monogyna* Jack.) e il prugnolo (*Prunus spinosa* L.), presenti in 6 rimboschimenti, risultano essere le specie delle quali è stato fatto un maggiore uso. Da questi dati risulta quindi evidente che nella realizzazione degli interventi l'ente parco, sia dal punto

di vista di specie utilizzate, sia in termini di frequenza assoluta, ha preferito operare privilegiando specie a portamento arboreo (Tab. 1).

La maggior parte dei rimboschimenti risulta essere di recente realizzazione, avendo rilevato che in oltre il 62% degli impianti l'età media degli individui presenti è inferiore ai 10 anni, il 27,1% ha un'età stimata tra i 10 e i 20 anni, mentre, solo il 17,2% dei rimboschimenti analizzati presenta esemplari con più di 20 anni di età.

Dal confronto dei valori di altezza media e di età degli impianti emerge come in alcuni rimboschimenti gli accrescimenti medi abbiano dato buoni risultati (Fig. 1). Nei due impianti di altezza maggiore, l'altezza media dei popolamenti forestali raggiunge valori di 23 metri, in funzione di un'età rispettivamente di 22 e 32 anni. In generale, tutti i rimboschimenti con età superiore ai 20 anni hanno mostrato valori di altezza media superiore ai 13 metri, ad eccezione di un impianto dove tale valore si attesta attorno ai 9 metri. I popolamenti con età compresa tra i 10 e i 20 anni mostrano valori variabili compresi tra 4 e gli 8 metri di altezza media. Con l'eccezione di un impianto di età pari a 12 anni e altezza media di 2 metri. Per quanto riguarda i popolamenti con età inferiore ai 10 anni, i valori risultano compresi in un campo di variazione variabile tra i 4 metri e gli 0,5 metri (nonostante un'età pari a sette anni).

A livello specifico la specie che ha mostrato i migliori dati incrementali è sicuramente il Pioppo bianco (*Populus Alba* L.), il quale risulta essere la specie che ha meglio saputo adattarsi alle condizioni stagionali del sito e ad aver meglio sopportato la situazione di stress derivante dall'impianto (Fig. 2). Ontano nero (*Alnus glutinosa* L.), frassino maggiore e farnia hanno evidenziato dati incrementali intermedi di buon livello, così come pure il ciliegio a grappoli che, nonostante non abbia raggiunto altezze elevate, ha mostrato comunque risultati incoraggianti, mentre invece, il ciliegio (*Prunus avium* L.), l'acero campestre e il carpino bianco (*Carpinus betulus* L.) sono le specie che meno si sono adattate agli ambienti presi in esame, in funzione di dati incrementali quantitativamente inferiori.

I risultati ottenuti dal confronto tra i dati d'impianto e gli individui sopravvissuti alla data del rilievo, hanno portato alla stima del tasso di mortalità. Dai risultati emerge la quasi totale riuscita degli interventi, ad esclusione di un rimboschimento, nel quale la mortalità media rilevata si attesta su valori attorno al 95%. Negli altri rimboschimenti esaminati tale valore non supera mai il 63,5% e solamente 5 presentano un valore superiore al 50%. Nei restanti 12 impianti hanno attecchito più della metà delle specie messe a dimora. Nei sei rimboschimenti di recente realizzazione la densità attuale risulta coincidente con quella di progetto.

Tra le possibili cause che hanno determinato la morte delle piante messe a dimora si ipotizza l'azione di brucamento da parte dagli ungulati selvatici e/o l'azione concorrenziale e allelopatica svolta dalle specie invasive. In questo ambito assume un ruolo fondamentale la Fallopi (*Reynoutria japonica* Houtt), specie esotica estremamente competitiva, presente in

poco meno della metà degli impianti analizzati e oggetto di politiche di contenimento da parte del Parco. In base all'analisi delle foto aeree è stato possibile stabilire le variazioni di utilizzo del suolo dal 1954 al 2009 delle aree imboschite (Tab. 2). Nel 1954 la maggior parte della superficie, 13,7 ha circa, risultava occupata da zone di greto, incolto e da bosco e solo 2,5 ha circa da attività di pioppicoltura ed agricoltura. A partire dal 1978 si è assistito ad una notevole antropizzazione che ha portato un forte aumento delle superfici utilizzate per attività da reddito. In particolare le zone adibite alla coltivazione dei pioppi sono passate da 2,25 ha a 8,32 ha in poco più di venti anni, mentre la superficie boscata si è dimezzata e le zone di greto sono praticamente scomparse. A distanza di ulteriori trent'anni, si è assistito ad una nuova variazione di uso del suolo: la superficie boscata è nuovamente aumentata, passando da 1,56 ha del 1978 a 10,5 ha nel 2009, a discapito dei pioppeti occupanti una superficie di poco inferiore ad 1 ha, mentre le zone di incolto e seminativo sono rimaste invariate.

Dai risultati è quindi emerso come l'azione di rimboschimento intrapresa dall'Ente Parco abbia portato non solo al ripristino della situazione boscata originaria ma anche al suo aumento, a discapito delle aree dedicate alla pioppicoltura, così riducendo fortemente l'impatto antropico. Inoltre, nel corso del tempo, si è assistito alla scomparsa delle zone di greto, per plausibile loro spostamento, mentre le zone di incolto e seminativo sono rimaste pressoché stabili nel periodo temporale di più di cinquant'anni.

In ultima analisi, il lavoro di rimboschimento realizzato dal Parco ha prodotto un aumento della superficie forestale nonostante le forti variazioni subite nel corso degli anni. Se da un lato quindi, le aree boscate sono aumentate, dall'altro si è ridotto notevolmente l'impatto antropico derivante dalla pioppicoltura, determinando risultati positivi anche da questo punto di vista.

In conclusione, l'attività svolta negli ultimi trent'anni dall'Ente sta contribuendo in maniera significativa alla riaffermazione degli ambienti naturali del Parco attestanti un'importanza storica e naturalistica di assoluto rilievo.

Tabella 1. Percentuale di utilizzo delle specie arboree e arbustive.
Table 1. Use percentage of trees and shrubs.

<i>Specie</i>	<i>% di utilizzo</i>	<i>Specie</i>	<i>% di utilizzo</i>
<i>Quercus robur</i>	88%	<i>Corylus avellana</i>	12%
<i>Fraxinus excelsior</i>	80%	<i>Euonymus europaeus</i>	12%
<i>Acer campestre</i>	68%	<i>Betula pendula</i>	8%
<i>Prunus padus</i>	48%	<i>Cornus sanguinea</i>	8%
<i>Tilia cordata</i>	48%	<i>Populus nigra</i>	8%
<i>Populus alba</i>	44%	<i>Ulmus minor</i>	8%
<i>Prunus avium</i>	36%	<i>Cornus mas</i>	4%
<i>Alnus glutinosa</i>	32%	<i>Juglans regia</i>	4%
<i>Carpinus betulus</i>	32%	<i>Ligustrum vulgare</i>	4%
<i>Crataegus monogyna</i>	24%	<i>Malus sylvestris</i>	4%
<i>Prunus spinosa</i>	24%	<i>Rhamnus cathartica</i>	4%
<i>Quercus cerris</i>	24%	<i>Viburnum opulus</i>	4%
<i>Rhamnus frangula</i>	20%		

Tabella 2. Cambiamenti d'uso del suolo.
Table 2. Land use change.

<i>Superficie/anno</i>	<i>1954</i>	<i>1978</i>	<i>2009</i>
Bosco	3,07 ha	1,57 ha	10,55 ha
Incolto	2,89 ha	3,32 ha	2,97 ha
Acqua - Greto	4,31 ha	-	-
Pioppeto	2,71 ha	8,44 ha	0,86 ha
Seminativo	0,27 ha	0,37 ha	0,37 ha

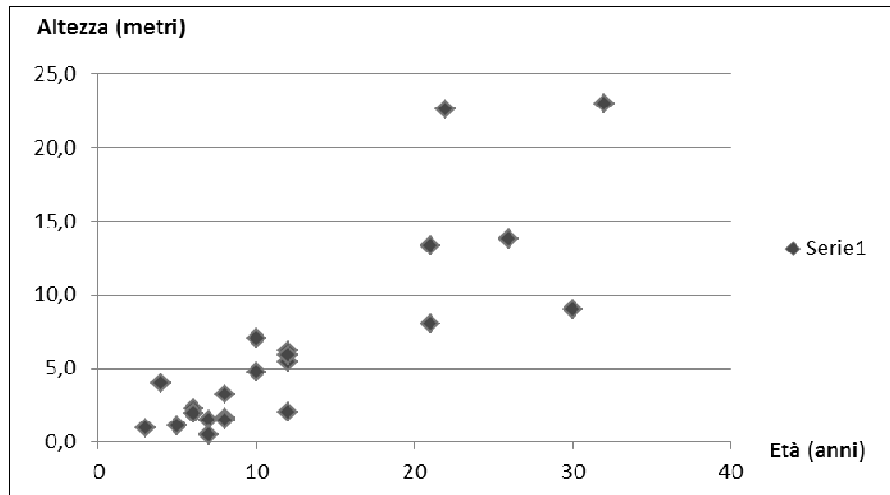


Figura 1. Altezza media dei popolamenti.
Figure 1. Average height.

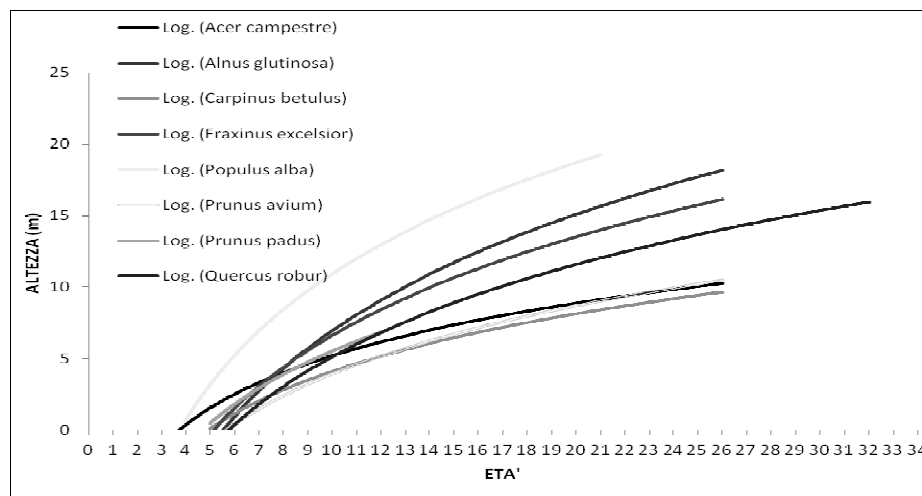


Figura 2. Accrescimenti delle principali specie utilizzate.
Figure 2. Growth of main species.

SUMMARY

Restoration ecology in degraded habitats of “Lame del Sesia” Protected Area (Piedmont) by a thirty years afforestation program

Traditional agricultural management in Northern Italy has deeply transformed the landscape in the last centuries, particularly on plain areas where the anthropic pressure has been higher. Moreover, the introduction of exotic alien plant and animal species has a marked impact on natural habitats and biodiversity. These changes have also determined a significant reduction of forested areas and an increase in habitat fragmentation. Riparian zones are important ecological corridors for plant species and wildlife and their maintenance is a target of land management. Since 1984, land managers of the Lame del Sesia Protected Area (Nature 2000 code: IT 1120010) started a reforestation program in riparian zones with the objective to increase ecological connectivity among the habitat of interests of the Nature Reserve. Along years, autochthonous shrub and tree

species were planted using different planting schemes, and several interventions were implemented to protect planted trees against alien species competition and local or exotic rodents. The present study aims at documenting the terrific effort carried out by the park personnel in the last thirty years. Furthermore, it has the objective to assess the effectiveness of actions implemented to restore ecological values of the area by quantitative indicators (e.g., forest cover). An analysis of land use changes before and after the restoration program was carried out by photo interpretation. Dendrological parameters and vegetation composition were analyzed to assess shrub and tree mortality, growth and alien species competition, respectively.

REFERENCES

Zambarda A., Černý M., Vopěnka P., 2010 – *Field-Map una nuova tecnologia per la raccolta e l'elaborazione dati*. Sherwood, Foreste ed Alberi Oggi, 167 (8): 33-38.

LONG-TERM RESEARCHES ON POST FIRE RECOVERY TECHNIQUES OF CORK OAK STANDS

Costantino Sirca^{1,2}, Maria Rosaria Filigheddu¹, Giovanni Michele Zucca¹, Marcello Cillara¹
Amedeo Bacciu¹, Salvatore Bosu¹, Sandro Dettori¹

¹Department of Science for Nature and Environmental Resources, University of Sassari, Sassari, Italy;
gmzucca@uniss.it

²Euro-Mediterranean Center for Climate Change (CMCC), IAFENT Division, Italy

The cork oak shows a good resistance to fire events due to the properties of its bark and a high capacity to resprout after intense fire events from basal suckers. Two experimental trials aiming to evaluate post fire recovery techniques enclosing the influence of the grazing disturbance were conducted in Sardinia. In the first trial, where the experimental activities started in the 1985 in northern hills of Sardinia, a traditional coppicing of severe damaged cork oak trees was compared with the branch pruning. The coppicing, suggested when high damage levels due to the fire occur, showed a percentage of recovered plants higher than 95%. The early sucker thinning did not produce any significant advantage. The branch pruning showed lower percentages of living trees, going from 20% to 77% in relation to the number of the bark stripping the plants have before the fire. The second case study (Sardinia, central hills) was mainly addressed to the evaluation of the grazing effects after fire. As in the first case, the fire event occurred two years after the bark stripping. The results reveal that the intense grazing after fire causes the death of all coppiced trees. On the other hand, almost all plants recovered after the fire in not grazed plots. The trials showed that a preliminary evaluation of the degree of the trees damage due to the fire is necessary before to apply any recovery technique. Finally, the results give useful information for the management of cork oak stands after fire events, a very common situation in the Mediterranean areas where cork oak is diffuse.

Keywords: coppicing, grazing, cork oak, Sardinia, wildfire.

Parole chiave: ceduzione, pascolamento, sughera, Sardegna, incendi.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cs-lon>

1. Introduction

Quercus suber is a sclerophyllous evergreen tree species widespread in the Western Mediterranean area, both in Europe and in North Africa, where it covers more than 2.3 million hectares (Bernetti, 1995; Oliveira and Penuelas, 2004; Cowling *et al.*, 2005).

The species grows in warm-humid areas with at least 450 mm annual rainfall, from sea level to 2000 m asl (Elena-Rossellò and Cabrera, 1996; Toumi and Lumarret, 1998). Cork oak prefers siliceous soils and it is able to grow on poor and extremely acid soils, but the species avoids limestone substrates (Aronson *et al.*, 2009; Vessella and Schirone, 2013).

The wide diffusion beyond of its natural range is justified by the many uses of cork and, to a lesser extent, of acorn (stoppers for wine bottles and house thermal insulation, in the first one case, and animal feed in the second). Its resistance to fire and the ability to recover after severe fires also accentuates the ecological role of the species.

It is well known that wildfires affect around 500,000 hectares every year in the European Union, 0.7 to 1 million hectares in the Mediterranean Basin. This

causes a serious impact on the environment and on socio-economic activities, especially in Southern Europe and Northern Africa where is located the most part of cork oak stands (FAO, 2011).

Indeed, *Q. suber* has been considered a highly-fire-resilient species, being the only European tree with stem and crown resprouting capability (through epicormic buds) after intense crown-fires.

The vulnerability to fire is functional to bark thickness and, then, to the numbers of years from debark and burn severity (Catry *et al.*, 2012). Wildfires also contribute to the phenomenon of “cork oak decline” caused by a complex of abiotic and biotic factors (Catry *et al.*, 2009), favoring the subsequent attack by pathogens (Costa *et al.*, 2010).

In Italy the 90% of cork oak stands are located in Sardinia (about 120,000 ha), the Italian region most affected by wildfires: during the period 1995-2009 the island experienced 2,500 fires per year, with an annual mean burned surface of 17,000 hectares (Salis *et al.*, 2013). Dettori *et al.* (2008) pointed out that cork oak surfaces affected by fire in Sardinia were more extended than those occupied, in some years, by new cork oak plantations financed by the (EC) 2080/92

Regulation; only in specialized areas, such as North East Sardinia (Gallura), the ratio was reversed. The large number and extent of fires in a region that has evergreen oaks in a key component of the natural vegetation (Biasi, 2010) have resulted in the spread of traditional forest recovery techniques, briefly summarized in removing parts of crown burned in less serious cases and cutting to the foot of the trees severely compromised. Their effectiveness has been confirmed in previous researches (Barberis *et al.*, 2003).

The aim of this study is to investigate, through long term observations, the effects on burned cork oak stands both of the interaction with the pastoral activity and the effects of early thinning of suckers to get single-stem plants to facilitate the extraction of the oak bark.

2. Materials and methods

The study areas are located in two different experimental sites (Fig. 1) located in Sardinia (Italy), characterized by granitoid intrusive formation of Paleozoic Hercynian cycle, Mediterranean Macrobioclimate, and Mediterranean pluvioseasonal-oceanic Bioclimate.

The first study area (Berchidda, site 1) is located in Gallura region on the northern hillslopes of Sardinia. In agreement with the "Bioclimate map of Sardinia (Italy)" (Canu *et al.*, 2014) the site is included in the Isobio-climate class 26 (Upper Mesomediterranean, Lower Subhumid, Euoceanic Weak). The stand site is characterized by shallow loamy-sand soils, steep slopes (20-30%), mean cumulative annual rainfall of 860 mm and mean annual temperature of 13.8 °C, with a xeric moisture regime (USDA, 1997). The site is covered by a pure but unevenly aged cork oak stand subjected to regular stripping every 10 years, according to regional law. A fire event, occurred in the July 1985 (two years after the cork stripping), caused severe damages to the trees (trunk and crown) and a reduction of the understory biomass.

The observations, started in autumn 1985, continued until 2001 with annual measurements repeated in 2010 and 2013. The experimental design is based on two post-fire recovery approaches. About two hundred damaged trees, randomly distributed in the stand, were selected and treated by:

- (a) traditional trunk coppicing at soil level;
- (b) branch pruning near their insertion on the stem;

A third parcel not managed was used as control.

The treatments were applied to: i) unstripped trees, roughly less than 30 years old; ii) trees stripped only once, about 40 years old; iii) trees stripped several times, aged between 50 and 80 years. On the trees subjected to traditional coppicing, the number of the new suckers was recorded. In the 1990, 5 years after the fire, 50% of the coppiced trees of each age class was subjected to a slow and progressive thinning, until the number of suckers was reduced to only one by 1995. The other 50% of coppiced trees (not thinned) were used as control.

The second study area (Orotelli, site 2), is located in the Nuoro province, central Sardinia. The mean annual temperature and rainfall are 14.8 °C and 700 mm,

respectively. The altitude ranges from 595 to 620 m above sea level. The soils are moderately shallow, acidic or sub-acidic. The site is included in the Isobio-climate class 27 (Upper Mesomediterranean, Lower Subhumid, Semicontinental Weak) (Canu *et al.*, 2014). In the 1998 summer an extended fire interested most of the large municipal Orotelli area, extensively characterized by cork oak stand managed in a silvo-pastoral system. Here the strong grazing pressure due to an excessive and uncontrolled number of sheep and cattle, kept in wild pasture hindered the natural regeneration of a degraded forest.

The trial started identifying different study plots, interested by fire attack at soil and crown level. Therefore, on March 1999, four square areas (400 m² each), were localized and, with the agreement of the Sardinia Forest Service, we proceeded to start the recovery process. The different plots were recognized and treated as shown below:

- a) traditional trunk coppicing at soil level, fenced by metallic net to avoid grazing;
- b) traditional trunk coppicing at soil level, not fenced;
- c) control 1: untreated burned trees;
- d) control 2: untreated not burned trees.

In the same areas, 16 years after the fire event (2014), a plan of experimental observations was set up to evaluate the efficiency in reconstitution of the burned cork oak forest, comparing trunk coppicing with control thesis. At the same time we observed the effects of grazing in the burned areas. The removal of vegetal biomass was conducted with "continuous grazing with high load", deduced applying the method IMPAFORMED (Pulina *et al.*, 2002). This method reconstructs the grazing load through detection of direct mechanical effects of grazing on vegetation. In both Berchidda and Orotelli sites we proceeded with the determination of:

- i. survival percentage, i.e. the number of plants with clear symptoms of vegetative growth;
- ii. number of suckers per stump, diameter and height;
- iii. crown cover;

1. Results and Discussion

Site 1 (Berchidda)

The results confirm the validity of the traditional technique of trunk coppicing at soil level, when trees are severely damaged by fire, in terms of survival and rapid development of the suckers with timely recovery of land cover by vegetation. Indeed, in agreement with the previous study by Barberis *et al.* (2003), the trees subjected to traditional trunk coppicing showed a percentage of living trees always higher than 93% for all age class (Fig. 2). The branch pruning showed lower percentages of living trees, going from 20% to 77% in relation to the plant age and, then, to the number of bark stripping before the fire. For the control, the highest number of living trees (95%) was observed for the unstripped oaks, whilst the lowest (62%) was recorded for the trees stripped several times. During the recovering process, the youngest and unstripped trees have quickly produced a high number of suckers (over 50 suckers per stump), but also the oldest and frequently

stripped trees have produced a good number of suckers (27, on average). After 25 years, coppiced treatments show a good soil cover degree, mainly in not thinned coppices (Fig. 3) while the branch pruning treatments clearly do not show a sufficient soil cover percentage for any age classes. The soil cover is, as expected, higher in untreated stands than other treatments.

These results confirm that suckers vigor was negatively related with the age of the stump, whilst the sucker height and diameter were not significantly influenced by the thinning intensity (Tab. 1). After 25 years the untreated trees do not show consequences (in terms of growth) due to the fire. Coppiced trees (the treatment was applied to high damaged trees) show a breast height diameter close to the bark extraction minimum dimension.

In the younger and unstripped trees subjected to sucker thinning, the sucker growth was lower, probably due to the reduction of leaf area and to the fact that the root system is not well developed. No clear differences within the sucker growth in the unthinned stumps were observed in relation to the stump age.

Site 2 (Orotelli)

In a previous study, Bosu (2002) observed that four years after the fire and subsequent coppicing, the fenced trees showed a significant higher growth (in term of height, diameter and crown projection) than those grazed with high pressure of local breeds of sheep and cattle. Sixteen years after coppicing treatments (2014), it was observed that the recovery process and cork oak survival fails in the presence of continuous high load grazing. In fact, the vitality of stumps has been impaired, as in no case suckers exceeded the height of 0.05 m as a result of bites made by animals grazing. The intense grazing after fire caused the death of all coppiced trees.

On the other hand, most of the plants recovered after the fire in not grazed plots. We observed the higher number of living trees, equal to 96.8%, in the coppiced area without grazing, whit a density of about 3,600 suckers

per hectare. These results show that the avoiding of grazing has allowed the diametric and longitudinal development of suckers, high 6 m (coppicing without grazing), compared to 8 m of the control 2, not burned area (Fig. 4). In the not fenced areas, the recolonization process after fire resulted in the claim of an actual vegetation consisting in a upper layer of sparse cork oak formation with sporadic presence of *Quercus pubescens*. Moreover, the strong grazing pressure limited the development of trees renewal and damaged the underbrush biodiversity, selecting not pabular species, e.g. *Cistus* spp., *Lavandula stoechas* L., *Daphne gnidium* L., *Pyrus amygdaliformis* Vill., *Crataegus monogyna* L.

Our results confirm that cork oak is well adapted to resist to fire events and, when necessary, fire recovery practices can greatly help the stands to regain its previous structure. In particular, in the spring following the fire the evaluation of fire damages degree is needed before to apply recovery techniques evaluating bark thickness, charring height, aspect and tree diameter (Catry *et al.*, 2009).

When the trees are low damaged by fire, they are able to recover themselves by removing parts of the canopy and cork burned. In cases of severe fire damage, the traditional trunk coppicing showed the best results in terms of sucker height, soil cover and bark production; these positive results are obtained only if the stands are not subjected to grazing activities (as also indicated by the Sardinia Regional Law).

Recovery techniques help to limit the spread of the “cork oak decline”, a phenomenon that in recent years has raised serious concerns in Sardinia (Lancellotti and Franceschini, 2013). Other recovery practices (i.e. branch pruning, earlier sucker thinning) did not show any positive result, but only higher costs. Cork oak confirms its potential also in recolonization/reforestation programs in fire prone areas, where other species could have more severe and, in some cases, irremediable consequences after a wildfire event.

Table 1. Influence of recovery treatments on tree height, diameter and crown cover of cork oak trees, after 25 years from the fire in Berchidda (Site 1).

Tabella 1. Influenza delle tecniche di recupero su altezza, diametro e proiezione delle chiome di sughera al suolo, 25 anni dopo l'incendio nell'area di studio di Berchidda (Sito 1) .

	Coppicing				
	Onesucker (thinned)	More sucker (unthinned)	MeanCoppicing	Branch pruning	Control
TreeHeight (m)					
Unstripped	5.3	6.8	5.5	5.2	6.0
One stripping	6.3	5.6	6.0	7.0	5.9
More thanone stripping	5.8	6.1	6.8	6.0	6.0
mean	5.8	5.9	5.8	5.9	6.0
Trunkdiameter (cm)					
Unstripped	15.2	17.0	15.4	20.5	23.7
One stripping	19.6	17.8	19.1	25.4	26.3
More thanone stripping	17.8	19.8	18.8	25.8	29.3
mean	17.7	18.7	18.0	22.7	25.2
Crown cover (m ²)					
Unstripped	7.6	15.3	8.7	7.7	18.36
One stripping	12.9	11.3	12.5	12.5	21.48
More thanone stripping	9.1	12.7	10.8	14.1	33.18
mean	10.3	12.5	10.9	9.7	20.7

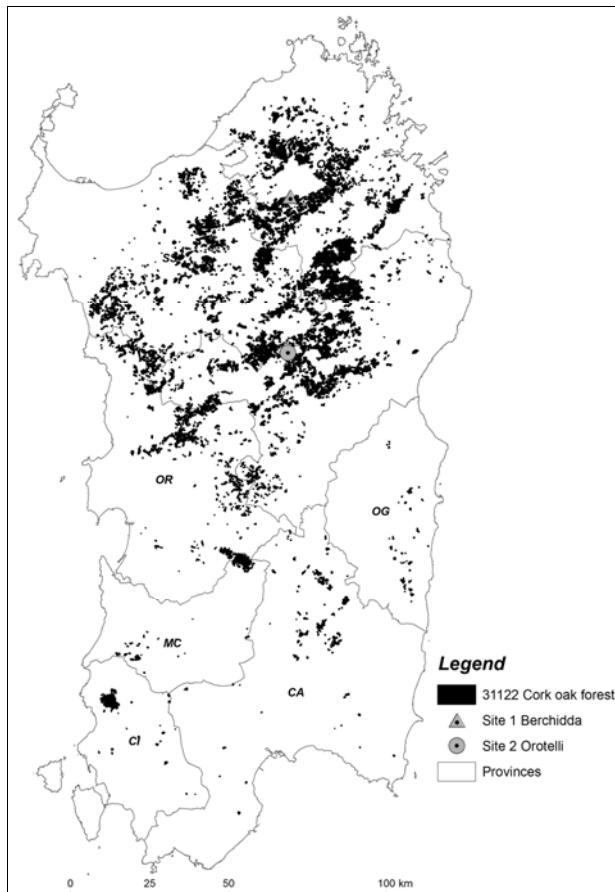


Figure 1. Location of the two study sites (Sardinia, Italy).
Figura 1. Localizzazione delle due aree di studio (Sardegna, Italia).

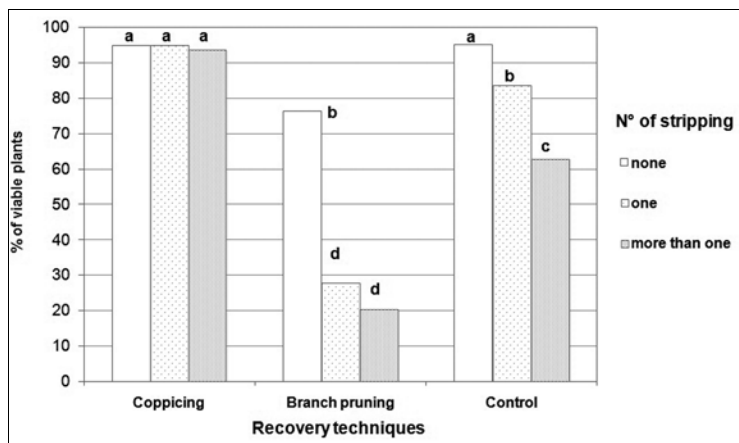


Figure 2. The influence of different treatments on percentage of living trees 15 years after the fire.

Figura 2. Influenza dei diversi trattamenti sulla vitalità delle piante a 15 anni dall'incendio.

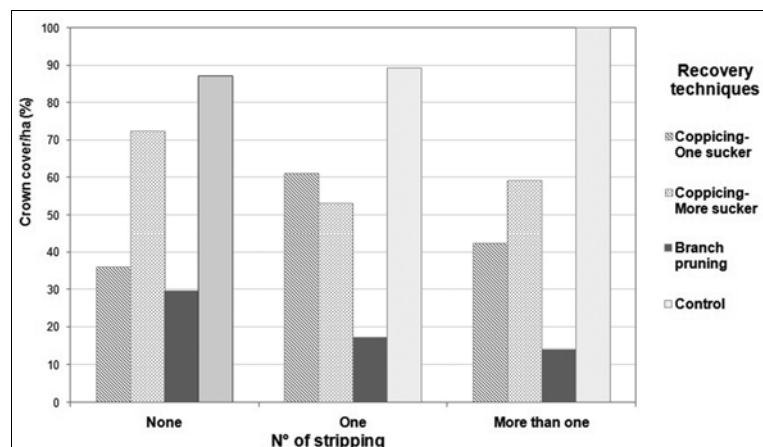


Figure 3. Soil cover after 25 years from the fire event.

Figura 3. Copertura del suolo registrata a 25 anni dal passaggio del fuoco.

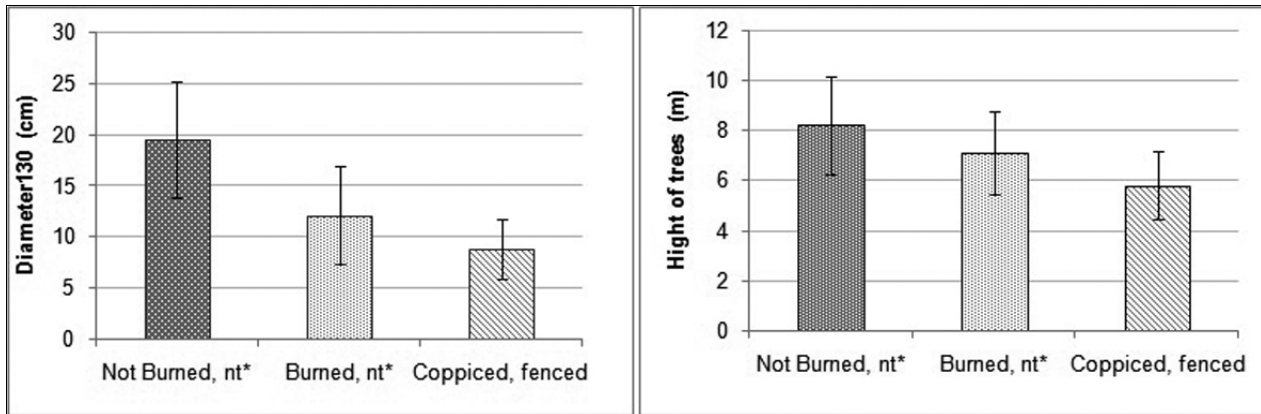


Figure 4. Diametric (left) and longitudinal (right) development of suckers, 16 years after fire event. nt = no treatment.
Figura 4. Sviluppo diametrico (a sinistra) e longitudinale (a destra) dei polloni, a 16 anni dall'incendio. nt = nessun trattamento.

RIASSUNTO

Esperienze di recupero post-incendio delle foreste di quercia da sughero

In due esperienze di lungo termine si sono confrontate in Sardegna differenti tecniche di recupero post-incendio di popolamenti di quercia da sughero, anche in funzione della presenza di animali al pascolo.

Nel primo caso (Nord Sardegna, recupero avviato nel 1985) lo studio ha confrontato la tradizionale ceduzione al piede delle piante gravemente danneggiate dal fuoco con il raccorciamento delle branche principali (capitozzatura) e monitorato il successivo accrescimento dei polloni, sottoposti o no, al precoce diradamento tradizionalmente eseguito.

I risultati hanno evidenziato che il tipo e l'entità della tecnica di recupero deve tener conto della gravità del danno apportato dal fuoco alle piante. Solo i soprassuoli gravemente danneggiati necessitano di ceduzione al piede, garantendo una vitalità superiore al 95%.

Il diradamento precoce dei numerosi polloni emessi dalle ceppaie si è rivelato di scarsa utilità, poiché non incrementa né lo sviluppo longitudinale e radiale del pollone, né, di conseguenza, la copertura del suolo da parte della chioma e la superficie generatrice del sughero. La seconda esperienza (Sardegna centrale, recupero avviato nel 1999) ha evidenziato che il pascolamento continuo con carico alto è incompatibile con lo sviluppo del ceduo derivante dalla capitozzatura poiché nessun pollone si sottraeva al morso del bestiame. Nelle parcelle protette dal pascolamento con gabbie metalliche, ceduate o lasciate a libera evoluzione, il recupero delle piante è stato pressoché totale sia in termini di vitalità sia di sviluppo nei confronti della porzione di sughereta non percorsa dal fuoco.

Lo studio permette di giungere a conclusioni trasmissibili, con la dovuta cautela, al settore operativo definendo con maggior dettaglio le fasi del *recovering* di sugherete specializzate percorse dal fuoco.

REFERENCES

- Aronson J., Pereira J.S., Pausas J.G., 2009 – *Cork Oak Woodlands on the Edge: Ecology, Adaptive Management, and Restoration*. Washington, DC. Island Press.
- Barberis A., Dettori S., Filigheddu M.R., 2003 – *Management problems in Mediterranean cork oak forests: Post-fire recovery*. Journal of Arid Environments, 54(3): 565-569.
<http://dx.doi.org/10.1006/jare.2002.1079>
- Bernetti G., 1995 – *Silvicoltura speciale*. Unione Tipografico-Editrice Torinese, pp. 416.
- Blasi C., 2010 – *La Vegetazione d'Italia con Carta delle Serie di Vegetazione in scala 1:500.000*. Carlo Blasi ed. Palombi Editori, Roma.
- Bosu S., 2002 – *Problematiche gestionali nella ricostruzione di sugherete percorse da incendio in aree pubbliche*. Elaborato di tesi di laurea, pp. 79.
- Canu S., Rosati L., Fiori M., Motroni A., Filigheddu R., Farris E., 2014 – *Bioclimate map of Sardinia (Italy)*. Journal of Maps, in press.
<http://dx.doi.org/10.1080/17445647.2014.988187>
- Catry F.X., Moreira F., Duarte I., Acácio V., 2009 – *Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (Quercus suber L.) trees*. Eur J. Forest Res., 128: 231-240. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-009-0259-5>
- Catry F.X., Moreira F., Pausas J.G., Fernandes P.M., Rego F., Cardillo E., Curt T., 2012 – *Cork Oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors*. PLoS ONE, 7(6): e39810.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0039810>
- Costa A., Pereira H., Madeira M., 2010 – *Analysis of spatial patterns of oak decline in cork oak woodlands in Mediterranean conditions*. Annals of Forest Science, Springer Verlag (Germany), 67 (2).
- Cowling R.M., Ojeda F., Lamont B.B., Rundel P.W., Lechmere-Oertel R., 2005 – *Rainfall reliability, a*

- neglected factor in explaining convergence and divergence of plant traits in fire-prone Mediterranean-climate ecosystems*. Global Ecology and Biogeography, 14: 509-519.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00166.x>
- Dettori S., Filigheddu MR., Muroi A., Puxeddu M., Deplano G., 2008 – *Quantità e qualità delle produzioni sughericole regionali*. In: Atti “Alla ricerca della qualità nella filiera sughero - vino”, Oristano, 12 maggio 2006, Dettori e Filigheddu Eds., pp. 15 - 31.
- Elena-Rossellò J.A. and Cabrera E., 1996 – *Isozyme variation in natural populations of cork oak (Quercus suber L.). Population structure, diversity, differentiation and gene flow*. Silvae Genetica, 45: 229-235.
- FAO, 2011 – *Wildfire Prevention in the Mediterranean*. Position Paper. Ile Semaine forestière méditerranéenne, Avignon (France), 5-8 Avril 2011, pp. 519.
<http://www.fao.org/forestry/40319-06791969d1427714a896b8faee2aa501.pdf>
- Lancellotti E., Franceschini A., 2013 – *Studies on the ectomycorrhizal community in a declining Quercus suber stand*. Mycorrhiza, 23 (7): 533-542.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00572-013-0493-z>
- Oliveira G., Penuelas J., 2004 – *Effects of winter cold stress on photosynthesis and photochemical efficiency of PSII of the Mediterranean Cistus albidus L. and Quercus ilex L.* Plant Ecology, 175: 179-191.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-005-4876-x>
- Pulina G., Zucca C., D’Angelo M., Nolis S., Enne G., 2002 – *Modelli di determinazione del carico e d’impatto animale in sistemi pascolativi e silvani*. Atti del Simposio “Zootecnia di montagna, valorizzazione dell’agricoltura biologica e del territorio”. MG Milano, pp. 47-72.
- Salis M., Ager A.A., Arca B., Finney M.A., Bacciu V., Duce P., Spano D., 2013 – *Assessing exposure of human and ecological values to wildfire in Sardinia, Italy*. International Journal of Wildland Fire, 22: 549-565.
<http://dx.doi.org/10.1071/WF11060>
- Toumi L., Lumaret R., 1998 – *Allozyme variation in cork oak (Quercus suber L.): the role of phylogeography and genetic introgression by other Mediterranean oak species and human activities*. Theoretical and Applied Genetics, 97: 647-656.
<http://dx.doi.org/10.1007/s001220050941>
- USDA, 1997 – *Soil Taxonomy: a Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. Malabar, FL: U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service. pp. 754.
- Vessella F., Schirone B., 2013 – *Predicting potential distribution of Quercus suber in Italy based on ecological niche models: Conservation insights and reforestation involvements*. Forest Ecology and Management, 304: 150-161.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.006>

SESSIONE / *SESSION* 2

ABSTRACTS

GESTIONE DELLE FAGGETE E CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ IN UN SITO NATURA 2000

Roberta Berretti¹, Giorgio Vacchiano¹, Renzo Motta¹, Matteo Negro², Claudia Palestini², Antonio Rolando²

¹Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari, Università degli Studi di Torino, Grugliasco (TO); roberta.berretti@unito.it

²Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università degli Studi di Torino, Torino

Parole chiave: *Carabus olympiae*, ceduo, conversione all'alto fusto, *Fagus sylvatica*, ecologia degli insetti.

Keywords: *Carabus olympiae*, coppice, conversion to high forest, *Fagus sylvatica*, insect ecology.

La gestione selvicolturale delle faggete in Italia presenta numerose sfide. Da un lato, la prevalenza dei cedui invecchiati si traduce nell'abbondanza di popolamenti strutturalmente instabili, la cui capacità di fornire con continuità servizi ecosistemici è limitata. Dall'altro, il previsto aumento della frequenza e severità di annate siccitose e incendi in seguito ai cambiamenti climatici pone le faggete in condizioni mai sperimentate in precedenza, mettendo alla prova la loro resistenza e resilienza. Infine, in gran parte delle faggete italiane lo stato di conservazione delle specie e degli habitat è in via di peggioramento, e opportune azioni selvicolturali devono essere intraprese laddove la conservazione della biodiversità sia l'obiettivo prioritario. Questo contributo illustra i risultati del progetto LIFE11 NAT/IT/000213 "Carabus" per la gestione delle faggete nel S.I.C. Valsessera (Biella), dove la gestione dei cedui invecchiati e dei cedui in conversione all'alto fusto deve essere compatibile con la conservazione della cenosi a Carabidi forestali, e in particolare per la specie prioritaria *Carabus olympiae*, iscritta negli allegati II e IV della Direttiva 92/43/CEE. È stato realizzato un modello di descrizione dell'habitat preferenziale per *C. olympiae* e sono stati individuati i fattori macro-e microstazionali maggiormente associati alla diversità e abbondanza della cenosi a Carabidi in ambiente di faggeta. Gli interventi proposti mirano a favorire nel tempo le caratteristiche strutturali risultate più idonee alla stabilità ecologica del bosco e alla diversità della comunità a Carabidi; l'impatto futuro degli interventi selvicolturali è stato infine verificato calibrando e applicando modelli di simulazione delle dinamiche forestali.

Beech forest management and biodiversity conservation in a Natura 2000 site

The silviculture of beech forests in Italy presents many challenges. On the one hand, the prevalence of over-mature coppices results in structurally unstable forests, with a limited ability to continuously provide ecosystem services. On the other hand, the expected increase in the frequency and severity of drought and fires due to climate change puts beech forests under novel environmental, testing their resistance and resilience. Finally, in most Italian beech forests, the conservation status of species and habitats is low, and appropriate measures should be taken where biodiversity conservation is the primary target. This paper presents the results of the project LIFE11 NAT/IT/000213 "Carabus" focused on the management of beech forests in the Site of Community Importance "Valsessera" (Biella, Italy). Here, the management of over-mature coppice and coppice in conversion to high forests must be compatible with conservation of forest carabids, and in particular of the priority species *Carabus olympiae*, listed in Annexes II and IV of the EU Directive 92/43/EEC. We modeled habitat preference of *C. olympiae* and identified macro - and micro-environmental factors associated with high diversity and abundance of carabids in beech forests. These factors should be targeted by measures aiming to improve both the ecological stability of the forest, and carabid diversity. The future impact of silvicultural measures was verified by calibrating and applying simulation models of forest dynamics.

BIODIVERSITÀ DEI FUNGHI LIGNICOLI IN ECOSISTEMI FORESTALI DELLA SICILIA, ANALISI COMPARATIVA E POTENZIALE INFLUENZA DEI TRATTAMENTI SELVICOLTURALI

**Riccardo Compagno¹, Giuseppe Venturella¹, Donato Salvatore La Mela Veca¹
Federico G. Maetke¹, Sebastiano Cullotta¹, Maria Letizia Gargano¹**

¹Dipartimento Scienze Agrarie e Forestali, Università di Palermo, Palermo.

Parole chiave: funghi lignicoli, trattamenti selvicolturali, Sicilia.

Keywords: wood-inhabiting fungi, silvicultural treatments, Sicilia.

I funghi lignicoli sono considerati una delle componenti più importanti dell'ecosistema forestale e svolgono un importante ruolo nella degradazione del legno. Il legno morto costituisce la maggior parte della biomassa totale delle

foreste, circa il 20-30% in ecosistemi forestali evoluti. Studi effettuati nell'emisfero settentrionale hanno messo in evidenza che i tronchi ospitano una gamma estremamente diversificata di funghi. Molti funghi lignicoli sono oggi a rischio estinzione per effetto di pratiche selvicolturali che riducono drasticamente la quantità di legno morto disponibile in vari ecosistemi forestali. Le foreste mediterranee costituiscono un sistema ecologico complesso all'interno del quale sono presenti funghi lignicoli rari o molto rari. In Sicilia, il censimento dei funghi che degradano il legno è ancora in corso di definizione e frequentemente vengono individuate specie nuove. In questo studio vengono presi in considerazione 185 taxa di funghi lignicoli censiti per la Sicilia in differenti ecosistemi forestali. Di questi 157 taxa appartengono ai *Basidiomycetes* e 28 taxa agli *Ascomycetes*. Con riferimento alle categorie ecologiche prevalgono i saprotrofi lignicoli (140 taxa). Per quanto attiene la distribuzione delle specie per tipo di substrato si nota la prevalenza dei funghi su ceppaia e su rami e tronchi. I soprassuoli forestali analizzati sono soggetti prevalentemente a ceduzione ad eccezione dei popolamenti forestali artificiali nei quali vengono effettuati prevalentemente sfolli e diradamenti. Si è fatto quindi riferimento all'indice di similarità (Bray-Curtis) (software Biodiversity Pro, vers. 2.0), tra i vari ecosistemi forestali. Da tale indice risulta la costituzione di 1 out-group costituito dai popolamenti forestali artificiali che possiede valori di similarità con gli altri ecosistemi forestali (19,7 % - 35,9%) inferiori alla media totale dei valori calcolati (46,3%). Inoltre, è stato possibile individuare 2 macrogruppi, il primo costituito da sugherete, formazioni di macchia, castagneti e formazioni a rovere e agrifoglio, il secondo gruppo costituito invece da leccete, boschi caratterizzati da querce caducifoglie termofile e faggio. Proprio in quest'ultimo gruppo è stato ottenuto il valore maggiore di similarità pari a 79,2% tra le leccete e i boschi a querce caducifoglie termofile. In generale, in entrambi i due macrogruppi costituiti i valori tra i vari ecosistemi forestali risultano comunque superiori al valore medio totale sopracitato.

Wood-inhabiting fungal diversity in forest ecosystems of Sicily (southern Italy), comparative analysis and potential influence of silvicultural treatments

Wood-inhabiting fungi are one of the most important parts of forest ecosystem, and play an important role in degrading the wood in forest ecosystems. Dead wood constitutes a large part of total biomass of forests, approximately 20–30% in mature forest ecosystems. Studies carried out in the northern hemisphere have shown that logs host an extremely diverse range of fungi. Many wood-inhabiting fungi are today threatened as modern forestry practices drastically reduce the amount of dead wood available in various forest ecosystems. Mediterranean forests constitute a complex ecological system inhabited by rare or very rare lignicolous fungi. In Sicily, the assessment of wood-decay fungi diversity is still in progress with the frequent discovery of rare and/or unrecorded taxa. In this study, we analyzed a list of 185 lignicolous fungi (157 *Basidiomycetes* and 28 *Ascomycetes*). With reference to the ecological categories there is a prevalence of lignicolous saprotrophs (140 taxa). With regard to the distribution of species per type of substrate there is a prevalence of fungi species growing on stumps, branches and trunks. Forest stands are mainly coppices with the exception of afforestation which are subjected to thinning. We refer to the index of similarity (Bray-Curtis) (Biodiversity Pro software, ver. 2.0), and related it to the analyzed forest ecosystems. The elaboration showed an out-group consisting of afforestation with similarity values with other forest ecosystems (19.7% - 35.9%) lower than the total mean average of the calculated values (46.3%). In addition, it was possible to identify two macro-groups, the first consisting of *Q. suber* woods, Mediterranean maquis, chestnut woods and, mixed woods of *Q. petraea* and *I. aquifolium*. The second group consists of oak woods and forests characterized by thermophilous deciduous oaks and beech. In this latter group it was obtained the highest value of similarity (79.2%) among the *Q. ilex* woods and thermophilous deciduous oaks woods. In both the two macro-groups the values between the different forest ecosystems are higher than the total average value mentioned above.

PRATICHE DI CEDUAZIONE IN POPOLAMENTI MARGINALI DI FAGGIO IN SICILIA: CRITICITÀ E RIDUZIONE DELLO STATO DI SALUTE IN SOPRASSUOLI FRAMMENTATI

Sebastiano Cullotta¹, Gaetano La Placa¹, Antonella Lo Casto¹, Federico G. Maetzke¹

¹Dipartimento Scienze Agrarie e Forestali, Università degli Studi di Palermo, Palermo; sebastiano.cullotta@unipa.it

Parole chiave: faggete meridionali, limite vegetazione arborea, marginalità stazionale, ceduzione, defogliazione, danni, moria delle piante.

Keywords: Southernmost European beech forests, marginal forest, timberline, forestry practice, tree damage, defoliation, Mediterranean range edge.

Il faggio in Sicilia raggiunge il limite meridionale del proprio areale, nonché le quote altitudinali più elevate in Europa. La marginalità ecologica di questi boschi è particolarmente evidente nei *pattern* frammentati dei soprassuoli di faggio,

in prossimità del limite della vegetazione arborea e/o nelle condizioni topografiche meno favorevoli. Inoltre, le pratiche selvicolturali, in particolare forme diverse di ceduzione, e le azioni antropiche del passato ne hanno ulteriormente incrementato la variabilità strutturale. Il loro assetto attuale è tuttavia destinato a cambiare nell'immediato futuro non solo per l'opera dell'uomo, ma soprattutto in vista dei probabili scenari del cambiamento climatico, particolarmente severi nelle loro previsioni per questi contesti di margine geografico.

Il presente lavoro mette in evidenza alcuni principali elementi di vulnerabilità ecologica, prendendo in esame soprassuoli particolarmente rappresentativi dei Monti Madonie e Nebrodi, poiché essi presentano sintomi di sofferenza e segni di disseccamento e moria, probabilmente imputabili, oltre che ai mutamenti climatici in atto, a interventi di taglio di diversa entità e dalla dubbia finalità. Oltre ai consueti rilievi dendrometrici, sono state condotte indagini accurate sulla struttura dei popolamenti e la presenza di rinnovazione, tramite diverse aree di saggio permanenti in corrispondenza di aree sottoposte a taglio in epoche diverse, confrontate con aree testimone. Una parte fondamentale dello studio ha riguardato il rilievo dell'entità dei danni osservati a carico delle chiome e di probabili scottature dei fusti e delle principali branche delle singole ceppaie.

L'analisi della struttura è stata condotta tramite l'applicazione di numerosi indici al fine di valutare la consistenza dei danneggiamenti riscontrati rispetto alle mutate condizioni di illuminazione delle chiome delle singole ceppaie, generate dagli interventi di taglio (irregolari tagli di ceduzione e sfollo). Le analisi statistiche condotte sono state realizzate considerando i seguenti aspetti come fattori predittivi: 1) aree sottoposte ad intervento vs. aree no-intervento; 2) differenze tra substrati litologici (terrigene vs. rocciose); 3) gradiente topografico locale (fondovalle-conca, versante, crinale-vetta); 4) frammentazione della copertura.

L'analisi comparativa dei risultati mostra chiaramente come gli interventi intensi di diradamento recentemente eseguiti corrispondano a una elevata incidenza di danni diffusi sulle diverse parti del soprassuolo e della chioma (e.g., oltre il 12% in media in più di danni da disseccamento della chioma rispetto alle aree testimone), con effetti anche estremi di moria delle ceppaie (6% vs. 0,3%). Tale riduzione dello stato di salute delle piante di faggio è risultata anche correlata agli altri aspetti stazionali e strutturali analizzati: maggiori problemi evidenziati nelle stazioni su substrati più compatti (i.e., sui Monti Madonie e su rocce quarzarenitiche); maggiori problemi in condizioni topografiche più marginali e di coperture più frammentate (più che doppia l'entità dei disseccamenti e dei danni alla corteccia nelle stazioni di versante e di crinale e nelle piante adiacenti a radure e aree aperte).

In conclusione vengono messe in evidenza le criticità delle pratiche selvicolturali applicate ai soprassuoli di faggio in tali contesti stazionali limite e, conseguentemente, l'accelerazione impressa ad una probabile dinamica in atto, di instabilità ecologica, sotto gli effetti dei noti cambiamenti climatici.

Coppice practices in the southernmost beech forest of Europe (Sicily): reduced tree health in fragmented stands at the range edge

The beech tree (*Fagus sylvatica*) is a typical middle-European species; southward it occupies the mountain-Mediterranean vegetation belt up to the timberline. In Sicily (S-Italy) the southernmost beech forests of Europe are located, where beech stands show peculiar ecological, structural and silvicultural characters. The ecological marginality of these forests is particularly evident in the fragmented and isolated beech stands, near the timberline and/or located on less favourable topographic conditions. Moreover, past silviculture practices, mainly related to traditional coppice cut, and anthropic actions have increased the stand-structural variability of these forests. Furthermore, their current forest-stand characters will change in next future, not only for human pressures, but mainly to the forecast increasingly severe drought and warming, leading to probable decline, population decreases and potential local extinction of the species.

In this study we analyzed stand-structural parameters and tree health comparing recently coppice fell beech stands and control plots. Additionally, the effect of the following aspects have been analyzed: different lithology (lithosols of Madonie Mts. vs. flyshoid substrata of Nebrodi Mts.), local topographic gradient (bottom, slope, ridge), the cover fragmentation (clearing/border vs. interior trees).

Results clearly show a pronounced tree health reduction (more crown and bark damages, higher percentage of dead trees, lower seedling density) related to coppice-cut (e.g., in average about 12% of damages more comparing to control plots), as far as to lithology (more damages on lithosols of Madonie Mts.), to marginal topographic condition (on ridges and slopes) and stand-cover fragmentation (in clearing/border trees). The clear deceased tree health could entail an increasing future threat for these multi-marginal (for latitude, topography and cover fragmentation) beech stands. In addition, our results could also support the hypothesis that, although the silviculture effect originated by the human actions is quite evident in the two compared groups (coppice-cut and control), hastening the tree health reduction, a general climate change effect is going on these marginal beech stands. The reduced tree health status also in control plots seems to show this way.

Today a sustainable forest management must be aware of the potential risks inherent the climate change in applying silvicultural practices, i.e. coppice felling, to beech stands at the southernmost Mediterranean range edge.

IL GOVERNO MISTO: UNA FORMA DI GOVERNO ANTICA ADATTA ALLE ESIGENZE DI OGGI

Renzo Motta¹, Roberta Berretti¹, Alberto Dotta², Valerio Motta Frè³, Pier Giorgio Terzuolo⁴

¹Dipartimento DISAFA, Università di Torino, Grugliasco (Torino); renzo.motta@unito.it

²Consorzio Forestale Alta Valle di Susa, Oulx (Torino)

³Regione Piemonte, Direzione OO.PP, Dif. Suolo, Eco. Mont. e Foreste, Settore Foreste, Torino

⁴Istituto per le piante da legno e l'ambiente - IPLA S.p.A., Torino

Parole chiave: selvicoltura, alto fusto, ceduo, ceduo composto, conversione, boschi di neoformazione.

Keywords: silviculture, high forest, coppice, coppice with standard, conversion, fallow lands.

La coesistenza nello stesso popolamento di individui di origine gamica ed agamica è stata utilizzata in selvicoltura sia in tempi antichi e sia in tempi più recenti in diversi sistemi selvicolturali. Questa coesistenza è stata però relativamente rara in Italia negli ultimi secoli tanto che la legge forestale del 1923 ed il relativo regolamento di applicazione del 1926 ne hanno individuato un'unica modalità, quella del ceduo composto, molto diffuso in alcuni paesi europei come la Francia ed il Belgio ma poco diffuso sul nostro territorio nazionale.

Il ceduo composto, così come definito dalla maggior parte dei regolamenti forestali attualmente in vigore in Italia e dalla maggior parte dei testi selvicolturali di riferimento, non è però l'unica modalità di coesistenza tra individui di origine gamica ed agamica. Il recente regolamento forestale della Regione Piemonte (2011) in modo innovativo ma prendendo atto sia della situazione dei popolamenti forestali regionali e sia delle potenzialità gestionali e delle aspettative di proprietari e gestori, ha introdotto la forma di "governo misto" che include ed amplia la definizione di forma di governo di ceduo composto. In questo contributo sono presentati e discussi aspetti terminologici ed aspetti gestionali di questa forma di governo con alcuni esempi di applicazione riferiti al territorio della Regione Piemonte.

The coexistence between regeneration from stools and regeneration from seeds in the same stand as a management tool in Piedmont (Italy): new rules for an old silvicultural system

The coexistence between regeneration from stools and regeneration from seeds in the same stand has been adopted in different times and in different regions in the European silviculture. Nevertheless in Italy this coexistence has been rarely observed in the recent past and only small areas are covered by compound coppices, which are a mixture of coppice and high forest. The Piedmont region, both taking into account the dynamics and the potential development of the current forests and the expectations of the stakeholders, has introduced new rules to develop this kind of management. The silvicultural approach and the current situation in Piedmont are presented and discussed.

EVIDENZE DI UNA STRETTA ASSOCIAZIONE: LE FORESTE ITALIANE ED I LORO SUOLI FERTILI, NASCOSTI E FRAGILI

Fabio Terribile¹, Michela Iamarino¹, G. Marano¹, S. Valentini¹

¹Dipartimento di Agraria, Università di Napoli Federico II, Napoli

È ormai attestato – tanto negli ambiti scientifici ma in quelli legislativi - che le foreste forniscono servizi importanti servizi ecosistemici, tra i quali la difesa del suolo e del paesaggio.

Numerose evidenze hanno iniziato ed evidenziare che i suoli andici sono molto importanti negli ecosistemi montani italiani. In particolare, numerose frane catastrofiche (del tipo *mudflows*) si innescano e si evolvono in ecosistemi forestali caratterizzati dalla presenza di Andosuoli.

Questo contributo mira a dimostrare la profonda relazione tra suoli andici e foreste attraverso alcune osservazioni. Al tal fine sono stati adoperati due casi di studio:

(i) rilevamento pedologico a scala nazionale

(ii) rilevamento pedologico a scala locale

Il primo fa riferimento ai risultati ottenuti da un'indagine pedologica - condotta ad una scala esplorativa - eseguita sugli ecosistemi montani italiani. A tal proposito, suolo e foreste sono stati studiati combinando analisi di campo, analisi di laboratorio e dati telerilevati (Landsat e MODIS). I risultati mostrano uno stretto rapporto tra l'andicità dei suoli e le metriche NDVI (biomassa attiva verde) per tipologia forestale.

La scala locale fa invece riferimento ad un sito specifico della Regione Campania (Valle Telesina- Camposauro; BN) con faggio e castagno come specie dominanti e con corteggio di altri tipi di essenze arboree, sviluppatesi su suoli andici. In questo caso l'indagine pedologica è stata condotta ad una scala di grande dettaglio. Anche in questo caso i suoli ed i siti forestali sono stati caratterizzati combinando analisi di campo e di laboratorio e dati telerilevati (Lidar).

I risultati mostrano un paesaggio disarticolato in un mosaico di situazioni in cui la geomorfologia locale ha un forte controllo sugli ecosistemi. Si evidenziano siti forestali (ad esempio le aree di versante) caratterizzati da un forte controllo pedologico (ad es. profondità del suolo) sullo stock di biomassa del soprassuolo, mentre altri siti (ad esempio aree di *impluvio*) in cui non sembra esserci evidente interazione tra suoli e biomassa forestale.

Evidences about an intimate relationship: Italian forests and their hidden but powerful and very fragile soils

It is well established – both in the scientific and legal domains - that forests provide qualitative ecosystem services including soil and landscape protection.

Several evidences prove that andic soils are very important in many Italian mountain ecosystems. In particular, many catastrophic landslides (mudflows) occur in forest ecosystems with andic soils as the main soil type.

This contribution aims to demonstrate the profound relationship between andic soils and forests through evidences. In order to detect existent associations among andic soils and forest ecosystems, two case studies have been used:

(i) a national low intensive survey

(ii) a local high intensive survey

The national scale refers to results obtained by a low intensive survey performed in Italian mountain ecosystem. Thus, both soil and forest have been investigated by a combination of both site, lab analysis and remotely sensed data. Results show a consistent relationship between andic soil properties and NDVI metrics (Green active biomass) for different forest type.

The local scale refers to a site in Campania Region (Valle Telesina- Camposauro; BN) with beech, chestnut and other forest types grown on andic soils. Here a very high intensive survey was performed. Furthermore, in this case investigated soils and forest sites have been characterized by a combination of both site and lab analysis and remotely sensed data.

Results show a landscape mosaic – strongly depending by local geomorphology - with forest sites (e.g. upslope areas) with a strong pedological control (e.g. soil depth) over above ground biomass stock whereas other sites (e.g. downslope areas) where soils do not seem to affect forest biomass.

FAGGETE APPENNINICHE DELL'ITALIA CENTRALE: STRUTTURE, FUNZIONI E SELVICOLTURA IN TRANSIZIONE

**Carlo Urbinati¹, Silvia Agnoloni¹, Luca Bagnara², Valeria Gallucci¹, Matteo Garbarino¹
Giorgio Iorio³, Francesco Renzaglia¹, Emidia Santini¹**

¹Università Politecnica delle Marche, D3A, Ancona, Italy; c.urbinati@univpm.it

²Corpo Forestale dello Stato, Comando Provinciale Ascoli Piceno, Italy

³Comunità Montana Valnerina, Norcia (PG), Italy

Parole chiave: *Fagus sylvatica*, bosco ceduo, conversioni.

Keywords: *Fagus sylvatica*, coppice, conversion.

Le faggete dell'Appennino centrale costituiscono circa il 10-15% della superficie forestale, ma grazie all'estensione altitudinale ed al loro uso pregresso diversificato hanno assetti strutturali e gestionali più eterogenei rispetto ad altri tipi forestali. Fino a circa 50-60 anni fa, sia cedui che fustaie di faggio, sono state più o meno regolarmente tagliate, ma anche pascolate o sottoposte ad altre forme di utilizzo. In seguito, nei cedui il taglio è drasticamente diminuito ed oggi sono pochi quelli utilizzati, mentre la maggior parte è in evoluzione naturale o in conversione a fustaia. Le faggete appenniniche sono quasi interamente inserite in SIC o ASC della Rete Natura 2000 soprattutto per la presenza di specie di habitat prioritario come *Taxus*, *Abies* e *Ilex*. Disturbi attuali e/o pregressi ne hanno modificato l'assetto strutturale e le relative dinamiche fitocenotiche, ma tali condizioni sono scarsamente considerate nella gestione corrente. Troppo spesso le uniche opzioni sono l'abbandono colturale o la conversione estensiva a fustaie coetanee.

In questo lavoro sono sintetizzati i risultati di diversi progetti di ricerca condotti da UNIVPM su struttura, funzione e gestione delle faggete nell'Italia centrale. Sulla base di oltre 100 aree di saggio sono stati rilevati i caratteri strutturali, le funzioni e le opzioni selvicolturali di numerose faggete, ma anche la quantità di necromassa, la mortalità e la capacità di

rinnovazione naturale (da seme) con l'obiettivo di ricostruire l'assetto pregresso e i possibili cambiamenti in atto e futuri. Migliaia di alberi sono stati censiti e i dati utilizzati per le analisi multivariate, geostatistiche e dendroecologiche. I risultati evidenziano strutture differenziate ma anche tratti comuni molto evidenti. Le faggete, soprattutto di Marche e Umbria, sono state gestite come sistemi silvo-pastorali multifunzionali per la produzione di legname da opera, legna da ardere, carbone e carbonella, materiale non legnoso e per il pascolo del bestiame, in relazione alla fertilità e all'accessibilità dei siti.

Oggi gran parte di questo mosaico è scomparso in seguito all'abbandono colturale, ma soprattutto in seguito all'eccessivo impiego della conversione dei cedui a fustaia coetanea. Quest'ultima opzione, incentivata da leggi e regolamenti forestali, linee guida gestione siti Natura 2000, programmi di finanziamento pubblico (PSR) o semplicemente da consuetudini colturali, ha determinato una estensiva standardizzazione delle strutture spaziali e cronologiche delle faggete. Paradossalmente oggi non solo una prevalente funzione produttiva di legname da opera appare insostenibile in gran parte delle faggete appenniniche, ma l'attuale assetto colturale poco si adatta anche alla conservazione della biodiversità ed alla difesa idrogeologica dei versanti.

Relativamente alla conservazione di specie obiettivo quali *Taxus*, *Abies* e *Ilex*, la loro presenza è spesso limitata a piccoli gruppi di individui adulti, ma l'eccessiva copertura, la forte concorrenza esercitata dalla componente agamica di faggio e la brucatura di ungulati selvatici non garantiscono l'affermazione e lo sviluppo della rinnovazione. Interventi selvicolturali localizzati e diversificati dovrebbero essere implementati per favorire l'ecesi della rinnovazione o lo sviluppo delle specie o degli individui obiettivo. Il problema principale è che tali interventi saranno economicamente insostenibili fino a quando leggi, regolamenti e sovvenzioni non saranno modificati ed adattati alle nuove esigenze selvicolturali.

Beech forests in Central Apennines: adaptive management for structure and functions in transition

In central Apennines beech forests share 10-15% of the total forest cover but for their altitudinal extension to the upper treeline and to their past diversified use, they feature structural and silvicultural differences higher than all other forest types. Until 50-60 years ago, either as coppiced or high forests, they were more or less regularly harvested and also grazed or subjected to other form of exploitation. Thereafter harvesting was drastically reduced and today only a few are being coppiced, whereas a large part were either left to natural development or converted to high forest. Most of them are SCIs or SACs of Natura 2000, especially when hosting priority habitat trees species such as *Taxus baccata* or *Abies Alba*. Ancient and recent natural and man-induced disturbances have shaped their structures and affected stand dynamics, but these conditions are rarely taken into account in current management. Frequently the options are abandonment or large scale uniform conversion to even-aged high forests.

Here we make a synthesis of the results of different projects carried out by UNIVPM throughout the last years on beech forest structure, functions and management in central Apennines. With over 100 sample plots we detected structural and chronological attributes of stands, and also CWD, tree mortality and seed regeneration, in order to assess previous forest structures and their future dynamics. Thousands of trees were recorded and subjected to multivariate, geostatistical and dendroecological analyses.

Results revealed a very high structure diversity of stands but some very evident common traits. Beech forests especially in Marche and Umbria regions, even at a very local scale, were managed as multifunctional silvo-pastoral systems for production of timber, firewood, charcoal, non-wood products and for feeding cattle, calibrating the use according to site fertility and accessibility. Today in many cases this mosaic structure is almost disappeared due to stand abandonment but even more by the abuse of the traditional methods of coppice conversion to even-aged high forests. This last option, often induced by regional forest laws and regulations, Rural Development Plan (PSR), Natura 2000 guidelines or simply by custom management, has caused a widespread standardization of structural traits (both spatial and chronological) of such forests. The paradox is that today not only extensive timber production is absolutely unsustainable in most of the Apennines forests, but this type of conversion seems to be unsuited even for new valuable forest functions such as biodiversity conservation and erosion control.

With regard to the conservation of target species such as *Taxus*, *Abies* or *Ilex*, often the presence is limited to adult trees but excessive canopy cover, strong competition with sprouting beech and ungulate browsing do not guarantee their seed regeneration. More diversified small scale silvicultural options should be introduced in these beech forests, such as group or individual selective thinning or cuts, girdling on neighbor trees could be applied to enhance growing and reproductive performance of target species or individuals, with the aim to address the stands toward more heterogeneous structure and composition. The main problem is that these treatments are not economically sustainable unless forest management regulations and financing programs would be changed and adapted to such general objectives.

SESSIONE / *SESSION 3*

CAMBIAMENTI GLOBALI: SELVICOLTURA,
RESILIENZA DEI PAESAGGI FORESTALI
E PRODUZIONE DI SERVIZI ECOSISTEMICI

*GLOBAL CHANGE: SILVICULTURE,
RESILIENCE OF FOREST LANDSCAPES
AND ECOSYSTEM SERVICES*

Chairperson

Giovanni Sanesi

SESSIONE / *SESSION* 3

RELAZIONI ORALI

ORAL PRESENTATIONS

WILD UNGULATES AND FORESTS IN EUROPE: INSIGHTS FROM LONG TERM STUDIES IN CENTRAL ITALY

Andrea Cutini¹, Francesco Chianucci¹, Marco Apollonio²

¹Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Centro di Ricerca per la Selvicoltura, Arezzo, Italy; andrea.cutini@entecra.it

²Dipartimento di scienze della natura e del territorio, Università degli studi di Sassari, Sassari, Italy

The relationship between wild ungulates and forest has been increasingly investigated in Europe in the last few decades, a consequence of the impressive increase in wild ungulates density occurred in the continent. The issue is of great interest not only under a scientific but also under an economical and social perspective. Starting from a European perspective we examined in detail what happened in Italy where in the last two decades ungulates, and in particular deer species and wild boar, increased many fold. Consequently a considerable impact was experienced not only in conifer forest stands within protected areas but in coppice woods too. This situation needs answers not only from the forest managers but also from the scientific community heading to new and more integrated management schemes between forestry and wildlife management. At the same time any change is at risk as it is often strongly opposed by the two sides as consequence of the existing conflicts. On the basis of long term studies in the Apennines on the relationships between forest and ungulates (and predators) mainly concerning ungulate population dynamics, forestry management of broadleaf woods and their interactions, we suggest possible future scenarios on the evolution of these ecosystems and make suggestions on an integrated approach in their management in order to necessary change the present approach and to give proper solutions to a new environmental challenge.

Keywords: silviculture, coppice, impact, forest management, wildlife management.

Parole chiave: selvicoltura, cedui, impatto, gestione forestale, gestione faunistica.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ac-wil>

1. Introduction

The relationships between wild ungulates and forest ecosystems have been investigated from the end of WWII, i.e. from the start of the impressive increase in wild ungulates density in the continent, where now this group has reached unrecorded densities in the last two centuries (Jorritsma *et al.*, 1999; Reimoser *et al.*, 1999; Sipe and Bazzaz, 2001; Partl *et al.*, 2002; Horsley *et al.*, 2003).

The issue has been more and more interesting in Italy and in other European countries, where the social changes occurred in rural and mountainous areas have supported a progressive abandonment of agricultural activities and a marked forest expansion (Bätzing *et al.*, 1996; Hötch *et al.*, 2005). These environmental changes favoured the expansion and the reintroduction of wild ungulates, which in many cases were regarded as rare species until the 1970s.

At present time there are 20 ungulate species in Europe (Fig. 1), with an estimated total number of 18 M and a total biomass of 770.000 tons around (Apollonio *et al.*, 2010). Among ungulates roe deer (*Capreolus capreolus* L.), wild boar (*Sus scrofa* L.) and red deer (*Cervus elaphus* L.) represent the most important species, which account for the 88% of total number of ungulates heads and the 81% of total biomass. As a

consequence, these species have major impacts on agricultural and forest crops.

Overall, ungulates contributed significantly to biodiversity and represented an important cultural, aesthetic social asset (hunting tradition included) with important economic revenues. For example, game meat production as alone was estimated over 121.000 tons in EU-27, corresponding to a total value of above 394 M euro (UNECE-FAO, 2011). The number of heads culled each year is 5.2 M, which feed an increasing important collateral economic segment like the hunting tourism. Conversely, increasing criticisms due to ungulates expansion are connected to damages to agricultural crops and forests, with a forest area damaged by wildlife and grazing grew from 1 M ha in 1990 up to 2.4 M ha in 2005; at the same time the percentage of forest area with damage by wildlife and grazing grew from 1.1% up to 1.9% (UNECE-FAO, 2011). In addition, vehicle collisions with ungulates represent another relevant criticism, considering the average number of car accident in Europe (on average 750.000 each year (Langbein *et al.*, 2011)). With respect to damage compensation marked differences exist at European level: two countries (Finland and Slovenia) provide compensation for agriculture and forest damage and vehicle collisions; two countries for agriculture and forestry (Hungary, Slovakia); two

countries for agriculture only (France and Switzerland) and two countries for forestry only (Austria and Sweden). Eleven out of 23 monitored countries (Italy too) haven't existing national schemes of countrywide monitoring systems for recording impacts or monetary damages by wild ungulates (Reimoser and Putman, 2011).

The relationships between ungulates and forests are problematic due to the distance from natural equilibrium of both components, in many cases originated or emphasised by human activities. Latham (1999) pointed out several cases of ungulate density found to be much higher than expected under natural or non-human-influenced conditions. Accordingly, the damage caused by deer browsing was more and more frequently recorded and forest owners began to complain about the negative impact of ungulates on forest vegetation. Moreover, high deer density determined a decrease in habitat suitability in the long term (Tremblay *et al.*, 2005) and indirectly threatened the sustainability of deer population size too because of the growing lack of resources (Caughley, 1970; Forsyth and Caley, 2006). In this context silvicultural practices were found to be unlikely to restore natural regeneration as long as the presence of a deer population at high density was reported (Beguín *et al.*, 2009).

Deer browsing was shown to affect the individual tree survival and it still represents an economic problem: considerable damage in tree recruitment was reported, among others, for *Abies alba* (Motta, 1995) and *Abies balsamea* (Beguín *et al.*, 2009). The impact of browsing varies to a substantial degree according to deer density (Reimoser, 1986; Gill, 1992), environmental factors such as the climate, and cultural factors such as the silvicultural techniques which are meant to design the spatial and temporal distribution of resources (Motta, 1995; Putman, 1996; Morellet and Guibert, 1999; Mysterud and Ostbye, 1999; Reimoser and Ellenberg, 1999; Morellet *et al.*, 2007; Jarni *et al.*, 2004).

Overall, estimating browsing damage is a very complex issue (Canham *et al.*, 1993; Reimoser *et al.*, 1999), one more frequently explored in relation to conifer species (Welch *et al.*, 1991; Gill, 1992; Heuze *et al.*, 2005), and poorly investigated in relation to broadleaved species and agamic regeneration in coppice woods (Eiberle, 1980; Putman 1994; Drexhage and Colin, 2003; Espleta *et al.*, 2006).

At another level, wild boar is an ungulate species which turned out to be one of the most problematic among ungulates in Europe. Wild boar population densities have been growing notably during the past few decades (Saez-Royuela and Telleria, 1986) due to the abandonment of rural areas, restocking, lack of predators, and supplementary feeding (Saez-Royuela and Telleria, 1986). Wild boar can reach high densities, on account of its high adaptability, and can be considered a typical *r*-strategy species, with high ecological plasticity and a very high reproductive capacity, due to its relatively short gestation period and its high mean litter size (Saez-Royuela and Telleria, 1986). It shows intense responses to food pulses (Jedrzejewska *et al.*, 1997; Bieber and Ruf, 2005) such as mast seeding

(acorns, chestnuts and beech nuts), which also represent the species' main source of food from September to late spring. Its increase has caused substantial damage to agricultural crops and the invasion of urban environments in many countries (Geisser and Reyer, 2004).

2. Long term studies in Central Italy

The trends observed at European level were similar in Italy, where the increase of total surface of forested areas was two millions of hectares in the last two decades (INFC, 2007). Silvicultural systems and practices, shaped according to natural processes and oriented towards a cautious approach in forest exploitation, became more and more common; conversely, increasing criticism involved clear-cutting systems, especially on large areas. In addition, since the 1980s the total surface of protected forested areas in Italy noticeably increased, also on account of the establishment of a consistent number of national as well as regional parks, and of protected areas. Accordingly, as a result of the increase of the total forested area, the changes in forest management, and the greater importance attached to protected areas, the productivity and structural complexity of forest ecosystems in Italy consistently improved in a relatively short time. As a consequence an important expansion of ungulates was observed (Fig. 2). This trend involved mainly roe deer, red deer and wild boar (Fig. 3) (Apollonio, 2004). As a consequence, damage to agricultural crops or forest stands became more and more frequent and the need for forest adjustment and hunting management plans dramatically increased, also on account of the changes in the status and structure of herbivore populations and their rapid changes.

Since the end of '90 of last century and within the framework of the national research programme within the framework of the national research project "The implementation of game management in rural and mountainous areas", supported by funding from the Ministry of Agriculture and Forest Policy, we conducted researches on the relationships between forest management and ungulates in Central Italy, by means of a multidisciplinary approach (forest ecologist, foresters, zoologist, forest and game planner) and in strict collaboration with the forest and game managers (Regione Toscana, Provincia di Arezzo, Unione dei comuni montani del Casentino).

Due to their importance among ungulates, researches focused on roe deer and wild boar, their population dynamics and the relationship with structure and management of deciduous forests under traditional coppice system or in transition o high forest. More in details the aim was to assess to the effects of roe deer population on the agamic regeneration of Turkey oak (*Quercus cerris*) and chestnut (*Castanea sativa*), two of the most important broadleaved species in Italy, for their environmental as well as economic value, in connection to coppice exploitation. The study was established in Alpe di Catenaia (43°48'N, 11°49'E), a mountainous area in the province of Arezzo, which

well represents the typical forested areas of northern and central Apennines (Cutini *et al.*, 2007). The ungulate community within the study area consisted of roe deer and wild boar, with an estimated density of 23.0 (\pm 0.8) and 11.6 (\pm 2.0) respectively (Chianucci *et al.*, 2015; Cutini *et al.*, 2013). Red deer appeared in 2007 and its presence was occasional. The impact was estimated through an eleven-year period following the coppicing, in order to analyse the evolution of the degree of browsing through time and to compare the recovering capacity of the two broadleaved species considered. Data were collected from permanent monitoring plots established in three 1-ha stands dominated by chestnut and Turkey oak, which were coppiced in 2002.

Two sampling plots sized 200 m² were established within each stand, one of which was fenced (protected, P), while the other was left accessible to browsing (non-protected, NP). Within each plot, the ratio of browsed sprouts over the total number of sprouts was recorded in the early four years after coppicing to calculate a browsing index; later, diameter at breast height and total height of sprouts were measured. Differences in browsing index and growing stock (basal area and volume) between P and NP by repeated inventories were analysed (Cutini *et al.*, 2011). Roe deer impact on the agamic regeneration differed between chestnut and Turkey oak. In fact, one year after coppicing only 30% of chestnut stools in open areas were seriously damaged, while in Turkey oak every single stool was heavily browsed (Cutini *et al.*, 2011). Three years after the coppicing, 50% of Turkey oak stools still suffered from heavy roe deer browsing, while chestnut coppices showed almost no damage (Fig. 4). Repeated inventories in 2008 and 2013 demonstrated that the effects of early browsing on Turkey oak produced prolonged impacts through time (Chianucci *et al.*, 2015). Although the trend decreased, the average reduction in volume observed eleven years after coppicing was still over 40% and heavily retarded shoot growth (Fig. 5).

In order to evaluate the effect of deer density on vegetative regeneration of Turkey oak coppice stands in a broader context, the severity of roe deer browsing on new sprouts after coppicing was observed along a gradient of ungulate density. In that case the study area involved all the Province of Arezzo (Tuscany, Italy). Three sub-districts were selected representing a gradient of roe deer population densities in hilly and mountain areas of Central Italy: low, medium and high density scenario with a roe deer density of 13.9 \pm 0.9, 22.6 \pm 0.5 and 38.3 \pm 2.6 h km², respectively (Chianucci *et al.*, 2015). The observed mean roe deer densities were comparable to that indicated by the Italian National Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA) as low (i.e., between 10 and 15 individuals per km²), medium (i.e., between 20 and 25 individuals per km²) and high (i.e., more than 25 individuals per km²) roe deer densities in Apennines and Mediterranean environments. Within each study area, a number of oak coppice stands aged 0-2 years with minimum size of 2500 m² were individuated.

Within these plots, we randomly sampled 744 stools. For each stool, we recorded the number of sprouts, top height of sprouts, and number of recently browsed sprouts to calculate the browsing index (Chianucci *et al.*, 2015).

The incidence of roe deer browsing was high in all the three different scenarios. The percentage of browsed sprouts ranged from 65% to 79%. Browsing was significantly higher in the higher density scenario, compared with the others. By contrast, medium and higher density scenarios did not exhibit significant differences (Chianucci *et al.*, 2015).

The relationship between annual seed production in deciduous forests and wild boar population densities, estimated by means of drive censuses and hunting bag records, were analysed in Alpe di Catenia research area. More in details, we analysed the annual seed mass production in stands in conversion to high forest (aged over 50-60 years) of Turkey oak, beech (*Fagus sylvatica*) and chestnut, chosen due to their wide distribution and significant trophic value for wild boar. We analysed data on masting behaviour, mass production and plasticity of seed production collected yearly from 1991 to 2010 by means of litter traps, so as to quantify the effect of long term seed production on wild boar density and on hunting bag records, in relation with yearly variation of the three deciduous species, considered both separately and combined together, in order to develop strategies for an integrated management (Cutini *et al.*, 2013).

The three species showed marked differences as regards mast seeding. Seed mass (dry weight) production was relatively low in beech with an average of 0.080 \pm 0.022 Mg ha⁻¹ year⁻¹. Conversely, average seed production was significantly higher in Turkey oak and chestnut with 0.757 \pm 0.184 and 0.758 \pm 0.093 Mg ha⁻¹ year⁻¹ respectively. In the twenty years observation period a strong correlation between seed annual production and wild boar population dynamics was observed (Cutini *et al.*, 2013).

More in details the total number of culled animals was positively affected by annual seed production of Turkey oak and chestnut (Fig. 6).

3. Concluding remarks

The long term studies established in central Italy since the late '90 of last century issued interesting results about the relationships between broadleaves forests and wild boar and roe deer population dynamics and, consequently, defined some guidelines for better managing both components.

With respect to deer browsing, roe deer had a different effect on the agamic regeneration and growth of Turkey oak and chestnut sprouts. Few years after coppicing chestnut did not show any browsing-related damage, while in Turkey oak biomass, volume and height of the sprouts in fenced plots significantly differed from those in non-fenced plots. The impact is relevant after eleven years after coppicing, i.e., after sprouts height get over the browsing height. In other words, results showed that the effects of early browsing

on Turkey oak sprouts after coppicing were not ephemeral but produced prolonged impacts through time, with a noticeably reduction in volume observed still eleven years after coppicing, with relevant ecological as well as economic consequences.

The observed browsing pressure was remarkable even at lowest deer density, in which about two third of the sprouts were browsed. The browsing impact showed a density-dependency because significantly higher impacts were observed at medium and high roe deer density, compared with the low density scenario. Based on the observed impacts and trends a reduction of -25% in volume at the end of the coppice rotation period is foreseeable. Accordingly, a prolongation in the minimum rotation period in Turkey oak coppice to achieve a profitable harvesting, under the observed medium roe deer density, can be expected. Overall, results indicated the browsing impacts are sustained in a range of roe deer density regarded as "normal" (ISPRA, 2013) and regularly occurring in Apennines. Accordingly, a serious revision of these guidelines and thresholds which takes into account, from the different point of view of all the stakeholders, the wide range of factors (site conditions, landscape mosaic, availability and quality of alternative food resources, ungulate sympatry) and namely forest stand stability and resilience, is needed.

Overall, both early and long-term results, indicated the impacts are just severe at European, regional and country level (UNECE-FAO, 2011), and it badly needs answers not only from the forest managers but also from the scientific community heading to new and more integrated management schemes between forestry and wildlife management.

We strongly believe this is a necessary change in the present approach in order to give proper solutions to a new environmental challenge, even though the larger and larger ungulate damages to agricultural and forest crops makes the time of refunding over, due to the not enough money available at European and country level for compensations.

On the other hand, elaborating more and more detailed and complex systems and models, both in forestry and zoology, without moving from a sector/discipline-branch based approach to a multi-disciplinary one, make them an academicism.

According to the performed analysis, chestnut and Turkey oak seed production was shown to positively affect the wild boar piglets 'density, i.e. the part of the population that is driving its dynamics (Bibier and Ruf, 2005), whereas beech had no influence on it. Several studies have reported a relationship between mast occurrence and average body weight in wild boar (Groot Bruinderink and Hazebroek, 1995) as well as between mast and reproductive cycle of females (Groot Bruinderink *et al.*, 1994), since in mast years gestation may begin at any time during the hunting season (Servanty *et al.*, 2007). It is important to observe

that the concurrent presence of three species, with special reference to Turkey oak and chestnut, guarantees a steady provision of food for wild boar, as one of the two major mast-producing tree can compensate the lack of production of the other. In this respect, the presence of chestnut is especially relevant as its current European distribution matches closely that of the largest wild boar population and is presumably responsible for their abundance (Conedera *et al.*, 2004; Apollonio *et al.*, 2010). Therefore, wild boar can be considered a species with a strong dependency on mast to satisfy energetic requirements in winter (Groot Bruinderink and Hazebroek, 1995).

Consequently, an integrated approach in properly manage deciduous forests and wild boar populations is required. Management plans that maintain coppice or, on the contrary, increase deciduous high forest areas by means of their coppice conversion to high forest may limit or enhance food resources for wild boar populations respectively, and, as a consequence, their impact on human activities.

In this context, management strategies for wild boar can be improved by a continuous monitoring of seed production of the most significant forest species (i.e., oak, chestnut) and adopting an adaptive approach when planning proper hunting bags. The increase of hunting pressure on piglets after a full mast of chestnut and/or oak (Bieber and Ruf, 2005) may be an option to be experienced to control wild boar population growth and limits its impact on human activities.

In order to accomplish the purpose of an integrated forest - fauna management, besides the deep changes above mentioned, there is a need for rapid and objective indicators to monitor the impact of ungulates on gamic and agamic regeneration (mast frequency, browsing index...).

The definition of common schemes and indexes of monitoring the impact of ungulates on forest and agricultural crops can be useful tools.

We also advocate the need to collect information on ungulates impact over large areas because effects on forests cannot be generalized to the spatial and temporal scales that are relevant to management.

Integrating information on ungulates impact in e.g., regional and national forest inventory alongside with the definition of rigorous and systematic long-term monitoring programs to measure the interaction forest-ungulates can be a decisive step towards the definition of appropriate protection measures in landscape and large scale planning.

Finally, the adoption of similar management approach and of a set of indicator useful in the monitoring of forest – fauna relationships may be the base for the definition of common schemes at European or country level for compensating damages to agricultural crops, forestry and vehicles collisions, whereas the present situation show marked differences among the European countries.

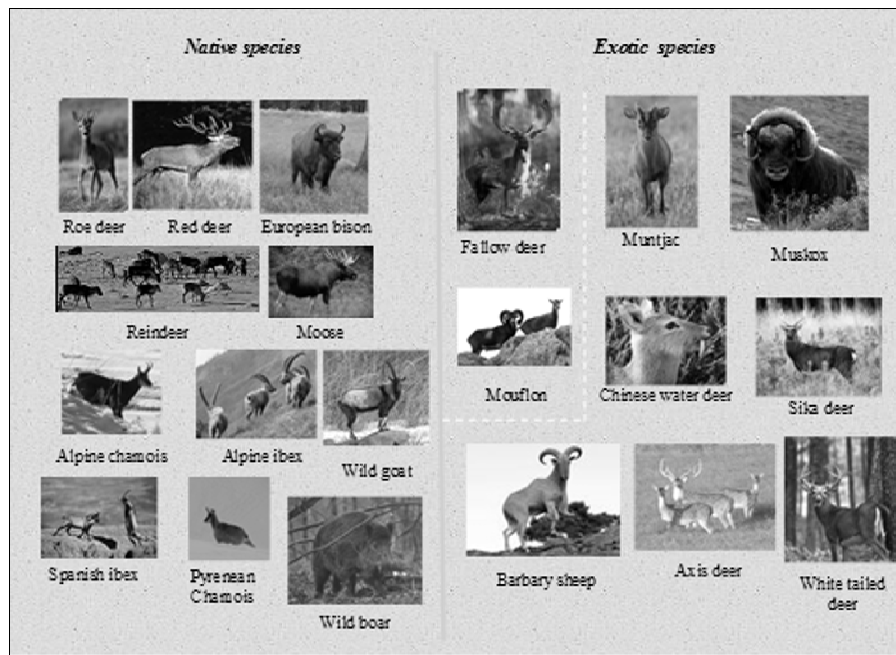


Figure 1. Native and non native ungulate species in Europe.

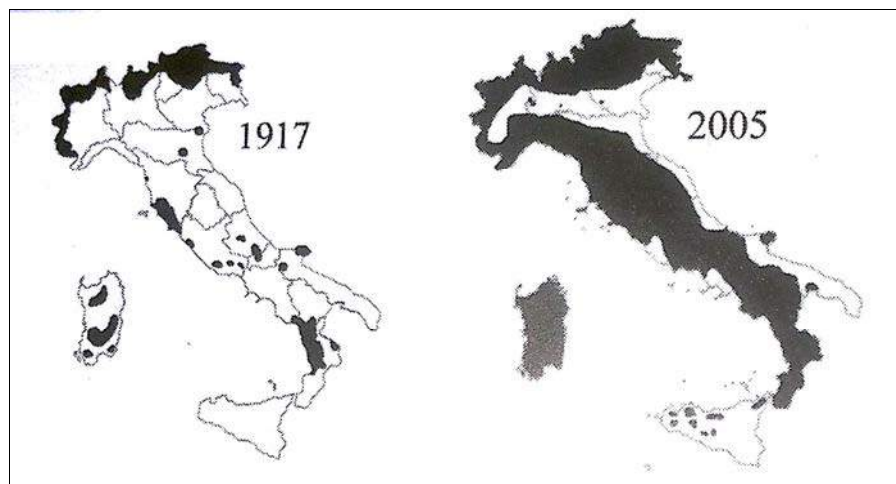


Figure 2. Ungulates distribution in Italy.

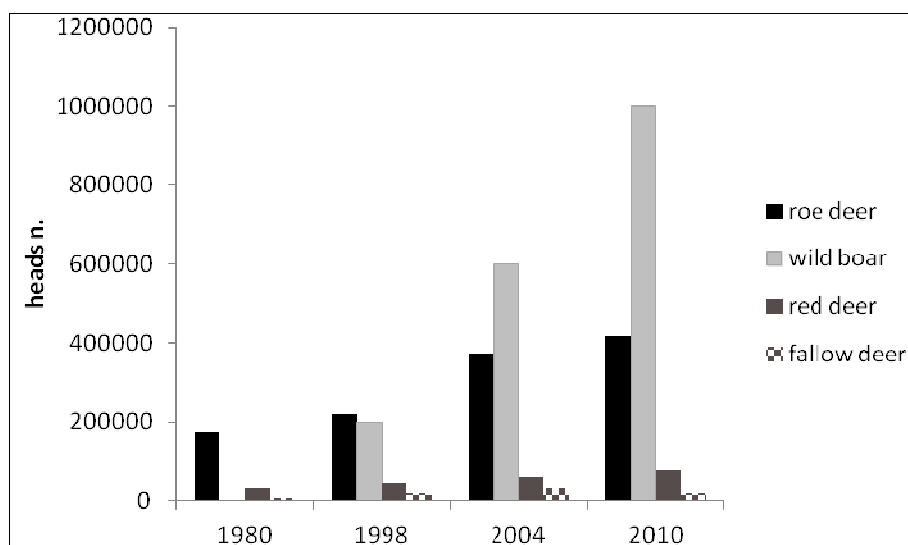


Figure 3. The increase of ungulates in Italy (from ISPRA 2011, mod.).

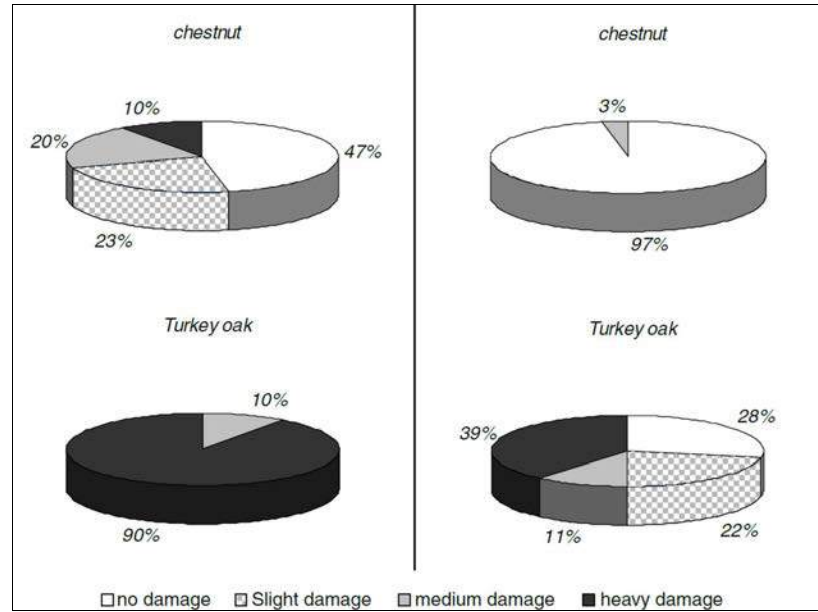


Figure 4. Impact of roe deer browsing on chestnut and Turkey oak stools one (A) and three (B) year after coppicing.

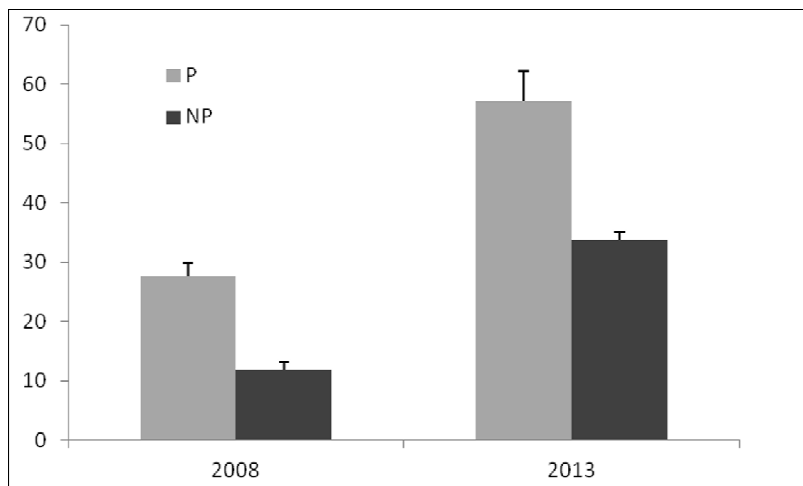


Figure 5. Impact of roe deer browsing on Turkey oak coppice stocking (P protected, NP non protected).

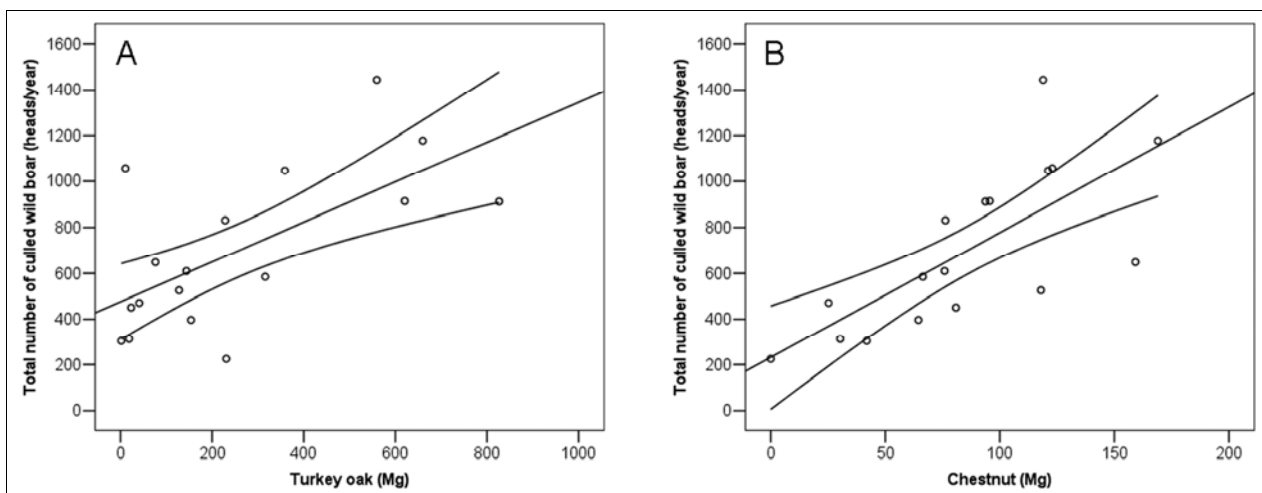


Figure 6. Turkey oak (A) and chestnut (B) annual seed production (dry weight) and wild boar population dynamics.

RIASSUNTO

Rapporti fra ungulati selvatici e foreste in Europa: riflessioni e indicazioni di ricerche decennali condotte in Italia centrale

Il rapporto fra ungulati selvatici e formazioni forestali è stato oggetto di una crescente attenzione in Europa a partire dal secondo dopoguerra. Il tema è di interesse non solo scientifico, ma anche economico e sociale. Partendo da un'analisi a livello europeo si analizza poi con maggiore dettaglio la situazione italiana, interessata nell'ultimo ventennio da una forte espansione degli ungulati selvatici, in particolare dei cervidi e del cinghiale. Se ciò ha da un lato contribuito ad accrescere la complessità dei nostri ecosistemi forestali, favorendo anche il reinserimento e l'espansione di predatori quali il lupo, nonché la valorizzazione anche sotto il profilo economico del patrimonio faunistico, dall'altro sono emerse con forza nuove problematiche conseguenti all'aumento degli impatti sulla vegetazione e le attività agricole e forestali. Mentre fino agli anni '90 l'impatto degli ungulati sulle foreste era limitato alle fustaie - in particolare di conifere e nell'ambito di aree protette - nell'ultimo decennio il problema si è manifestato anche nelle aree a ceduo, ampiamente diffuse nel nostro paese e in gran parte di proprietà privata. Sulla base di ricerche multidisciplinari condotte per oltre dieci anni in ambiente appenninico sulle relazioni tra differenti forme di gestione di boschi di latifoglie da un lato e dinamiche delle popolazioni di capriolo e cinghiale e relativi impatti sugli ecosistemi forestali dall'altro, vengono svolte considerazioni sulla possibile evoluzione degli ecosistemi forestali e sulla necessità di un approccio integrato nella gestione delle risorse forestali e faunistiche, passaggio ineliminabile per dare risposte adeguate ad un problema che presenta criticità crescenti.

BIBLIOGRAPHY

- Apollonio M., 2004 – *Gli ungulati in Italia: status, gestione e ricerca scientifica*. *Hystrix - Italian Journal of Mammalogy*, 15: (1): 21-34.
- Apollonio M., Andersen R., Putman R., 2010 – *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bätzing W., Perlik M., Dekleva M., 1996 – *Urbanization and depopulation in the Alps*. *Mountain Research and Development*, 4: 335-350.
<http://dx.doi.org/10.2307/3673985>
- Beguin J., Pothier D., Prévost M., 2009 – *Can the impact of deer browsing on tree regeneration be mitigated by shelterwood cutting and strip clear-cutting?* *Forest Ecology and Management*, 257: 38-45.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.013>
- Bieber C., Ruf T., 2005 – *Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers*. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1203-1213.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01094.x>
- Canham C.D., McAninch J.B., Wood D.M., 1993 – *Effects of the frequency, timing, and intensity of simulated browsing on growth and mortality of tree seedlings*. *Canadian Journal of Forest Research*, 24: 817-825. <http://dx.doi.org/10.1139/x94-107>
- Caughley G., 1970 – *Eruption of ungulate populations, with emphasis on Himalayan Thar in New Zealand*. *Ecology*, 51: 53-72.
<http://dx.doi.org/10.2307/1933599>
- Chianucci F., Mattioli L., Amorini E., Giannini T., Marcon A., Chirichella R., Apollonio M., Cutini A., 2015 – *Early and long-term impacts of browsing by roe deer in oak coppiced woods along a gradient of population density*. *Annals of Silvicultural Research*, 39: 32-33
- Conedera M., Krebs P., Tinner W., Pradella M., Torriani D., 2004 – *The cultivation of *Castanea sativa* (Mill.) in Europe, from its origin to its diffusion on a continental scale*. *Vegetation history and archaeobotany*, 13: 161-179.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00334-004-0038-7>
- Cutini A., Bartolucci S., Amorini E., 2007 – *Gestione dei boschi cedui di caducifoglie e relazioni con gli ungulati selvatici*. In: *La valorizzazione agro-forestale e faunistica dei territori collinari e montani*. Lucifero M., Genghini M. Ist. Naz. Fauna Selv., Min. Pol. Agr. Alim. E For., St.e.r.n.a. Ed. Grafiche 3B, Toscanella di Dozza (BO). pp. 287-304.
- Cutini A., Bongi P., Chianucci F., Pagon N., Grignolio S., Amorini E., Apollonio M., 2011 – *Roe deer (*Capreolus capreolus* L.) browsing effects and use of chestnut and Turkey oak coppiced areas*. *Annals of Forest Science*, 68: 667-674.
<http://dx.doi.org/10.1007/s13595-011-0072-4>
- Cutini A., Chianucci F., Chirichella R., Donaggio E., Mattioli L., Apollonio M., 2013 – *Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics*. *Annals of Forest Sciences*, 70: 493-502.
<http://dx.doi.org/10.1007/s13595-013-0282-z>
- Drexhage M., Colin F., 2003 – *Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings*. *Annals of Forest Sciences*, 60, 173-178.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:2003010>
- Eiberle K., 1980 – *Methodische Möglichkeiten zum Verständnis der waldbaulich tragbaren verbissbelastung*. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 131: 311-326.
- Espleta J.M., Habrouk A., Retana J., 2006 – *Response to natural and simulated browsing of two Mediterranean oaks with contrasting leaf habit after a wildfire*. *Annals of Forest Sciences*, 63: 441-447.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006024>
- Forsyth D.M., Caley P., 2006 – *Testing the irruptive paradigm of large-herbivore dynamics*. *Ecology*, 87: 297-303. <http://dx.doi.org/10.1890/05-0709>
- Geisser H. and Reyher H.U., 2004 – *Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars*. *Journal of Wildlife Management*, 68: 939-946.
[http://dx.doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0939:EOHFAF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0939:EOHFAF]2.0.CO;2)

- Gill R.M.A., 1992 – *A review of damage by mammals in north temperate forests: 1 Deer*. Forestry, 65 (2): 145-169. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/65.2.145>
- Groot Bruinderink G.W.T.A., Hazebroek E., 1995 – *Modelling carrying capacity for wild boar Sus scrofa scrofa in a forest/heathland ecosystem*. Wildlife Biology, 1: 81-87.
- Groot Bruinderink G.W.T.A., Hazebroek E., van der Voot H., 1994 – *Diet and condition of wild boar, Sus scrofa scrofa, without supplementary feeding*. Journal of Zoology, 233: 631-648. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-998.1994.tb05370.x>
- Heuze P., Schnitzler A., Klein F., 2005 – *Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France?* Forest Ecology and Management, 217: 219-228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.003>
- Höcht F., Lehringer S., Werner K., 2005 – *“Wilderness”: what it means when it becomes a reality - a case of study from the southwestern Alps*. Landscape and Urban Planning, 70: 85-95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.006>
- Horsley S.B., Stout S.L., De Calesta D.S., 2003 – *White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of northern hardwood forest*. Ecological Applications, 13 (1): 98-118. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0098:WTDIOT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0098:WTDIOT]2.0.CO;2)
- INFC, 2007 – *Le stime di superficie 2005 – Prima parte*. In: «Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio», Tabacchi G., De Natale F., Di Cosmo L., Gagliano C., Gasparini P., Genchi L., Scrinzi G., Tosi V. MiPAF - Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA-ISAFA, Trento.
- ISPRA, 2013 – *Linee guida per la gestione degli ungulati*. Manuali e Linee Guida, 91/2013: 221 pp.
- Jarni K., Robič D., Bončina A., 2004 – *Analysis of the influence of ungulates on the regeneration of Dinaric fir-beech forests in the research site Trnovec in the Kočevje forest management region*. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 74: 141-164.
- Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Bunevich A.N., Milkowski L., Krasinski A., 1997 – *Factors shaping population densities and increased rates of ungulates in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries*. Acta Theriologica, 42: 399-451. <http://dx.doi.org/10.4098/AT.arch.97-39>
- Jorritsma I.T.M., van Hees A.F.M., Mohren G.M.J., 1999 – *Forest development in relation to ungulate grazing: a modelling approach*. Forest Ecology and Management, 120: 23-34. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00540-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00540-4)
- Kay S., 1993 – *Factors affecting severity of deer browsing damage within coppiced woodlands in the south of England*. Biological Conservation, 63: 217-222. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90715-D](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(93)90715-D)
- Langbein J., Puman R., Pokorný B., 2011 – *Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation*. In: Ungulate management in Europe, problems and practices. Putman R., Apollonio M., Andersen R. Eds. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 215-260.
- Latham J., 1999 – *Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview*. Forest Ecology and Management, 120: 13-21. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00539-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00539-8)
- Morellet N., Guibert B., 1999 – *Spatial heterogeneity of winter forest resources used by deer*. Forest Ecology and Management, 123: 11-20. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00007-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00007-9)
- Morellet N., Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F., Maillard D., 2007 – *Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores*. Journal of Applied Ecology, 44: 634-643. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x>
- Motta R., 1995 – *Rinnovazione naturale delle foreste di montagna ed impatto degli ungulati selvatici nelle Alpi Occidentali italiane*. Monti e Boschi, 5: 15-23.
- Mysterud A., Østbye E., 1999 – *Cover as a habitat element for temperate ungulate: effects on habitat selection and demography*. Wildlife Society Bulletin, 27 (2): 385-394.
- Partl E., Szinovatz V., Reimoser F., Schweiger-Adler J., 2002 – *Forest restoration and browsing impact by roe deer*. Forest Ecology and Management, 159: 87-100. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-127\(01\)00712-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-127(01)00712-5)
- Putman R.J., 1996 – *Ungulates in temperate forest ecosystem: perspectives and recommendations for future research*. Forest Ecology and Management, 88: 205-214. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03878-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03878-9)
- Putman R.J., 1994 – *Deer damage in coppice woodlands: an analysis of factors affecting the severity of damage and options for management*. Quarterly Journal of Forestry, 88: 45-54.
- Reimoser F., 1986 – *Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwild-bejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform*. VWGÖ-Dissertation, n. 28. University of Agricultural Sciences, Vienna.
- Reimoser F., Ellenberg H., 1999 – *Forest management system as a component of ungulate-game pest management with special reference to roe deer and edge effects*. In: Advances in Vertebrate Pest Management. Cowan P.D. and Feare C.J. Eds. Filander Verlag, Fürth, pp. 219-238.
- Reimoser F., Armstrong H., Suchant R., 1999 – *Measuring forest damage of ungulates: what should be considered*. Forest Ecology and Management, 120: 47-58. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00542-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00542-8)
- Reimoser F. and Putman R., 2011 – *Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits*. In: Ungulate management in Europe, problems and practices. Putman R., Apollonio M., Andersen R. Eds. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 144-192.
- Saez-Royuela C., Telleria J.L., 1986 – *The increased population of the wild boar (Sus scrofa L.) in Europe*. Mammal Review, 16: 97-101. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2907.1986.tb00027.x>

- Servanty S., Gaillard J.M., Allainéb D., Brandta S., Baubeta E., 2007 – *Litter size and fetal sex ratio adjustment in a highly polytocous species, the wild boar*. Behavioral Ecology, 18: 427-432.
<http://dx.doi.org/10.1093/beheco/arl099>
- Sipe T.W., Bazzaz F.A., 2001 – *Shoot damage effects on regeneration of maples (Acer) across an understory-gap microenviromental gradient*. Journal of Ecology, 89: 761-773.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00587.x>
- Tremblay J.P., Thibault I., Dussault C., Huot J., Côté S.D., 2005 – *Long-term decline in white-tailed deer browse supply: can lichens and litterfall act as alternate food sources that preclude density-dependent feedbacks?* Canadian Journal of Zoology, 83: 1087-1096. <http://dx.doi.org/10.1139/z05-090>
- UNECE-FAO, 2011 – *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*. 337 pp.
- Welch D., Staines B.W., Scott D., French D.D., Catt D.C., 1991 – *Leader browsing by red and roe deer on young Sitka spruce trees in western Scotland. Damage rates and the influence of habitat factors*. Forestry, 64: 61-82. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/64.1.61>

SUCCESSIONI SECONDARIE IN PRATI E PASCOLI CASENTINESI: CONSEGUENZE PAESAGGISTICHE E FUNZIONALI

Livio Bianchi¹, Chiara Lelli², Marco Paci¹, Giovanni Quilghini³

¹GESAAF, Università di Firenze; marco.paci@unifi.it

²Laureata in Scienze e gestione della natura, Università di Bologna

³CSF, Ufficio Territoriale Biodiversità Pratovecchio, Pratovecchio Stia (AR)

Lo studio analizza i processi successionali in atto in due aree del territorio casentino, una prateria secondaria sommitale (Prato al Soglio) e un pascolo montano (Passo dello Spino), tessere di un ecomosaico a matrice boscata.

Si è adottato un approccio integrato: a un'analisi a scala di paesaggio, che ha permesso di valutare l'entità delle trasformazioni attraverso una serie storica di foto aeree, è seguito uno studio a scala di maggior dettaglio, a livello di popolamento colonizzatore.

Per caratterizzare i popolamenti sotto l'aspetto floristico e strutturale si sono realizzati transeetti, valutando anche l'impatto esercitato dagli ungulati selvatici sul piano di rinnovazione.

Nell'insieme, in entrambe le località, si sono osservate *interazioni facilitative* intra- ed interspecifiche nei confronti dell'insediamento di plantule arboree forestali (in termini sia di condizioni microstazionali favorevoli, sia di protezione fisica dalla brucatura).

A Prato al Soglio, dove la diversità floristica raggiunge i massimi valori nell'ecoclina tra bosco e prateria (effetto-margine), l'indagine ad ampia scala ha evidenziato una relazione dimensionale e morfologica pressoché invariata tra *patch* di prateria e bosco. Al contrario, al Passo dello Spino la diminuzione degli spazi aperti è consistente, e le *patch* arboree e arbustive occupano ormai un quarto della totale superficie aperta: si tratta di comunità espressive delle fasi intermedie della seriazione dinamica prateria-bosco, che tendono alla vegetazione naturale potenziale.

La scomparsa degli spazi aperti rappresenta un problema per la perdita di funzionalità ecologiche: si sottolinea il ruolo positivo svolto dagli habitat di prateria nei confronti degli ungulati selvatici, che vi trovano alimento limitando il prelievo in bosco.

Parole chiave: successioni secondarie, rinnovazione naturale, ungulati selvatici, paesaggio, spazi aperti.

Keywords: secondary successions, natural regeneration, wild ungulates, landscape, open spaces.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-lb-suc>

1. Introduzione

Nel territorio appenninico sono diffusi processi di colonizzazione forestale in praterie secondarie, conseguenza della riduzione, a partire dal secondo dopoguerra, delle pratiche agro-pastorali. La progressiva saturazione degli spazi aperti si traduce in una perdita delle funzionalità ecologiche connesse a tali habitat e alla contemporanea scomparsa di paesaggi culturali (Agnolotti, 2006; Cappè e Mazzei, 2010).

Le due aree indagate, entrambe situate nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, sono espressive di altrettante situazioni evolutive di praterie abbandonate.

La prima area (Prato al Soglio), una tessera di "spazio aperto" inserita entro una matrice boschiva, è stata testimone dei processi di transumanza: le migrazioni stagionali del bestiame proseguirono sino a metà del Novecento, con apice tra XVI e XVII sec. (Dell'Omodarme, 1988). La seconda area (Passo dello Spino), è stata abbandonata dopo essere stata intensamente coltivata a cereali sino agli anni '50 del secolo scorso. Alla riduzione dei coltivi è seguita una conversione dei

terreni a pascolo; la pratica del pascolo (principalmente bovino ed equino), gestita razionalmente sino agli '70, ha poi subito una forte riduzione (Paci e Romoli, 1992). L'area confina con estesi rimboschimenti di pino nero, eseguiti a partire dal 1929.

2. L'ambiente

L'area di Prato al Soglio (coordinate UTM 32 T 726067 m E – 4856474 m N), estesa su 1,2 ha, è situata sul crinale appenninico tosco-romagnolo a 1350 m s.l.m. La morfologia è prevalentemente pianeggiante. Il sito afferisce alle Unità litostratigrafiche Toscane, in particolare alla Formazione di Monte Falterona (Oligocene superiore-Miocene inferiore; Martelli e Agostini, 2002). Il suolo rappresenta una "fase di degradazione di suoli forestali lisciviati, in seguito alla trasformazione antropica del bosco in prati da sfalcio e pascoli" (Olivari *et al.*, 2012).

L'area del Passo dello Spino (coordinate UTM 738191 m E – 4843336 m N), estesa su 36 ha, si situa nel comune di Chiusi della Verna a una quota compresa tra 1000 e 1100 m s.l.m. La pendenza media è del 15% (in

alcuni tratti superiore al 40%), con esposizione prevalente SO. Il substrato geologico è costituito dalle Formazioni di Monte Morello (Eocene inferiore e medio) e di Villa a Radda (Cretaceo), afferenti alle Unità Liguri (Martelli e Agostini, 2002). Il substrato calcareo del suolo si presenta a tratti esposto, con evidenze di degradazione.

Secondo la classificazione bioclimatica di Rivas-Martínez (2004) entrambe le aree afferiscono alla regione macroclimatica *Temperata*; Prato al Soglio è inclusa nel piano fitoclimatico *Supratemperato superiore* del settore geografico peninsulare ed insulare, il Passo dello Spino al confine tra il piano *Supratemperato inferiore* e il *Mesotemperato* del settore peninsulare e insulare (Blasi, 2010).

Per quanto riguarda la vegetazione, la prateria secondaria di Prato al Soglio è caratterizzata dalla dominanza di graminacee quali *Festuca rubra* ssp. *commutata*, *Agrostis tenuis* Sibth., *Poa pratensis* L., *Anthoxanthum odoratum* L. (Gonnelli e Bottacci, 2012). Il sito afferisce alla Serie appenninica settentrionale romagnola acidofila del faggio (*Galeopsis-Fago sylvaticae sigmetum*: Blasi, 2010).

Nel prato-pascolo del Passo dello Spino vegeta una comunità polifitica in cui prevalgono, in termini di frequenza ed abbondanza, *Bromus erectus* Huds., *Brachypodium rupestre* (Host) Roem. e Schult., *Lotus corniculatus* L., *Astragalus monspessulanus* L. (Paci e Romoli, 1992). Sono anche presenti arbusteti a prevalenza di *Juniperus communis* L., *Rosa canina* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Prunus spinosa* L. e aggregati di neoformazione di *Pinus nigra* Arn. L'area si colloca nella Serie appenninica umbro-marchigiana neutrobassifila del cerro (*Aceri obtusati-Quercus cerridis sigmetum*: Blasi, 2010).

3. Materiale e metodi

3.1 Analisi diacronica a scala di paesaggio

La valutazione della variazione dimensionale delle zone aperte nelle due aree di studio è stata condotta tramite il confronto di una serie storica di foto aeree. Per la fotointerpretazione e le successive elaborazioni si è utilizzato il software GIS ArcView 10. Le soglie storiche considerate sono 1954, 1978 e 2010; a causa di difficoltà di fotointerpretazione, per il Passo dello Spino l'ortofoto intermedia è stata sostituita con quella del 1988.

A Prato al Soglio l'interazione tra *patch* tematicamente distinte (i boschi di latifoglie e l'area di prato-pascolo) riguarda il solo margine tra le due tipologie; si è, perciò, proceduto alla perimetrazione della zona aperta in corrispondenza delle tre soglie storiche.

Poiché al Passo dello Spino i processi interessano la zona aperta di pascolo, l'analisi si è concentrata all'interno dell'area, mantenendo invariato il perimetro esterno (ortofoto del 1954). Si è quindi misurata la variazione dimensionale delle *patches* legnose dal 1954 al 2010. In particolare, con l'ortofoto a colori del 2010 si è potuto distinguere la copertura arborea da quella arbustiva.

3.2 Analisi a scala di popolamento

L'analisi a scala di popolamento, che può essere considerata diacronica limitatamente al Passo dello Spino, di cui sono disponibili dati del 1989, ha mirato a caratterizzare la struttura dei popolamenti colonizzatori. Si sono realizzati quattro transesti strutturali (di lunghezza variabile da 40 a 120 m e larghi 5 m) in ciascuna area di studio (Passo dello Spino: SPI1, SPI2, SPI3, SPI4; Prato al Soglio: SOG1, SOG2, SOG3, SOG4), in corrispondenza delle tipologie evolutive più significative, nel periodo giugno-agosto 2013 (Fig. 1).

Il punto di inizio di ogni transetto è stato georeferenziato (GPS GARMIN Oregon 450t). Per tutti gli individui legnosi di ciascun transetto si sono rilevati i principali parametri necessari alla definizione dei profili strutturali. A Prato al Soglio si è anche rilevata, per ciascuna pianta del piano di rinnovazione (qui inteso come l'insieme delle piante legnose con altezza inferiore a 3 m), la presenza/assenza di segni di brucatura (b/nb).

In fase di elaborazione si è utilizzato il software open-source SVS (*Stand Visualization System*, McGaughey, 2002) nella versione 3.36, allo scopo di realizzare una rappresentazione grafica della situazione strutturale di ciascun transetto (Fig. 1).

Per l'analisi strutturale si sono distinte le piante in tre classi di altezza (H): *I* ($H \geq 3$ m), *II* ($0,5 < H < 3$ m), *III* ($H \leq 0,5$ m). Per gli individui del piano di rinnovazione ($H < 3$ m) si è calcolato l'indice di rinnovazione (Ir) di Magini (1967), uguale al prodotto dell'altezza media, espressa in cm, per la densità a m^2 . È seguito uno studio della diversità floristica mediante l'utilizzo di appositi indici: indice di Shannon H (Shannon e Weaver, 1949) e relativo valore massimo (H_{max}), numero di diversità di Hill $N1$ (Hill, 1973), ricchezza specifica (S), Evenness J (Pielou, 1966).

A Prato al Soglio si è sperimentato un metodo di analisi spaziale-strutturale delle zone ecoclinali boscoprateria, suddividendo i transesti in 4 settori: margine interno (mi), primo margine esterno (me_1), secondo margine esterno (me_2), esterno (e). I settori sono stati individuati in funzione dell'altezza dominante delle piante della fascia boscata (H_d , intesa come media delle altezze dei cinque individui con altezza maggiore, Bianchi e Paci, 2002). Come limite tra margine interno (mi) e primo margine esterno (me_1) si è assunta la pianta più esterna rispetto al bosco e con altezza superiore o uguale a $\frac{1}{2} H_d$. Lo stesso valore $\frac{1}{2} H_d$ si è utilizzato per definire la lunghezza dei settori me_1 e me_2 . Il settore esterno (e) ha lunghezza variabile, terminando in corrispondenza della fine del transect. Al fine di valutare la variazione dei parametri qualitativi e quantitativi relativi al piano di rinnovazione nello spazio ecoclinale, è stato eseguito il test ANOVA ponendo come fonte di variazione i 4 settori e come variabili i valori medi degli indici studiati. In caso di valori di F significativi ($p < 0.05$), le differenze fra le medie sono state evidenziate con il test di Duncan.

L'impatto degli ungulati selvatici sul piano di rinnovazione è stato valutato col test del chi-quadrato (χ^2), confrontando i valori di individui brucati (b) e non brucati (nb) nei 4 settori (test eseguito sia separata-

mente per le classi II e III, sia riunendole in un unico piano di rinnovazione).

4. Risultati

4.1. Prato al Soglio

Nel corso dei quasi 60 anni interessati dall'analisi, la variazione dimensionale e morfologica della prateria risulta ridotta (Fig. 2), passando da 1,5 ha in corrispondenza del 1954, a 1,4 ha per il 1978 e 1,2 per il 2010 (20% in meno rispetto alla prima soglia storica). Per quanto riguarda l'analisi a scala di popolamento, il test ANOVA evidenzia una distribuzione differenziale delle specie legnose nel piano di rinnovazione ($H < 3$ m). Il test di Duncan indica in tutti i casi una diversità significativamente maggiore in me_1 e mi . In particolare, risulta una netta prevalenza della classe I in mi , con altezza media variabile da 8,7 m a 28,6 m; la classe II risulta sempre rappresentata nel settore me_1 , presentando Ir variabili da 80,21 a 3,64. Gli individui legnosi appartenenti alla classe III si distribuiscono in tutti e quattro i settori dei transetti, presentando nettamente maggiore abbondanza in mi e me_1 , settori in cui si raggiungono frequenze pari a 131 (mi di SOG2) e 123 individui (me_1 di SOG3). Nei settori me_2 ed e la classe III risulta gradualmente meno rappresentata. Nel complesso, la diversità legnosa risulta scarsa, con prevalenza di faggio nel piano superiore e medio (classi I e II) e acero di monte nel piano inferiore (classe III). Si registra una presenza sporadica anche di *Sorbus aucuparia* L. e *Abies alba* Mill., generalmente di ridotte dimensioni (classe III).

Il test ANOVA evidenzia differenze significative tra i settori dei transect per quanto riguarda gli indici di diversità H ($F=5.89$, $P<0.02$), $N1$ ($F=5.74$, $P<0.02$) e J ($F=4.99$, $P<0.02$), ma non Ir .

Il test di Duncan, condotto per mettere a confronto i valori di H , $N1$ e J nei settori di margine, evidenzia che il valore medio più alto dei tre indici spetta ai settori me_1 e mi , omogenei fra loro, quello più basso al settore e , mentre il settore me_2 risulta intermedio (Fig. 3).

In relazione all'impatto esercitato dagli ungulati selvatici sul piano di rinnovazione, il test del chi-quadrato (χ^2) indica differenze significative tra i settori ($F=104$ e $P<0.01$). Il trend di brucatura degli esemplari legnosi del piano di rinnovazione lungo i settori di margine è riportato in Fig. 4.

4.2 Passo dello Spino

La superficie del pascolo colonizzata da vegetazione legnosa, nulla nell'anno 1954, nel 1988 è pari al 3% (1,1 ha) dell'intera area, con aumento al 28% nel 2010 (10,4 ha, Fig. 5). L'analisi di maggior dettaglio effettuata per l'anno 2010 indica una netta prevalenza della colonizzazione di tipo arbustivo (18% di copertura) su quella di natura arborea (10%).

Le due tipologie tendono, inoltre, a disporsi in aggregati ai margini opposti, con le *patches* arbustive aggregate ad Ovest.

A scala di popolamento vegetale, si è osservata una differenziazione strutturale lungo i primi due transetti.

In entrambi i casi la prima parte, prossimale ai rimboschimenti, risulta occupata in prevalenza da piante di *Pinus nigra* Arn., rispettivamente ad elevata e media densità, mentre nella seconda parte prevalgono piante di *Juniperus communis* L., con i pini ridotti a sporadici esemplari.

Per quanto riguarda la composizione specifica, nel piano superiore (classe I) prevale nettamente il pino nero, mentre il piano intermedio (II) è caratterizzato da un arbusteto misto con *Juniperus communis* L., *Prunus spinosa* L., *Rosa canina* L., *Crataegus monogyna* Jacq. e, sporadicamente, *Cytisus sessilifolius* L.. Al piano inferiore, infine (III), afferiscono anche alcune plantule di latifoglie arboree (cerro, acero campestre, orniello), mentre non si registra novellame di pino nero. La classe III di SPI2 fornisce i valori maggiori degli indici di diversità ($H=1,52$ con $H_{max}=1,61$, $N1=4,59$, $J=0,95$): tali valori risultano molto bassi nella classe I (predominanza pressoché assoluta del pino nero) ed intermedi nella classe II, con $N1$ variabile da 2,93 (SPI1) a 1,89 (SPI3).

5. Discussione

Nelle due località studiate i processi successionali presentano dinamiche decisamente differenti. A Prato al Soglio il processo di avanzamento del bosco nella prateria secondaria è assai lento: la superficie colonizzata nel corso degli ultimi decenni è praticamente irrilevante. Al contrario, al Passo dello Spino il processo di colonizzazione legnosa dell'area di pascolo è notevole. Il fenomeno comincia a manifestarsi a partire dagli anni '80, sebbene il processo successionale inizi nella prima metà degli anni '60 (Paci e Romoli, 1992): la disseminazione spontanea e il successivo insediamento del pino nell'area aperta determinano l'insorgenza di boschetti di neoformazione e di nuclei arborei a minore densità (pascolo alberato).

L'interazione delle tessere arboreo-arbustive con la matrice di pascolo produce un incremento della eterogeneità del mosaico ambientale.

In entrambi i casi di studio si è osservato che il processo di colonizzazione avviene prevalentemente mediante un *avanzamento diretto del fronte boschivo* (Ubaldi, 2003; Angelucci, 2010). A Prato al Soglio il margine interno è caratterizzato dagli individui afferenti al piano superiore, mentre procedendo verso l'esterno, gradualmente, predominano le classi di altezza inferiori. Anche nel caso del Passo dello Spino i processi successionali si manifestano più marcatamente nei pressi dei rimboschimenti.

In entrambe le località si sono osservate forme di *interazione limitanti e facilitative*. Fra le prime si segnala l'impatto degli ungulati selvatici sul piano di rinnovazione, evidente solo a Prato al Soglio, dove risulta distribuito in maniera differenziale nello spazio orizzontale. La spiegazione chiama in causa il cosiddetto *effetto-margine*: il cervo trae beneficio dalle condizioni ecologiche che si realizzano in corrispondenza dell'ecocline, zona di tensione privilegiata per l'alimentazione (Reimoser e Gossow, 1996; Paci e Bianchi, 2009). Ecco

perché la brucatura è massima sui margini e cala nei settori esterni dei transesti, che corrispondono a tratti di prateria aperta. In realtà, il margine più interno è il meno colpito, verosimilmente a causa della presenza di una maggior articolazione verticale del piano intermedio, che risulta d'impedimento al movimento degli animali (Mustoni *et al.*, 2002), mentre *me₂*, ancora prossimo a siti di rifugio forniti dal fronte di avanzamento della faggeta, rappresenta la fascia preferita per l'alimentazione del cervo.

La pressione alimentare è all'origine anche della distribuzione differenziale delle specie arboree nei piani verticali, cioè della predominanza del faggio nelle classi di altezza maggiori e della netta prevalenza dell'acero di monte nella classe inferiore. In accordo con le esperienze condotte da Gonnelli *et al.* (2009) nelle foreste Casentinesi, si ritiene che un ruolo primario nell'ostacolare l'affermazione dell'acero di monte nei piani superiori sia rivestito dagli ungulati selvatici.

Per quanto riguarda l'ecoclina tra bosco e prateria, sempre a Prato al Soglio è osservato che sui margini si registra una diversità floristica significativamente maggiore.

Lo spazio tra i due sistemi adiacenti costituisce un sistema con caratteristiche in parte proprie e in parte ereditate dagli ambienti confinanti: ciò si traduce, come dimostrato dalle analisi svolte, in un *aumento di biodiversità* e in una *maggiore densità di organismi* (Odum e Barrett, 2007). A beneficiare dei gradienti ecologici risulta anche il novellame delle specie legnose, le quali tendono a concentrarsi dove gli apporti radiativi sono sufficienti per una fotosintesi attiva, in condizioni di minor competizione rispetto a quanto si verifica nei due sistemi a contatto.

Per quanto riguarda le forme di *facilitazione* (Bertness e Callaway, 1994), la letteratura forestale è ricca di esempi di benefici forniti da talune specie a favore dell'insediamento di plantule arboree ed erbacee (Uytvancka *et al.*, 2008; Boughton *et al.*, 2011; Beltrán *et al.*, 2012).

A Prato al Soglio si è osservata la crescita di numerose plantule protette dalle carici: tra le plantule osservate, oltre all'acero di monte, rientrano anche esemplari di *Rubus hirtus* Waldst. & Kit. e *Rubus idaeus* L., specie molto rare in contesti non protetti, in quanto particolarmente appetite agli ungulati (Scopigno *et al.*, 2004; Gonnelli *et al.*, 2009). Per quanto riguarda l'associazione tra *Juncus effusus* L. e plantule di acero di monte, va detto che il giunco comune rinnova la porzione epigea annualmente, mantenendo alla base i cascami degli anni precedenti, presso i quali si verifica un'interruzione del cotico erboso compatto (quindi una riduzione di competizione anche a livello radicale): ne conseguono condizioni microstazionali favorevoli per l'attecchimento dei semenzali. Si aggiunga che il giunco esercita una funzione di riparo termico, ombreggiamento e relativa protezione dalla brucatura (Boughton *et al.*, 2011). Infine anche gli individui arborei con habitus arbustivo (conseguenza della brucatura esercitata dagli ungulati) e i rami arborei bassi possono esercitare protezione, che a Prato al

Soglio si manifesta nei confronti di *Sorbus aucuparia* L., *Rubus hirtus* Waldst. & Kit, *Hedera helix* L.

Al passo dello Spino sono gli arbusti di ginepro comune o gli aggregati di pino nero a favorire l'insediamento delle plantule di latifoglie arboree. La funzione di facilitazione attribuita alle specie arbustive spinose in aree soggette al pascolo è documentata in termini di *associational resistance* (Biondi, 1990; Rousset e Lepart, 1999; Uytvancka *et al.*, 2008; Alias *et al.*, 2010) nei confronti di fattori biotici di disturbo (riparo dal morso e dal calpestio degli animali). Tuttavia, la forma di facilitazione più vistosa al Passo dello Spino è quella legata alla funzione *preparatorice* del pino nero (Gambi, 1983), capace di generare condizioni microclimatiche ed edafiche favorevoli per l'ingresso di altre entità specifiche appartenenti a comunità vegetali più evolute rispetto a quella pioniera. La presenza, nel piano successionale dei rimboschimenti (ormai di 80 anni di età) adiacenti all'area di studio, di sporadiche latifoglie spontanee (faggio, orniello, cerro, acero di monte) è testimoniato dalle osservazioni di Paci e Romoli (1992) e di Bianchi *et al.* (2005). Recentemente sono comparse plantule di latifoglie, di ridotte dimensioni, anche all'interno degli aggregati spontanei di neoformazione (età massima 50 anni). Nel 1989, anno in cui, nel corso dei rilievi di Paci and Romoli (1992), era risultato assente il novellame di latifoglie arboree nel pascolo, gli aggregati spontanei di pino stavano probabilmente preparando l'ambiente per il loro insediamento, sebbene i tempi non fossero ancora sufficientemente maturi per l'ingresso delle latifoglie. Oggi, l'interruzione del processo di rinnovazione del pino nel pascolo e la presenza di plantule di cerro, acero campestre e orniello evidenziano l'inizio di una fase successionale più avanzata, in quanto si tratta di specie afferenti alla fitocenosi potenziale (Blasi, 2010). Risultano inoltre ben rappresentate comunità arbustive espressive delle fasi intermedie della seriazione dinamica che dal sistema aperto di prateria conduce al bosco (Puppi *et al.*, 2010).

6. Conclusioni

Nel corso dello studio si sono osservati, a scale spaziali differenziate, fenomeni di facilitazione e di limitazione nei confronti dell'affermazione delle comunità potenziali. A livello d'interazione interspecifica, si è rilevata la funzione protettiva e di miglioramento delle condizioni microstazionali esercitata da specie arbustive spinose ed erbacee a favore dell'attecchimento di plantule forestali. Si sono anche osservate evidenze della funzione *preparatorice* delle piante di pino nero (sia quelle degli impianti artificiali, sia quelle diffuse spontaneamente nei pascoli) nei confronti della ricostituzione delle fitocenosi potenziali. Un fattore limitante è rappresentato dall'impatto della fauna ungulata, che ostacola l'evoluzione degli stadi successionali.

Il metodo di studio dell'*ecoclina* tra ecosistema forestale e prateria (Prato al Soglio), ha evidenziato gli effetti dell'interazione tra comunità adiacenti. Si è registrato un graduale aumento della diversità floristica passando dai sistemi omogenei alla fascia di transizione

interposta tra essi, in corrispondenza della quale è risultata concentrarsi la rinnovazione delle specie forestali. Ampliando la scala d'osservazione, si sono interpretati i fenomeni successionali in un contesto d'interazione tra tessere paesaggistiche. Se a Prato al Soglio si è osservata una inerzia evolutiva, al Passo dello Spino si è riscontrato un aumento di eterogenetà nel mosaico ambientale, per ingresso nella matrice del pascolo di *patch* arboree ed arbustive. Va segnalato, a questo proposito, che il fenomeno successionale comporta la saturazione di spazi aperti, la cui scomparsa rappresenta una minaccia sia per specie vegetali che solo in tali contesti trovano condizioni favorevoli per l'insediamento e lo sviluppo, sia per alcune specie animali: in proposito si segnala il ruolo positivo svolto dagli habitat di prateria nei confronti di numerose specie

ornitiche e degli ungulati selvatici, i quali vi trovano alimento limitando, così, il prelievo in bosco. Considerando l'ecomosaico in un'ottica più ampia, la prateria in quanto tale rappresenta, entro un contesto prevalentemente boscato, un tassello di diversità da salvaguardare (Bianchi e Paci, 2002). Ne consegue che il recupero delle praterie può in molti casi – e uno di questi è il territorio casentino – rappresentare una priorità (Molducci *et al.*, 2013): va sottolineata l'importanza di conservare tali fitocenosi mediante interventi attivi, in quanto esse sono espressive di fasi successionali instabili (Argenti *et al.*, 2006).

In conclusione, un approccio a scala integrata risulta necessario per un'analisi completa dei processi successionali in atto e per poter interpretare la complessità dei sistemi ecologici.

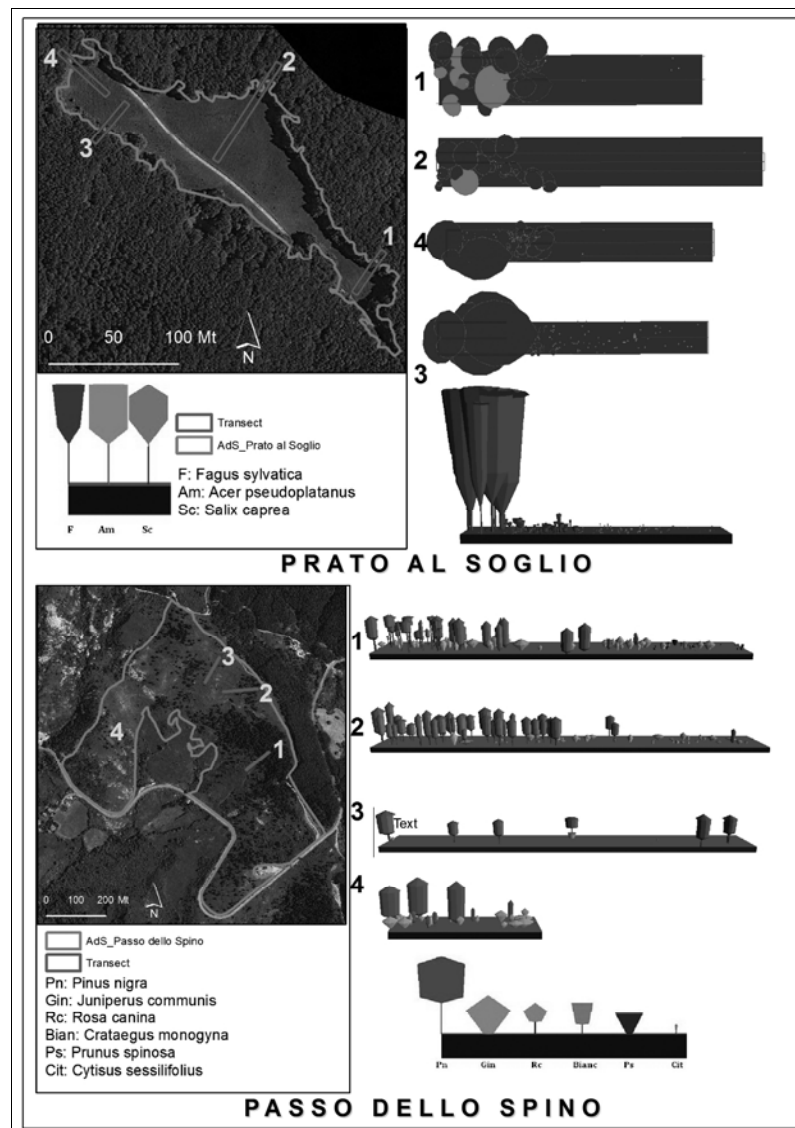


Figura 1. Collocazione dei transetti nelle due aree di studio e rappresentazioni digitali realizzate con SVS. Ortofoto 2010 fornita da CFS/UTB Pratovecchio ed elaborata con ArcView10.

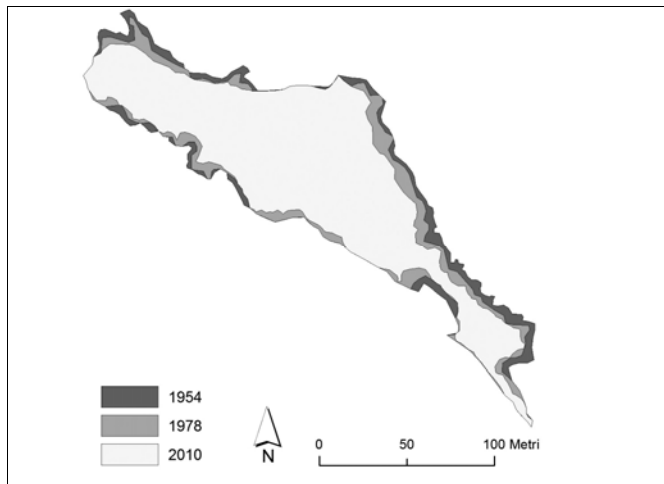


Figura 2. Migrazione dei margini di Prato al Soglio a partire dal 1954 (anni 1954, 1987, 2010). Immagine elaborata con il software GIS ArcView 10.

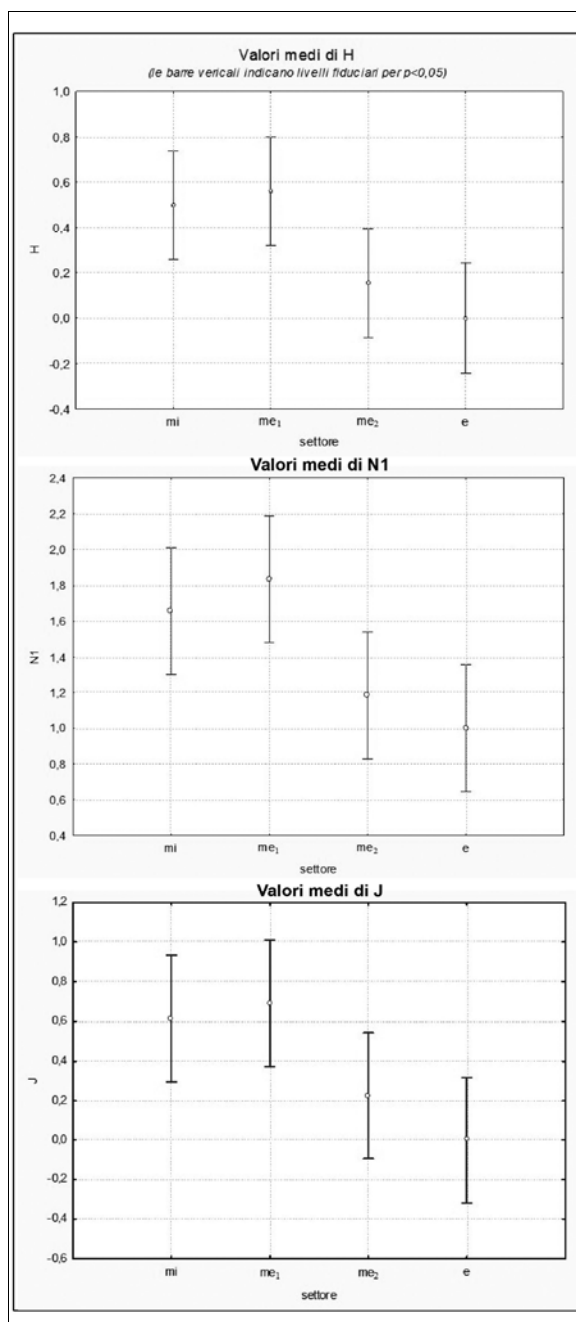


Figura 3. Risultati del test di Duncan condotto rispetto alle variabili H, N1 e J: valori medi distinti per settore (le barre verticali indicano intervalli fiduciali per $p < 0.05$).

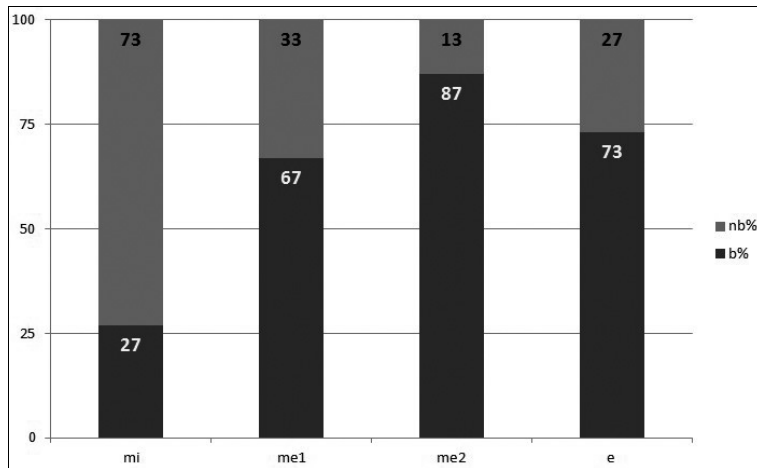


Figura 4. Percentuale di individui legnosi, con H<3 m, brucati (b) e non brucati (nb). Per le spiegazioni di dettaglio si rimanda al testo.

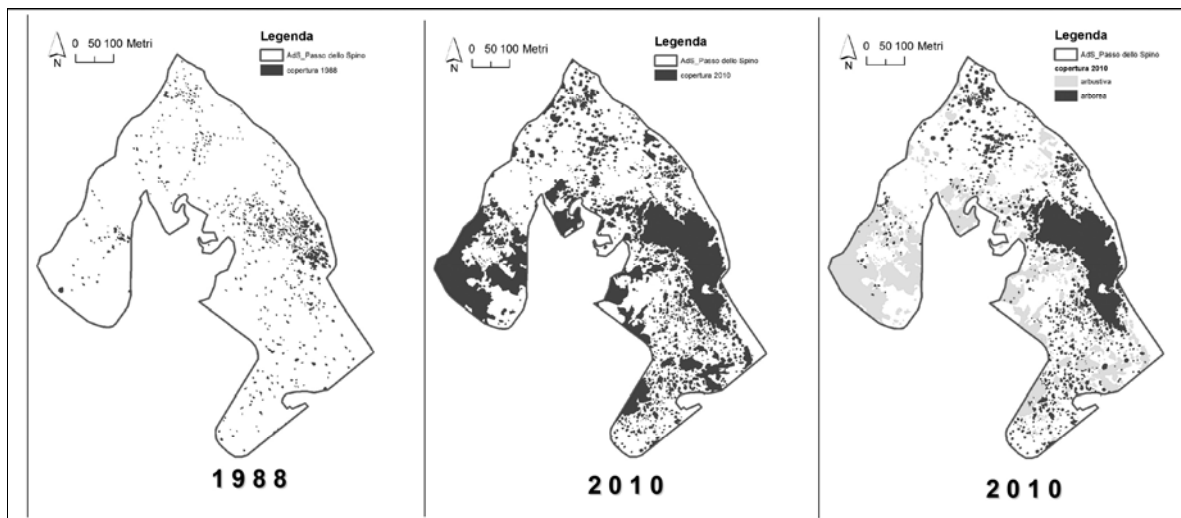


Figura 5. Passo dello Spino: superficie del pascolo a copertura arboreo-arbustiva. Anno 1988 (a sinistra) e 2010 (al centro). A destra separazione copertura arborea (grigio scuro) e arbustiva (grigio chiaro) nell'ortofoto 2010. Immagini elaborate con il software GIS ArcView 10.

SUMMARY

Secondary successions in meadows and pastures in the Casentino Valley (Tuscany): landscape and functional consequences

The study focuses on the analysis of successional processes in two areas of the Casentino valley (Tuscany), a ridge secondary prairie (Prato al Soglio) and a mountain grazing (Passo dello Spino), tessera of an ecomosaic characterized by a forest matrix. The study was carried out following an integrated approach: an analysis at the landscape scale (comparison of a time series of aerial photographs) was integrated by a study at a detailed scale (open spaces colonized by woody vegetation). Finally, an assessment of the impact of ungulates on the regeneration layer was made. As a whole, the secondary successions are dominated by the shrub species. An interaction facilitative the settlement of forest tree seedlings (in terms both of microclimate favorable conditions and physical protection from grazing) was observed in both sites, attributable, according to the case, to shrub species or to aggregates of *Pinus nigra*. At Prato al Soglio the floristic diversity

reaches the maximum values in correspondence with the ecocline between forest and prairie (edge-effect). At Passo dello Spino, a dynamic trend towards the potential natural vegetation was observed. The large-scale surveys highlighted an evolutionary inertia in the meadows of Prato al Soglio. At Passo dello Spino, on the contrary, the reduction of open spaces is considerable: the patches dominated by woody vegetation now extends over a quarter of the total open area. The progressive saturation of the open spaces leads to a loss of ecological functionality: in this sense the positive role played by grassland habitats, where the ungulates feed, thus limiting the food pressure on the woods, must be underlined.

BIBLIOGRAFIA

- Agnoletti M., 2006 – *The conservation of cultural landscapes*. CAB International, Wallingford (UK) and Cambridge (USA), pp. 267.
<http://dx.doi.org/10.1079/9781845930745.0042>
Alias S., Bianchi L., Calamini G., Gregori E., Sioni S., 2010 – *Shrub facilitation of Quercus ilex and*

- Quercus pubescens regeneration in a wooded pasture in central Sardinia (Italy)*. iForest-Bioecosciences and Forestry, Italian Society of Silviculture and Forest Ecology, 3: 16-22.
<http://www.sisef.it/forest/contents/?id=ifor0517-003>.
- Angelucci G., 2010 – *Dinamica di vegetazione in aree post abbandono della pianura padana*. Tesi di Dottorato di Ricerca. Università di Milano, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Dipartimento di Biologia, Sezione di Botanica Sistemica e Geobotanica. A.A. 2009/2010.
- Argenti G., Bianchetto E., Ferretti F., Giulietti V., Milandri M., Pelleri F., Romagnoli P., Signorini MA., Venturi E., 2006 – *Caratterizzazione di un'area pascoliva in fase di abbandono attualmente utilizzata in modo estensivo (S. Paolo in Alpe - S. Sofia, FC)*. Forest@, 3 (3): 387-396.
URL:<http://www.sisef.it/forest@/contents/?id=efor0385-0030387>.
- Beltrán E., Valiente-Banuet A., Verdúl M., 2012 – *Trait divergence and indirect interactions allow facilitation of congeneric species*. Annals of Botany. Oxford University Press. URL: www.aob.oxfordjournals.org.
- Bertness M.D., Callaway R., 1994 – *Positive interactions in communities*. Trends in Ecology & Evolution, 9 (5): 191-193.
[http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90088-4](http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4)
- Bianchi L., Paci M., 2002 – *Tipologia delle pinete di pino nero del Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna*. Ann. Acc. It. Sc. For., LI: 73-120. Tip. Coppini, Firenze.
- Bianchi L., Giovannini G., Maltoni A., Mariotti B., Paci M., 2005 – *La selvicoltura delle pinete della Toscana*. Coordinatore M. Paci. ARSIA, Regione Toscana, pp. 173.
- Biondi E., 1990 – *Population characteristics of Juniperus oxycedrus L. and their importance to vegetation dynamics*. Giorn. Bot. Ital., 124 (2-3): 227-330.
<http://dx.doi.org/10.1080/11263509009428153>
- Blasi C., 2010 – *La Vegetazione d'Italia*. Palombi & Partner S.r.l. Roma, pp. 539.
- Boughton E.H., Quintana-Ascencio P.F., Bohlen P.J., 2011 – *Refuge effects of Juncus effusus in grazed, subtropical wetland plant communities*. Plant Ecology, 212: 451-460. URL: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11258-010-9836-4>.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-010-9836-4>
- Cappè F., Mazzei T., 2010 – *La gestione e il recupero delle praterie dell'Appennino settentrionale. Il pascolamento come strumento di tutela e salvaguardia della biodiversità*. ARSIA, Regione Toscana, p. 58.
- Dell'Omodarme O., 1988 – *La transumanza in Toscana nei secoli XVII e XVIII*. In: Mélanges de l'Ecole française de Rome. Moyen-Age, Temps modernes, 100 (2). URL:http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/mefr_02235110_1988_num_100_2_2998.
- Gambi G., 1983 – *Il pino nero, pianta della bonifica montana*. Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo, Vol. XIV, pp. 3-46.
- Gonnelli V., Grifoni F., Bottacci A., Zoccola A., Quilghini G., 2009 – *Impatto di erbivori selvatici sulla biomassa erbacea ed arbustiva nelle abetine delle Riserve Naturali Casentinesi. Primi risultati*. VII Congresso nazionale SISEF: sviluppo ed adattamento, naturalità e conservazione, Peschici (IS), 29/9-3/10/2009, Contributo no. #c7.7.53.
- Gonnelli V., Bottacci A., 2012 – *Materiali per una flora della Riserva naturale biogenetica di Camaldoli*. In: Bottacci A. (ed.), 2012, La Riserva naturale biogenetica di Camaldoli. 1012-2012. Mille anni di rapporto uomo-foresta. CFS/UTB Pratovecchio, pp. 129-175.
- Hill M.O., 1973 – *Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences*. Ecology, 54: 427-432.
<http://dx.doi.org/10.2307/1934352>
- Magini E., 1967 – *Ricerche sui fattori della rinnovazione naturale dell'abete bianco sull'Appennino*. L'It. For. E Mont., XXII, 6: 261-270.
- Martelli L., Agostini N., 2002 – *Itinerari Geologico - Ambientali nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, scala 1:60.000*. Regione Emilia-Romagna e Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, S.EL.CA. srl, Firenze.
- McGaughey R.J., 2002 – *USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. SVS - Stand Visualization System. Version 3.36*. URL: <http://forsys.cfr.washington.edu/svs.html>.
- Molducci P., Montanari M., Ghinelli E., Ravaioli G.L., Balzani R., Pedrazzoli C., 2013 – *Recupero di praterie di interesse comunitario. Attività nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna*. Sherwood, 195, Luglio-Agosto 2013.
- Mustoni A., Pedrotti L., Zanon E., Tosi G., 2002 – *Ungulati delle Alpi. Biologia – Riconoscimento – Gestione*. Nitida Immagine Editrice, Cles (TN), pp. 539.
- Odum E.P., Barrett G.W.W., 2007 – *Fondamenti di ecologia*. III edizione. Piccin Nuova Libreria, Padova, pp. 594.
- Olivari S., Scopesi C., Rellini I., 2012 – *Geologia e pedologia della Riserva naturale biogenetica di Camaldoli*. In: Bottacci A., La Riserva naturale biogenetica di Camaldoli. 1012-2012. Mille anni di rapporto uomo-foresta. CFS/UTB Pratovecchio, pp. 55-92.
- Paci M., Bianchi L., 2009 – *Fauna ungulata e dinamiche evolutive di soprassuoli forestali in Toscana*. Atti del III Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani (ed. O. Ciancio). Taormina (Messina), 16-19/10/2008. Accademia Italiana di Sc. Forestali, I, pp. 228-233.
- Paci M., Romoli G., 1992 – *Studio sulla diffusione spontanea del pino nero sui pascoli del Passo dello Spino (AR)*. Ann. Acc. It. Sc. For., XLI: 191-226.
- Pielou E.C., 1966 – *The measurement of diversity in different types of biological collections*. Journal of Theoretical Biology, 13: 131-144.
[http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Puppi G., Speranza M., Ubaldi D., Zanotti A.L., 2010 – *Le Serie di Vegetazione della Regione Emilia-*

- Romagna*. In: Blasi C. ed. (2010). *La Vegetazione d'Italia*. Palombi & Partner S.r.l. Roma, pp. 181-203.
- Reimoser F., Gossow H., 1996 – *Impacts of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system*. *Oecologia*, 107: 53-60.
- Rivas-Martínez S., 2004 – *Global Bioclimatics (Clasificación Bioclimática de la Tierra)*. URL: http://www.globalbioclimatics.org/book/bioc/global_bioclimatics_0.htm.
- Rousset O., Lepart J., 1999 – *Shrub facilitation of Quercus humilis regeneration in succession on calcareous grasslands*. *Journal of Vegetation Science*, 10 (4): 493-502. <http://dx.doi.org/10.2307/3237184>
- Scopigno D., Hermanin L., Zoccola A., Quilghini G., Gonnelli V., Grifoni F., 2004 – *Impatto degli ungulati in ecosistemi forestali delle Riserve naturali casentinesi*. 99° Congresso della Società Botanica Italiana, Torino, 22-24/09/2004, p. 178.
- Shannon C.E., Weaver W., 1949 – *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL, pp. 117.
- Ubaldi D., 2003 – *Flora, fitocenosi e ambiente: elementi di Geobotanica e Fitosociologia*. CLUEB, Bologna, pp. 334.
- Uytvancka J.V., Maesa D., Vandenhauteb D., Hoffmanna M., 2008 – *Restoration of woodpasture on former agricultural land: the importance of safe sites and time gaps before grazing for tree seedlings*. *Biological Conservation*, 141: 78-88.
- URL: <https://biblio.ugent.be/input/download?func=downloadFile&recordId=392964&fileId=5868>
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.001>

CLIMATE CHANGE ADAPTATION STRATEGIES IN FOREST MANAGEMENT: USE OF A DECISION SUPPORT SYSTEM FOR A DISTRICT FOREST PLAN

Tommaso Sitzia¹, Michele Cattani¹, Maurizio Dissegna², Isabella Pasutto², Carlo Giupponi³

¹Università degli Studi di Padova, Department of Land, Environment, Agriculture and Forestry, Legnaro, Padova, Italy; tommaso.sitzia@unipd.it

²Regione del Veneto, Sezione Parchi, Biodiversità, Programmazione Silvopastorale e Tutela dei Consumatori, Mestre (VE)

³Università Ca' Foscari, Dipartimento di Economia, Venice Centre for Climate Studies, Cannaregio, Venezia

The forest planning understood as mere management of stands for wood production has currently lost, compared to the past, its relevance and application possibilities; therefore, it is necessary to focus on the multifunctional services of forests. Here we present a synthesis of a district forest plan which has been developed through five pillars: (a) mapping of potential forest ecosystem services, (b) involving local stakeholders and experts, (c) exploring strategic scenarios of forest yield, (d) mapping homogeneous forest zones, and (e) capitalising the knowledge of forest working plans. The experts contributed through a decision support system NetSyMoD (Network Analysis-Creative System Modelling-Decision Support) which helps the decision process in the assessment of the scenarios of forest yield. It was possible to appreciate that an increase of yield suits well to climate adaptation in some forest zone and with the contents of forest working plans. This approach may be replicated in other forest districts where there is an history in the application of silvicultural control methods.

Keywords: climate change, forest planning, decision supporting system, participative process.

Parole chiave: cambiamenti climatici, pianificazione forestale, strumento di supporto alle decisioni, processo partecipativo.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ts-cli>

1. Introduction

Because of changing climate and natural disturbance patterns in the last century (Auer *et al.*, 2007), forest tree species have altered their physiological behaviour (Lindner *et al.*, 2010). These two driving factors interact with land-use changes (Kulakowski *et al.*, 2011). To cope with these trends and to continue to ensure production, forest managers must adapt traditional silvicultural methods to guarantee the conservation of the diversity of species and ecosystems. Forest planning should fit the long-term consequences of changes in climatic, disturbance, and land use conditions through adaptive silviculture that focuses on tree species composition and stand structure for the provision of forest ecosystem services. Here we present a synthesis of a district forest plan which has been developed through four pillars: (a) mapping of potential forest ecosystem services, (b) involving local stakeholders and experts, (c) exploring strategic scenarios of forest yield, (d) mapping homogeneous forest zones, and (e) capitalising the knowledge of forest working plans.

The plan is intended to be the basis for the development and integration of the adaptation to climate change and land use in the forest operational planning. More detailed information can be found in Sitzia *et al.* (2014a) and Sitzia *et al.* (2014b).

2. Study area

The plan has been developed in the Boite forest district which is situated in the province of Belluno, Veneto region, in a valley of the Dolomites which has an extension of 41,013 ha divided in five municipalities. Altitudes range between 900 and 3,264 m a.s.l., whereas the rainfall range is 880-1,600 mm and the annual mean temperature ranges between -4°C and 8°C. Since 1960, potential forest productivity related to climatic conditions has increased in particular in the upper mountain belt and decreased in the valley bottom (Mariani and Parisi, 2014). The main part of the district (70%) is covered by forests, mainly conifer communities, of which 95% is managed with working plans.

The economy of the valley, in addition to the relevance of the forestry sector, is based on tourism and small handcraft industries.

The management of the area since mid-twentieth century has been based on periodic inventories and on low-intensity shelterwood systems.

3. Potential ecosystem services and stakeholders preferences

Potential provision of five forest services (conservation, landscape, production, regulation, recreation) has been assessed based on a combination of site

capability and forest type suitability in each of 2,648 forest land units.

Stakeholders have participated in assigning priority to the five forest ecosystem services at the district level. Each stakeholder assigned, filling in a questionnaire, a score to the five services which has been used to weight the potential score for forest service provision and, finally, to derive a priority service on each of the forest land units.

On average, the stakeholders assigned the highest weight to the production service (Tab. 1). After a preliminary analysis, the recreation service resulted to be a priority only in two land units. Therefore, also on the basis of their evident relationships, recreation service was aggregated to the landscape service.

4. Strategic scenarios of forest yield

The forest inventorial data allowed us to precisely know the values of actual growing stock and annual increment.

The data showed an high growing stock combined with a low ration of yield to increment. We combined these values with optimal growing stock and three different adjustment periods of actual to optimal growing stock which correspond to three different scenarios of forest yield: (a) BAU (business-as-usual), maintaining the current trend of yield; (b) SOFT, gradually increasing the current trend of yield; (c) HARD, rapidly increasing the current trend of yield.

The strategies were scored by involving experts in the analysis of alternative adaptation measures and suitable solutions using a platform combined with a spatial tool (Network Analysis-Creative System Modelling-Decision Support).

During the process each user assigns a value in each box of a matrix to express expectations as to the performance of each strategic scenario of forest yield. The SOFT scenario scored the highest mean score of 77/100, the second was the BAU with 65/100 and the scenario less feasible was the HARD with a score of 62/100.

5. Application to a forest district plan

The scenarios have been applied through two main tools: (a) homogeneous forest zones, and (b) forest working plans synthesis.

We mapped 15 forest homogenous forest zones, which could include one or more forest types depending on their representativeness in the district.

The characteristics of each homogeneous forest zone are summarised in a fact sheet.

The fact sheet summarises priority and secondary ecosystem services as a synthesis of those identified for each analysed land unit. Many homogenous forest

zones showed to have as a priority the production service.

Nevertheless, some zones were of high importance for their landscape service; for instance, mountain pine scrubs and typical larch woods. Others, as pioneer Arolla pine-larch woods and typical outer Alpine Scots pine woods were important for their conservation service.

These homogenous forest zones were described also by capitalizing the information collated within the forest working plans. These information completed or confirmed those regarding the needs for silviculture to adapt to climate change. For example, according to several authors (e.g. Hasenauer *et al.*, 1999), Norway spruce responded positively to increased temperature, with higher growth rates in the high-mountain belt (Fig. 1).

The forest working plan analysis showed that many high mountain Norway spruce stands are mature and requires regeneration felling (Fig. 2).

For this reason, the scenario that has achieved the highest score is perfectly in line with the desired adaptation to climate change.

In fact, managers need to take advantage of all the suitable conditions, socio-economic and ecological, to avoid that too large areas of this zone are mature or senescent and try to ensure an adequate structural and chronological equilibrium, carrying out, if necessary, thinning and encouraging the regeneration of mature stands.

6. Conclusions

This work allowed to consider the opinion of both stakeholders and experts, giving a spectrum of the feasibility of the plan and the forest yield possibilities of the district.

It is possible to appreciate that an increase of yield suits well to climate adaptation in some forest zone and with the contents of forest working plans.

This type of studies and the applied approach may be translated in other forest districts where there is an history in the application of silvicultural control methods.

Acknowledgements

The authors wish to thank Paola Bolzon, Dragana Bojovic, Thomas Campagnaro, Giovanni Carraro, Emanuele Lingua, Luigi Portoghesi, Andrea Rizzi, Giovanni Trentanovi and Sergio Zen who collaborated on the forest district plan and the municipalities, stakeholders, and experts who participated in the decision process. Regione del Veneto and University of Padova worked jointly within the C3-Alps project, cofunded by the Alpine Space programme.

Table 1. Average weight (0-1) given by stakeholders to five forest ecosystem services in the Boite district, Belluno Province, Italy.

<i>Production</i>	<i>Regulation</i>	<i>Landscape</i>	<i>Conservation</i>	<i>Recreation</i>
0.31	0.18	0.19	0.16	0.16

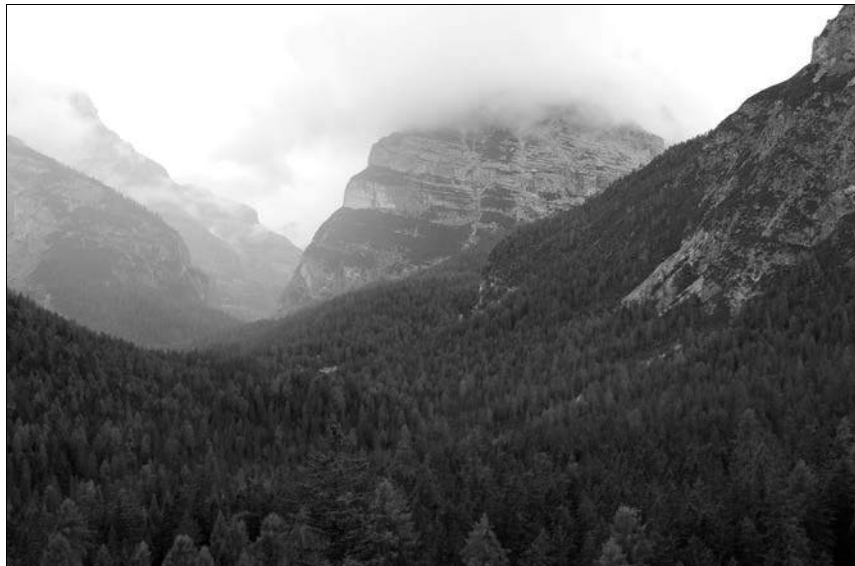


Figure 1. High mountain Norway spruce forest in Boite district, Pian de Loa, Belluno Province, Italy (photo by T. Sitzia).

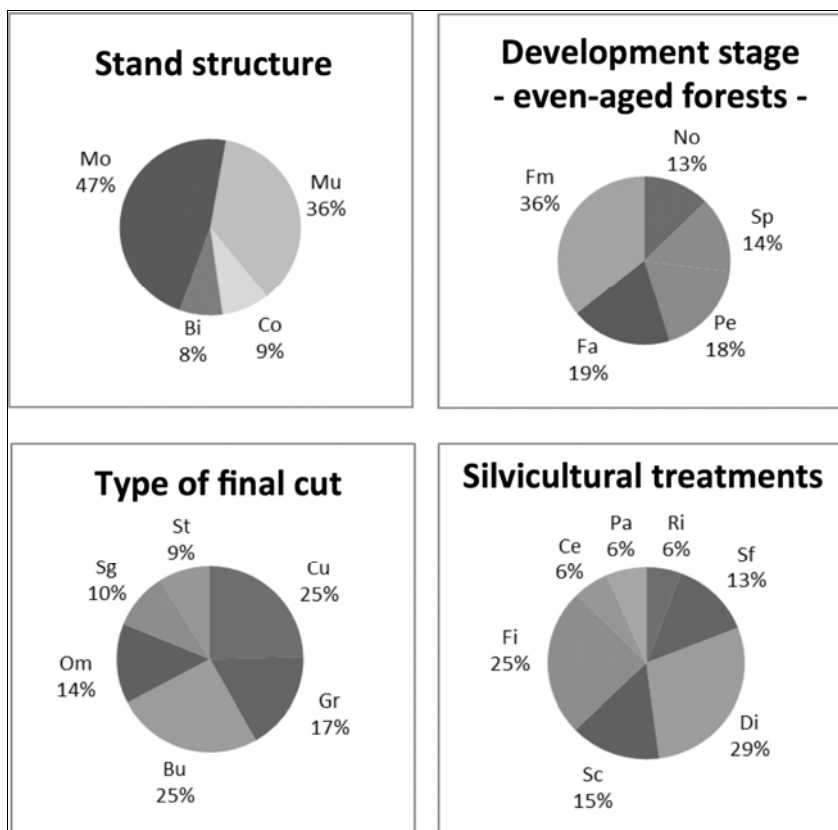


Figure 2. A detail of the fact sheet of the high mountain Norway spruce woods where management systems are summarised: stand structure (Mo: even-aged, Mu: uneven-aged, Co: irregular, Bi: two-layered); development stage of the even-aged series (Fm: mature, No: sapling, Sp: thicket, Pe: pole, Fa: adult); type of final cut (Cu: selection method, Bu/Gr: group-shelterwood, Om: wedge-shelterwood, St: strip-shelterwood, Sg: liberation); and silvicultural treatments (Ri: wedding, Sf: cleaning, Di: thinning, Sc: post-wind-thrown salvage, Fi: salvage and sanitation, Ce: transformation of dominated coppice to high-forest, Pa: control of pasture in woodland).

RIASSUNTO

Strategie di adattamento ai cambiamenti climatici nella gestione delle foreste: applicazione di un sistema di supporto decisionale ad un piano forestale comprensoriale

La pianificazione forestale intesa come mera gestione del soprassuolo arboreo ha perso la rilevanza e le possibilità di applicazione del passato; il concetto sul quale è opportuno concentrarsi attualmente è quello di multifunzionalità.

Il presente articolo riporta una sintesi di un piano forestale distrettuale che è stato sviluppato attraverso cinque elementi cardine: (a) cartografia dei servizi ecosistemici forestali, (b) coinvolgimento dei portatori di interesse e di un forum di esperti, (c) studio di scenari strategici di ripresa, (d) perimetrazione di zone forestali omogenee, e (e) capitalizzazione dei contenuti dei piani di assestamento forestale aziendali.

Il coinvolgimento degli esperti è avvenuto attraverso l'uso di uno strumento di supporto alle decisioni NetSyMoD (Network Analysis-Creative System Modeling-Decision Support) per facilitare il processo decisionale nella valutazione degli scenari di ripresa forestale.

Si è così potuto verificare che un moderato incremento della ripresa è compatibile con diverse misure di adattamento ai cambiamenti climatici, in alcune zone forestali omogenee, ed è anche in linea con il contenuto dei piani di assestamento forestali. L'approccio seguito può essere replicato in altri comprensori montani, dove si abbiano a disposizione diverse revisioni dei piani di assestamento forestale e si possa quindi fare affidamento sul periodico e preciso rilevamento dei caratteri biometrici delle foreste gestite.

REFERENCES

- Auer I., Böhm R., Jurkovic A., Lipa W., Orlik A., Potzmann R., Schöner W., Ungersböck M., Matulla C., Briffa K., Jones P., Efthymiadis D., Brunetti M., Nanni T., Maugeri M., Mercalli L., Mestre O., Moisselin J., Begert M., Müller-Westermeier G., Kveton V., Bochnicek O., Stastny P., Lapin M., Szalai S., Szentimrey T., Cegnar T., Dolinar M., Gajic-Capka M., Zaninovic K., Majstorovic Z., Nieplova E., 2007 – *HISTALP - historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region*. International Journal of Climatology, 27 (1): 17-46.
<http://dx.doi.org/10.1002/joc.1377>
- Hasenauer H., Nemani R.R., Schadauer K., Running S.W., 1999 – *Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990 in Austria*. Forest Ecology and Management, 122 (3): 209-219.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00010-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00010-9)
- Kulakowski D., Bebi P., Rixen C., 2011 – *The interacting effects of land use change, climate change and suppression of natural disturbances on landscape forest structure in the Swiss Alps*. Oikos, 120 (2): 216-225.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18726.x>
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolström M., Lexer M.J., Marchetti M., 2010 – *Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems*. Forest Ecology and Management, 259 (4): 698-709.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Mariani L., Parisi S.G., 2014 – *Indice di Paterson*. In: Atlante climatico del Veneto. Precipitazioni - Basi informative per l'analisi delle correlazioni tra cambiamenti climatici e dinamiche forestali nel Veneto, edited by Barbi A., Cagnati A., Cola G., Checchetto F., Chiau-dani A., Crepaz A., Delillo I., Mariani L., Marigo G., Meneghin P., Parisi S.G., Rech F., Renon B., Robert-Luciani T.. Regione del Veneto, Venezia Mestre, pp. 225-231.
- Sitzia T., Lingua E., Bolzon P., Campagnaro T., Portoghesi L., Rizzi A., Trentanovi G., 2014a – *Pianificazione forestale di indirizzo territoriale. Comunità Montana della Valle del Boite*. Regione del Veneto, Università di Padova, Venezia Mestre e Padova.
- Sitzia T., Campagnaro T., Lingua E., Giupponi C., Bojovic D., Bolzon P., 2014b – *Adaptation of multiple-use forest management to climate change in a southern Alpine district. Pilot activity in Boite Valley*. C3-Alps Project. Report of Work Package 7. Region of Veneto, Venice, Italy.

ADAPTIVE SILVICULTURE TO FACE UP TO THE NEW CHALLENGES: THE ManForCBD EXPERIENCE

Gianfranco Fabbio¹, Paolo Cantiani¹, Fabrizio Ferretti¹, Ugo Chiavetta¹, Giada Bertini¹, Claudia Becagli¹,
Umberto Di Salvatore¹, Vincenzo Bernardini², Matteo Tomaiuolo², Giorgio Matteucci³, Bruno De Cinti⁴

¹Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura CRA-SEL, Arezzo; gianfranco.fabbio@entecra.it

²Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura CRA-SAM, Rende (CS)

³CNR-ISAFOM, Rende (CS)

⁴CNR-IBAF, Monterotondo (Roma)

Goals of the ongoing LIFE+ ‘Managing forests for multiple purposes: carbon, biodiversity and socio-economic wellbeing’ are the design and implementation of adaptive silvicultural practices aimed at: (i) maintaining growth pattern, i.e. carbon sequestration and forest health and vitality over longer life-spans, (ii) reducing outstanding structural homogeneity and symmetrical competition, (iii) promoting as well the development of levels and types of biodiversity at the operational scale of silvicultural practice, i.e. at the stand level. Basic requirement of the applied practices is their economic feasibility. All of this seems to be the basic tool to face future unpredictability and provide wider adaptive ability to uncertain scenarios. Ten experimental trials, 7 in Italy and 3 in Slovenia, were established at the purpose. Four of them, all beech forests positioned along a latitudinal gradient, are considered in this paper. Cansiglio (Veneto) aged 120-140, Vallombrosa (Toscana) 110-160, Chiarano (Abruzzo) 70, Marchesale (Calabria) 75. The replicated experimental design compared (i) the customary practice of low to mixed thinnings over the full standing crop; (ii) the crown thinning at the older sites and the selective thinning releasing best phenotypes and removing direct crown competitors on a pre-fixed number (40-80 trees per unit area), at the younger sites. First results highlight the heavier harvesting of innovative vs. customary practice, this being allowed by the relatively high growing stocks due to full stand density. Stand structure is being moved and canopy arrangement changes as for crown texture, gaps’ fraction size and distribution. Continuous monitoring as in the adaptive management protocol will provide further elements of analysis and suggest possible adjustments in the follow-up.

Keywords: adaptive management, pro-active silviculture, environmental change, ecosystem benefits, beech.

Parole chiave: gestione adattativa, selvicoltura pro-attiva, cambiamenti ambientali, benefici ecosistemici, faggio.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-gf-ada>

1. Introduction

Forest ecosystems provide multiple goods and benefits through own woody and non-woody productions, protective and recreational functions and inherent biological diversity. Most of semi-natural forests in Europe have experienced however a long history of cultivation mainly focused on timber production. The long-lasting practices heavily modified the original stand structures, often originating stands with simplified structures far beyond the bio-ecological specific requirements. Recent changes in forest management perspectives have resulted both in the decrease in wood exploitation and in the elongation of rotation periods. Harvesting time has become a somehow flexible concept and forests are experiencing as a matter of fact a lengthening of stand life-span. As a consequence, large forest areas are currently managed over the traditional rotation or are in a post-cultivation stage. Where applied, the former criteria of wood production-oriented silviculture are

anyway, often less intensively, practiced. An early, exploratory phase between technical and biological permanence-time is therefore in progress. In these stands, trees are getting thicker and older, growing stocks are becoming higher and symmetrical competition acts as a lasting attribute. The diffuse protection regime in terms of cover, the onset of additional binding forces to pro-active management implementation, the less profitable wood harvesting, the other than productive functions prevailing, contribute the current condition (MCPFE, 2011; FAO, 2014).

Forests continue to keep a sustained growth even far beyond the former economic rotation (Spiecker *et al.*, 1996; Kahle *et al.*, 2008; Bertini *et al.*, 2011) but they are reasonably unable to change their arrangement pro-actively, apart from natural, abrupt occurrences, unforeseeable to a great extent in their outcomes. The traditionally applied silviculture, when tailored to former main purpose of wood production, seems to be not suited to handle the current, new-targeted follow-up.

An additional, emerging benchmark to forest management is the progress of environmental conditions' shift. This involves directly both physics and chemistry of growth medium - atmosphere and soil - with concurrent and counteracting factors (increase of air temperature and CO₂ content, abrupt changes in rainfall regime, extreme events, airborne acidifying pollution, N fertilization, ozone level) (Ferretti *et al.*, 2014; Nabuurs *et al.*, 2013; Seidl *et al.*, 2014).

Because of the full involvement of growth medium attributes, tree growth level and pattern (i) provide the evidence of this occurrence and (ii) synthesize the balance between positive and negative inputs in the short, as well as in the long run (Solberg *et al.*, 2009). The analysis of complex relationships between factors highlights the role of drivers, the onset of limiting factors and feedbacks (Magnani *et al.*, 2007; de Vries *et al.*, 2008; Hetzold *et al.*, 2014; Stephenson *et al.*, 2014). Time elapsing since the biological community is being affected is relatively short because of the rate of change in progress and of its cumulative effect, e.g. the rapid turning point of N in the soil from 'tree growth stimulating factor to nutritional unbalancing and acidifying factor'. That is why monitoring of 'tree growth level and pattern' may contribute significantly the understanding of condition in progress and the adjustment of management (Dobbertin *et al.*, 2008; Lindner *et al.*, 2010).

Mitigation to climate change, major global driver, is contributed by forests through the maintenance or enhancement of inherent carbon sequestration and stock ability in standing crop and soil. This adds a new goal to the already manifold forests' functions and involves directly the design of management criteria.

Further to these assumptions, is the awareness of the increasing 'uncertainty' about the progress of environmental conditions' shift. The question is: are we living a path of change - this underlying a start and an end point - or are we going to live a perennial transition well-known in its beginning, but quite completely unknown in its further course? How fast it will proceed and which will be the prevailing direction of change and predictable feedbacks on complex organisms as forest ecosystems is quite unknown. That is why 'risk management' comes to be a customary companion to forest ecologists, managers and planners.

The ongoing LIFE+ project ManForCBD (Managing forests for multiple purposes: carbon, biodiversity and socio-economic wellbeing) is aimed at developing and testing novel adaptive silvicultural practices for the maintenance/enhancement of carbon storage and sequestration, i.e. forest mitigation ability, forest health and vitality, productive functions, types and levels of biodiversity. Reference is made to Criteria 1 to 4 of SFM -MCPFE.

Focus is made on the design and implementation of practices aimed at: (i) reducing the outstanding structural homogeneity and implicit symmetrical competition, (ii) maintaining tree growth over prolonged life-spans, (iii) enhancing the diversity of stand structures. Experimental trials have been established to implement, test and monitor the effectiveness of the developed management

options for the achievement of these multiple objectives and provide data and guidance of best practice.

2. Materials

Four out of the ten sites of the project, i.e. beech forests distributed along a latitudinal gradient, were considered here: Cansiglio (Veneto) aged 120-140, Vallombrosa (Toscana) 110-160, Chiarano (Abruzzo) 70, Marchesale (Calabria) 75.

Standing crop attributes at each site are the heritage of techniques ruling past silvicultural management. In Cansiglio, forestry is documented consistently since 1200-1300 under the Republic of Venice. First management plan dates 1638; the establishment of 'National forest' is dated 1871 and the first 'modern' plan (Morelli) was implemented in 1930 (Bessega, 2008). Stand regeneration is being successfully established following the group shelterwood system and the uniform physiognomy is carefully shaped here by the long-lasting standard techniques aimed at timber production throughout the forest compartments. Only few patches, irregular for position, reduced site-index and/or specific composition, are being excluded, as a rule, from management. This background and the site quality, optimal to beech vegetation, make this forest the prototypical pre-alpine beech forest regularly managed for purpose of wood-production.

The management history of Vallombrosa is closely linked to centuries of forestry activity implemented by the friars of local Benedictine Abbey and subsequently by the National Forest Service. Current standing crops at the test-site originated partly from the reafforestation of pastures beyond the pristine forest edge and partly from the conversion of former coppice into high forest (Galipò, 2012, personal communication). Current physiognomies varied between the more regular, grown dense even-aged crops, and the less homogeneous former coppice characterized by the scattered, grown-up standards and the stems selected on the original stools, now indiscernible from trees originated from seed. This composite history is still recognizable in the current physiognomy of the beech high forest.

Chiarano is the typical beech transitory crop becoming established since the suspension of former coppice harvesting since mid 1900 and undergoing periodical thinning aimed at reducing progressively shoots' number on each stool and maintaining a full crown cover all over the conversion cycle. Number of standards is quite reduced resulting in a fairly homogeneous stand structure. The age-related tree density is high and crowns are small-sized and upper-inserted. An outstanding symmetrical competition is frequently observed in these crops (Del Rio *et al.*, 2014), it being temporarily settled by periodical thinning in the still young forest. Marchesale, geographically opposite to Cansiglio, summarizes the distinctiveness of southern beech forests as for the management history and the higher diversity of Mediterranean-mountain environments. Last, unfinished regeneration cutting: an arrangement between the group shelterwood, the clear-cut and the clear cut with reserves systems,

released around the first half of 1900 grouped or single stems of former cycle, at now standing out among the dominant crop. The patchy presence of silver fir mother trees and of close regeneration cohorts scattered in the beech forest, provides further spots of specific and structural diversity. The resulting physiognomy is therefore less regularly distributed throughout the full cover. Bedrock and climate (Table 1) are optimal to beech vegetation at all sites from the pre-alpine environment up to the very southern Apennines outcrops. Main mensurational parameters at the sites are reported in Table 2.

3. Methods

3.1 Rationale of silvicultural practices

Customary technique, common to all case-studies, is the mass tending of standing crop according to main, but not exclusive, wood production purpose. Low (first stage) to mixed (following stages up to harvesting) thinnings rule the applied criteria following the mass regeneration pattern under the shelterwood system. Such technique is canonical to beech requirements and aimed at getting quality timber as well as at matching the specific bio-ecological attributes, i.e. beech shade tolerance and its natural trend to build up evenaged, one-storied stands. This was the context of management under the quite steady environmental conditions and before the shift in progress.

The working hypothesis moved from the following rationale: face up to the emerging changes by a proactive silviculture, to meeting mitigation demand whilst maintaining tree 'health and vitality' and promoting biological diversity. The economic sustainability of techniques employed is a basic requirement to make them easily enforceable in the practice of management. Carbon sequestration implies the maintenance of a consistent growth efficiency for the expected prolongation of stand life-time, this being too the basic awaited attribute for growing out 'healthy and vital' higher stocks. In the meantime, role of the applied practices is to reduce current evenness while implementing cost-effective interventions.

The proposed adaptive silvicultural practices focused on tree canopy, i.e. the physical layer where tree growth takes place, where individual potential is being naturally developed or may be promoted through crown differentiation, where an active interface works between inner, outer and the full range of intermediate conditions. The assumption was the design of manipulative practices usefully addressed to the main crown layer to make available further growing space, promote a more effective crown-stem-root ratio, ensure further growth, differentiate current evenness, get patches inside housing more diverse living communities. Basically, move from a mass tending aimed at growing trees sized and shaped likewise as in the customary practice, to a targeted crop tending supporting and promoting both growth and the more balanced development of best phenotypes or a selected set of trees within the dominant layer, as in the 'crown' and in the 'selective' thinning practice. The progress of

shifting conditions calls for its enforcement even at different, intermediate ages of stand lifespan as in the case-studies, in spite of the canonical application ruling each thinning type since earlier stages of stand development. Both method and context of practices' enforcement inform the typical attributes of an adaptive approach.

3.2 Experimental design

LIFE rules foresee, among others, the 'demonstration' character of implementation practices, this allowing to work on a wide area in the case - 30 hectares at each site - i.e. an operational scale as for silviculture and forest management. The replicated design compared (i) the customary practice i.e. the low to mixed thinning over the full standing crop; (ii) the innovative criterion, i.e. (a) the crown thinning at the older sites, Cansiglio and Vallombrosa; (b) the selective thinning releasing a prefixed number of trees (40-80 per unit area) and removing direct crown competitors at the younger sites, Chiarano and Marchesale. The thesis of no intervention has been added at the three high forest sites both as 'control' and as possible, current management choice in progress.

4. First results

Main mensurational parameters at the sites (Table 2) provide values and range at the time of survey as a function of site-index, dominant stand age and origin (seed or agamic), cultivation history, namely applied regeneration cutting type and thinning regime over the life-span. Standard deviation summarizes variability within the standing crop. Tree density drops as a function of stand age and thinning intensity, being also influenced by the distributive pattern. Its value at Cansiglio and Vallombrosa, two stands aged about likewise, suggests the more conservative management at the latter site, whilst Marchesale averages out the inner tree density variability due to the patchy release of former cycle trees. Chiarano exhibits vice versa the customary density of coppice forests undergoing the intermediate phase of conversion into high forest. Basal area is age-dependent but much less sensitive to tree density variation where, as in the case-studies, crown cover is quite complete and the growing space almost saturated. The higher value at Vallombrosa, slightly older than Cansiglio, is due to tree density as well as to growth space efficiency due to the complementary dendrotypes. The gap mean to dominant tree height at Vallombrosa compared to Cansiglio strengthens this assumption. Trees of the older cycle raise dominant height at Marchesale, in spite of the young stand age. Standing volume summarizes the other variables and highlights its maximum at Vallombrosa, approaching 800 m³ha⁻¹. The relatively higher tree density and the quite similar dominant tree height raise standing volume at Marchesale close to value found at Cansiglio, partly reflecting the higher productivity of southern beech forests (Fabbio *et al.*, 2006). Results (Table 3 and 4) highlight the heavier harvesting of innovative vs. customary practice. According to the innovative criterion, removal in basal area and volume

is quite similar in Cansiglio and Vallombrosa and more intensive (up to 40%) at Chiarano, i.e. the densest stand. The removal drops at Marchesale at about one half, but tree density is here about one-third than at Chiarano, due to the high forest system. Customary removal is less heavy than innovative but not so widely diverging, with the exception of Vallombrosa, where it is close to zero. This owing to the advice of local staff responsible for tree marking of customary practice (as at all the other sites) to follow strictly the planned thinning time ruled by the management plan. The apparent pre-post change in mean/dominant dbhs and tree heights is vice versa the output of the different target layer(s) manipulated by each thinning type. All of this, as for the quantitative side of removal.

Values of crown cover and overlapping, crown layer texture, i.e. gaps' size and shape, their spatial distribution, fragmentation/connection - before and after thinning operation - give the evidence of crown layer manipulation operated by each practice. A first dataset is provided for the forest of Cansiglio (Fig. 1 and 2). Total number of gaps was similar between the theses after the intervention.

The innovative thinning produced a gap fraction 10% higher than the customary intervention and almost a double mean gap size. As a consequence, mean gap perimeter/area ratio dropped significantly under the innovative thinning, while it remained steady under the customary removal. Finally, edge density increased at both theses. The increase was slightly higher (10%) under the innovative one.

5. Discussion

The outcome of thinning is the less homogeneous physiognomy of stand structure; this reducing too the progress of symmetrical competition detrimental to individual growth course and stand growth pattern. Canopy arrangement has been changed as for crown texture, gaps' fraction size, shape and distribution, according to each applied criterion. Specifically, the innovative thinning released wider and less fragmented gaps. They are expected to produce more lasting openings at the main crown level, whilst customary intervention gives rise to more temporary gaps. The higher radiation and throughfall amount to the soil are expected to trigger bio-geo-chemical processes able to establish further habitats and ecological niches for the enrichment of types of biodiversity inside. The more differentiated tree crown sizes will contribute resistance to disturbances and enhance growth pattern within tree population. Thinning operations provided a positive outcome, i.e. a revenue, at all sites and for both the applied theses, in proportion to the harvested volumes and independently of the position of harvested trees, both of thinning types foreseeing - within own different distribution (mass or spotty) - removals over the full area. The high removal of the innovative criterion has been allowed by the relatively high growing stocks due to the quite full stand densities.

Data immediately after thinning implementation provide the baseline condition and the reference to the

content and design of surveys to be carried out in the following monitoring phase, this being an integral part of the procedure to test the effectiveness of any adaptive approach. A previous study (Becagli *et al.*, 2013) documented the impact of silvicultural practices on forest structure by a set of structural diversity and tree competition metrics at the sites of Cansiglio and Marchesale. Results highlighted the effectiveness of tree spatial competition indexes to promptly assess response to thinning and the great capability of crown-based indexes to differentiate thinning criteria compared with mensurational parameters. Conversely, most of spatial and non-spatial tree diversity indexes tested showed slight or null sensitivity to the applied practices. Their use will become more relevant at later steps after thinning occurrence.

The careful monitoring of standing crop parameters following manipulation, will provide the elements to verify both consistency of the applied theses and the progress towards the awaited goals, possible failures or need of adjustment. At the same time, which components, directions, extents have to be better addressed-tuned. Stand attributes are only a part of the system to be surveyed, this including the other relevant communities and the soil system. As for standing crop, a special focus will be devoted to the rearrangement of canopy interface, it holding a leading role to achieving most of expected benefits as for structural attributes of forest stand (Pretzsch, 2014), but also for herbs, shrubs, tree regeneration layers, soil organic content and microbial activity, all of them contributory to the ecosystem functioning and balance.

In this respect, any manipulation of upper canopy interface drives radiation regime and throughfall inside with direct relapses on inner microclimate, heat and water availability, evapo-transpiration, litterfall amount, decomposition rate, respiratory losses, all of them contributing to handle the overall carbon allocation and release, i.e., the carbon budget. Beech bio-ecological attributes as the own reaction ability to late thinnings and the inherent crown plasticity to recover the space made available, provide foreseeable elements of positive reaction to the implemented practices (Fichtner *et al.*, 2013).

6. Conclusions

The paper provides a first insight into the ongoing experience. Continuous monitoring as in the adaptive management rationale will test out the implementations and provide further elements of analysis and adjustment in the follow-up. Current scenario and future uncertainty call for an adaptive management approach taking into account drivers, feedbacks and limiting factors, comparing heritage and new criteria but moving from the former 'steady' condition to a more dynamic approach as in the AFM protocol.

The design and implementation of innovative practices consistent with growth environments and specific bio-ecological requirements, the comparison with customary silviculture and with the post-cultivation phase where this option is in progress in the management practice, seems to be the main, technically feasible, reliable and operational tool to tackle the challenge.

Acknowledgements

Study funded within the project LIFE+09ENV/IT0000

78 “Managing Forests for multiple purpose: Carbon, Biodiversity and socio-economic wellbeing”.
<http://www.manfor.eu/new/>

Table 1. Site characteristics.

Tabella 1. Caratteristiche dei siti.

	<i>Cansiglio</i>	<i>Vallombrosa</i>
Area (ha)	30 - 35	30
Geographical coordinates (UTM-WGS84)	46° 03'N, 12°23' E	43°44'N, 11°34'E
Altitudinal range (m a.s.l.)	1100 - 1200	470-1440
Landscape morphology	Gently sloping mountainsides and plains	Gently sloping mountainsides
Bedrock	limestone, marlstone (Cretaceous)	Sandstone (Chianti formation)
Mean Temp °C	5.6	9.7
Max Temp °C (average warmest month)	14.8, August	24.1, July
Min Temp °C (average coldest month)	-4, January	-0.8, January
Total Rainfall (mm)	2004	1337
	<i>Chiarano Sparvera</i>	<i>Marchesale</i>
Area (ha)	30	30
Geographical coordinates (UTM-WGS84)	41°51' N, 13°57' E	38° 30'N, 16°14'E
Altitudinal range (m a.s.l.)	1700 - 1800	1100
Landscape morphology	Upper mountain slope range 22°÷28,5°	Uneven mountain terrain (slope up to 40%)
Bedrock	Cretaceous limestone	Granite (Serra and Sila formation)
Mean Temp °C	8.5	10.1
Max Temp °C (average warmest month)	17, July	18.4, July
Min Temp °C (average coldest month)	-0.2, January	2.2, February
Total Rainfall (mm)	1000	1808

Table 2. Main mensurational parameters at the sites.

Tabella 2. Principali parametri dendrometrici dei soprassuoli.

<i>Parameter</i>	<i>Cansiglio</i>	<i>Vallombrosa</i>	<i>Chiarano</i>	<i>Marchesale</i>
Tree density	323±65.9	532±117	1367±353	510±130
Basal area (m ²)	40.9±5.2	54.9±3.5	38.8±4.4	41.2±7.3
Mean height (m)	26.6±0.5	28.2±1.6	14.3±0.8	23.3±1.5
Mean dbh (cm)	40.6±3	37.3±5.6	19.4±2.4	32.9±6.1
Dominant dbh (cm)	49±3.6	50.5±6.0	35.8±4.6	54.0±6.8
Dominant height (m)	27±0.6	31.9±1.2	18.0±0.9	27.7±1.2
Standing volume (m ³)	543±72	795±80.3	183±24.4	497±110.8

Table 3. Main mensurational parameters before and after thinning operation. (I) innovative thinning, (C) customary thinning.

Tabella 3. Principali parametri dendrometrici prima e dopo il diradamento. (I) innovativo, (C) tradizionale.

Parameters	Cansiglio				Vallombrosa					
	Before thinning		After thinning		Before thinning		After thinning			
	I	C	I	C	I	C	I	C		
Tree density	320	326	187	235	511	598	316	567		
Basal area (m ²)	41.8	40.7	26.3	30.3	56.9	54.3	36.4	52.6		
Mean height (m)	26.8	26.5	27.0	26.5	28.5	27.7	26.4	25.3		
Mean dbh (cm)	40.3	40.	43.7	40.5	38.5	34.5	30.0	27.0		
Dominant dbh (cm)	49.6	47.8	48.1	46.9	61.0	50.1	58.9	50.1		
Dominant height (m)	27.8	27.6	27.0	26.6	33.6	31.4	33.2	31.4		
Standing volume (m ³)	561.0	529.0	358	402	838.0	768.0	542.0	741.0		
Parameters	Chiarano Sparvera						Marchesale			
	Before thinning			After thinning			Before thinning		After thinning	
	I-80	I 40	C	I-80	I 40	C	I	C	I	C
Tree density	1293	1515	1293	684	655	613	528	479	409	408
Basal area (m ²)	40.3	39.9	36.1	23.1	24.2	23.5	43.5	38.7	33.7	31.6
Mean height (m)	14.1	14.6	14.3	15.0	15.1	15.3	23.4	23.5	24.2	23.5
Mean dbh (cm)	20.3	18.6	19.3	22.8	21.7	21.7	32.3	32.5	33.0	33.4
Dominant dbh (cm)	36.5	35.5	36.2	36.0	35.1	36.1	42.7	55.8	54.2	48.8
Dominant height (m)	18.2	18.0	18.2	18.1	17.9	18.1	25.6	27.9	27.6	26.7
Standing volume (m ³)	304	292	272	180	192	177	528	468	401	377

Table 4. Thinnings' removal.

Tabella 4. Intensità dei diradamenti.

	<i>Percentage removal</i>		
	N	G	V
CANSIGLIO			
Innovative	41	37	36
Customary	28	26	24
VALLOMBROSA			
Innovative	38	36	35
Customary	3.6	3.1	3.0
CHIARANO			
Customary	53	36	34
I-80	47	40	37
I-40	57	41	40
MARCHESALE			
Innovative	22	21	24
Customary	15	19	20

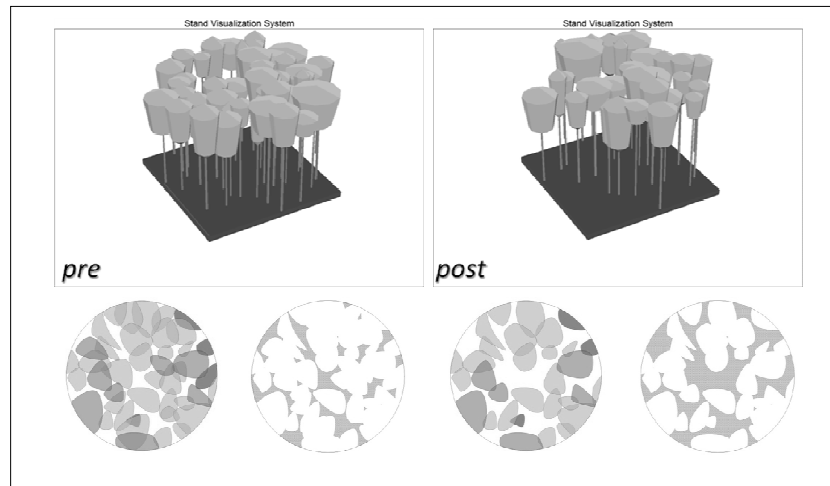


Figure 1. Sample plot before and after customary thinning implementation at Cansiglio.
Figura 1. Area campione prima e dopo il diradamento tradizionale a Cansiglio.

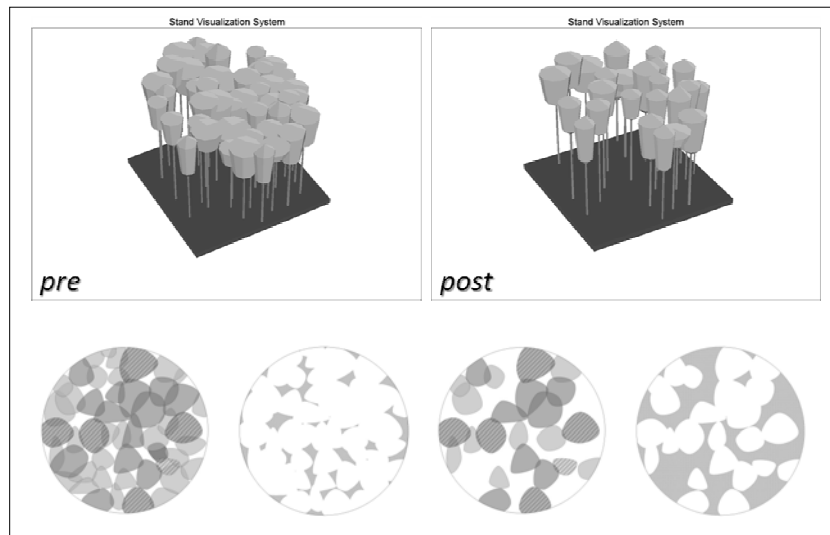


Figure 2. Sample plot before and after innovative thinning implementation at Cansiglio.
Figura 2. Area campione prima e dopo il diradamento innovativo a Cansiglio.

RIASSUNTO

Selvicoltura adattativa per affrontare le nuove sfide: l'esperienza ManForCBD

Selvicoltura adattativa per affrontare le nuove sfide: l'esperienza ManForCBD.

Obiettivi del progetto LIFE+ 'Managing forests for multiple purposes: carbon, biodiversity and socio-economic wellbeing' sono il disegno e la realizzazione di pratiche colturali adattative per: (i) mantenere l'accrescimento del bosco, quindi la capacità di sequestro di carbonio nel soprassuolo e nel suolo e la 'salute e vitalità' del sistema su tempi di permanenza prolungati, (ii) ridurre la evidente omogeneità strutturale e il livello di competizione simmetrica, (iii) promuovere una maggiore biodiversità. Requisito essenziale alle pratiche colturali applicate è quello della sostenibilità economica. Questo è ritenuto essere l'approccio necessario per affrontare l'incertezza futura e realizzare una maggiore capacità adattativa a scenari non predittibili. Il progetto

si attua su dieci siti, 7 in Italia e 3 in Slovenia. Si riportano qui i primi risultati relativi a quattro faggete disposte lungo il gradiente latitudinale Cansiglio (Veneto) età 120-140, Vallombrosa (Toscana) 110-160, Chiarano (Abruzzo) 70, Marchesale (Calabria) 75. Il disegno con repliche ha posto a confronto: (i) il diradamento tradizionale di tipo basso o misto sull'intera superficie; (ii) il criterio innovativo del diradamento di tipo alto nei siti di età maggiore e diradamento selettivo su un numero prefissato (40-80 soggetti) per ettaro nei siti più giovani.

I primi risultati evidenziano la intensità di prelievo superiore della pratica innovativa rispetto a quella ordinaria, supportata comunque dalle provvigioni relativamente elevate per la densità piena. La struttura si differenzia e si pongono le basi per una ulteriore differenziazione. Si modificano anche tessitura, dimensioni e distribuzione relativa dei vuoti nel piano delle chiome. Il monitoraggio continuo, come prassi nelle applicazioni di carattere adattativo, produrrà elementi ulteriori di analisi e di aggiustamento nel seguito del progetto.

REFERENCES

- Becagli C., Puletti N., Chiavetta U., Cantiani P., Salvati L., Fabbio G., 2013 – *Early impact of alternative thinning approaches on structure diversity and complexity at stand level in two beech forests in Italy*. Annals of Silvicultural Research, 37 (1): 55-63.
- Bertini G., Amoriello T., Fabbio G., Piovosi M., 2011 – *Forest growth and climate change. Evidences from the ICP-Forests intensive monitoring in Italy*. iForest, 4: 262-267.
- Bessegga C.A., 2008 – *Evoluzione storica delle tecniche selvicolturali nella foresta del Cansiglio*. Facoltà di Agraria, Università di Udine, p. 92.
- De Vries W., Solberg S., Dobbertin M., Sterba H., Laubhahn D., Reinds G.J., Nabuurs G.J., Gundersen P., Sutton M.A., 2008 – *Ecologically implausible carbon response?* Nature, 451: 26-28.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature06579>
- Del Río M., Condés S., Pretzsch H., 2014 – *Analyzing size-symmetric vs. size-asymmetric and intra- vs. inter-specific competition in beech (Fagus sylvatica L.) mixed stands*. Forest Ecology and Management, 325: 90-98.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.047>
- Dobbertin M., de Vries W., 2008 – *Interactions between climate change and forest ecosystems*. In R. Fischer (Ed.) Forest Ecosystems in a Changing Environment: identifying future monitoring under research needs. Report COST workshop, Istanbul Turkey.
- Etzold S., Waldner P., Thimonier A., Schmitt M., Dobbertin M., 2014 – *Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: recent disturbances matter*. Forest Ecology and Management, 311: 41-55.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.040>
- Fabbio G., Bertini G., Calderisi M., Ferretti M., 2006 – *Status and trend of tree growth and mortality rate at the CONECOFOR plots, 1997-2004*. Annali CRA-SEL, 34: 11-20.
- FAO, 2014 – *State of the world forests. Enhancing the socioeconomic benefit from forests*. Rome 2014.
- Ferretti M., Marchetto A., Arisci S., Bussotti F., Calderisi M., Carnicelli S., Cecchini G., Fabbio G., Bertini G., Matteucci G., De Cinti B., Salvati L., Pompei E., 2014 – *On the tracks of Nitrogen deposition effects on temperate forests at their southern European range - an observational study from Italy*. Global Change Biology, 20: 3423-3438.
<http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12552>
- Fichtner A., Sturm K., Rickert C., von Oheimb G., Hardtle W., 2013 – *Crown size-growth relationships of European beech (Fagus sylvatica L.) are driven by the interplay of disturbance intensity and inter-specific competition*. Forest Ecology and Management, 302: 178-184.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.027>
- Galipò G., 2012 – *Personal communication*.
- Kahle H.P., Karjalainen T., Schuck A., Eds 2008 – *Causes and consequences of forest growth trends in Europe. Results of RECOGNITION Project*. Brill, Leiden, Boston Koln.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Gonzalo J.G., Seidl R., Delson S., Corona P., Kolstrom M., Lexer M.L., Marchetti M., 2010 – *Climate change impacts, adaptive capacity and vulnerability of European forest ecosystems*. Forest Ecology and Management, 259: 698-709.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Magnani F., Mencuccini M., Borghetti M., Berninger F., Delzon S., Grelle A., Hari P., Jarvis P.G., Kolari P., Kowalski A.S., Lankreijer H., Low B.E., Lindroth A., Loustau D., Manca G., Moncrieff J.B., Rayemnt M., Tedeschi V., Grace J., 2007 – *The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests*. Nature, 447: 848-850.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature05847>
- MCPFE, 2011 – *State of Europe's Forests 2011. Status and trend in sustainable forest management in Europe*. Helsinki, Finland.
- Nabuurs G.J., Lindner M., Verkerk P.J., Gunia K., Deda P., Michalak R., Grassi G., 2013 – *First signs of carbon sink saturation in European forest biomass*, Nature Climate Change, 3: 792-796.
<http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1853>
- Pretzsch H., 2014 – *Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures*. Forest Ecology and Management, 327: 251-264.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.027>
- Seidl R., Schelhaas M.J., Rammer W., Verkerk P.J., 2014 – *Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage*. Nature Climate Change, 4: 806-81.
<http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2318>
- Solberg S., Dobbertin M., Reinds J.G., Lange H., Andreassen K., Garcia Fernandez P., Hildingsson A., de Vries W., 2009 – *Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: a stand growth approach*. Forest Ecology and Management, 258 (8): 1735-1750.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.057>
- Spiecker H., Mielikainen K., Kohl M., Skovsgaard J.P., 1996 – *Growth trends in European forests*. European Forest Institute, Springer Verlag Berlin and Heidelberg, p. 372.
- Stephenson N.L., Das A.J., Condit R., Russo S.E., Baker P.J., Beckman N.G., Coomes A., LineS R., Morris K., Ruger N., Alvarez E., Blundo C., Bunyavechewin S., Chuyong G., Zavala M.A., et al., 2014 – *Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size*. Nature.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature12914>

IL MERCATO VOLONTARIO FORESTALE DEL CARBONIO IN ITALIA

Saverio Maluccio¹, Raoul Romano¹, Lucio Brotto², Daria Maso², Giulia Corradini²
Alessia Portaccio², Lucia Perugini³, Maria Vincenza Chiriaco³

¹Osservatorio foreste CREA, Roma; maluccio@inea.it

²TESAF, Università degli studi di Padova, Legnaro (PD)

³DIBAF, Università della Tuscia, Viterbo

La compensazione delle emissioni attraverso progetti in ambito forestale, è riconosciuta nelle strategie internazionali di lotta al cambiamento climatico (Protocollo di Kyoto).

Durante la prima fase del PK, l'Italia si è avvalsa molto del settore forestale per il raggiungimento dei suoi impegni di riduzione, circa 15 MtCO₂eq/anno (ISPRA, 2014) equivalente al 27,0% del totale conteggiato da tutte le attività LULUCF dell'UE15 (calcolato dai dati Eea 2013), e anche per il secondo periodo d'impegno (2013-2020) il settore agro-forestale continuerà ad avere un ruolo importante.

Parallelamente agli impegni regolamentari, i progetti forestali di compensazione trovano ambito di applicazione anche nel mercato volontario del carbonio. Tale mercato è alimentato da iniziative volontarie, realizzate da soggetti privati e pubblici, al fine di migliorare la loro impronta carbonica contribuendo alla mitigazione ai cambiamenti climatici.

Il lavoro che presentiamo è il risultato di un'indagine triennale (2011-2014), condotta dal Nucleo Monitoraggio Carbonio (NMC) e promossa dall'Osservatorio Politiche Strutturali del CREA, in collaborazione con il Dipartimento TESAF dell'Università di Padova, il Dipartimento DIBAF dell'Università della Tuscia e la Compagnia delle Foreste srl.

I dati sono stati ottenuti attraverso un questionario on-line. Dal confronto tra le transazioni avvenute nel 2011 (244.181 tCO₂eq), il 2012 (144.515 tCO₂eq) e 2013 (60.808 tCO₂eq) emerge una diminuzione dei volumi scambiati.

Parallelamente all'indagine sui crediti di carbonio, il NMC sponsorizza il Codice Forestale del carbonio (CFC), un documento che definisce linee guida comuni basate sulle buone pratiche applicate in altri paesi per la realizzazione di progetti forestali la cui azione possa essere riconosciuta dal mercato istituzionale e possa contribuire sinergicamente al raggiungimento degli impegni internazionali sottoscritti dal nostro Paese nella lotta al cambiamento climatico.

Parole chiave: crediti di carbonio, mercato del carbonio, Protocollo di Kyoto, progetti forestali, compensazioni.

Keywords: carbon credits, voluntary market, Kyoto Protocol, forest project, offset.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-sm-mer>

1. Il Mercato dei crediti di carbonio agroforestali

1.1 Mercato istituzionale

L'importanza delle foreste nel contenere l'effetto serra e combattere i cambiamenti climatici è ben conosciuta a livello internazionale (IPCC, 2007, IPCC 2014, FAO, 2010) e sancita da accordi internazionali, sottoscritti anche dall'Italia, come la Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC) e il Protocollo di Kyoto (PK).

L'Italia, per il primo periodo di impegno 2008-2012 del PK, ha conteggiato le emissioni/assorbimenti derivanti dal settore forestale (attività di afforestazione/riforestazione, deforestazione e gestione forestale). Queste attività permettono un potenziale medio di assorbimento di carbonio di circa 15 MtCO₂eq/anno (ISPRA, 2014). La prima fase del PK è ormai terminata. Le emissioni di gas serra in Italia, escludendo il settore agroforestale, sono diminuite del

5,8% tra il 1990 e il 2011, passando da 519 a 465 MtCO₂eq, anche a causa alla crisi economica. In media, nel quinquennio 2008-2012 le emissioni annuali sono state di circa 497 MtCO₂eq. Il target di riduzione stabilito con il Pk, pari a - 6,5% rispetto ai livelli di riferimento del 1990, corrisponde ad un ammontare di emissioni annuali pari a 483 MtCO₂eq (elaborazione dati ISPRA, 2014). Ne risulta una differenza di emissioni da colmare di 14 MtCO₂eq annue per raggiungere gli obiettivi prefissati. I crediti di carbonio generabili dalle attività forestali (afforestazione/riforestazione e deforestazione e gestione forestale), contribuiscono dunque in maniera sostanziale al raggiungimento del target di riduzione nazionale.

Anche per il secondo periodo d'impegno del protocollo di Kyoto (2013-2020) il settore agro-forestale continuerà ad avere un ruolo importante per il raggiungimento degli obiettivi di riduzione, seppur con sostanziali cambiamenti rispetto alle regole stabilite per il primo pe-

riodo d'impegno, come l'individuazione di nuove attività (drenaggio e ripristino zone umide); l'obbligatorietà del conteggio della gestione forestale e modifica delle sue modalità di contabilizzazione; il riconoscimento del carbonio stoccato nei prodotti legnosi e la possibilità di esclusione delle emissioni derivanti da disturbi naturali eccezionali quali gli incendi.

La gestione forestale verrà contabilizzata attraverso il confronto con uno scenario di continuità delle pratiche correnti, che per l'Italia equivale a -22,16 MtCO₂/anno per il periodo 2013-2020. Tale dato è stato calcolato utilizzando un modello che prevede un incremento delle utilizzazioni forestali nell'ordine del 28% rispetto alla media storica 2003-2008 e inserendo nel conteggio del carbonio stoccato i cosiddetti *Harvested Wood Product* (Hwp), quali: carta, segati e lavorati, provenienti da utilizzazioni forestali nelle aree sottoposte a gestione forestale.

Solo aumentando l'assorbimento rispetto a tale livello l'Italia contabilizzerà dei crediti dalla gestione forestale, se invece il *sink* forestale diminuirà rispetto al livello verranno generati dei debiti.

1.2 Mercato volontario

Il mercato volontario del carbonio è un vero e proprio mercato operante attivamente da circa 10 anni, al quale partecipano vari soggetti.

Diverse sono le motivazioni che spingono attori pubblici e privati a compiere azioni compensative. Sussistono motivazioni etiche e ideali nei confronti della protezione dell'ambiente e pratiche di sostegno ambientale come atti di responsabilità sociale d'impresa (*Corporate Social Responsibility*).

D'altro canto, in una società di consumatori che si dice sempre più attenta ai problemi dei cambiamenti climatici, le azioni compensative sono mosse dalla volontà di miglioramento della propria immagine aziendale e di aumento del potere di mercato. Ecco che la riduzione dei gas serra, supportata da loghi e pubblicità, diviene strumento di promozione, di green marketing, per prodotti e aziende. In questo senso, la compensazione di emissioni nel settore forestale, piuttosto che in ambiti legati al risparmio energetico, ha un vantaggio: la distruzione delle foreste rappresenta oggi un messaggio molto forte, di grande impatto sul pubblico e di facile comprensione.

Un uso distorto di azioni di green marketing può portare al rischio di *green washing*, ovvero ad un'ingiustificata appropriazione di virtù ambientaliste da parte delle organizzazioni, mirata alla creazione di un'immagine positiva al fine di distogliere l'attenzione da proprie responsabilità nei confronti di impatti ambientali negativi.

Analogamente a quanto accade nel mercato istituzionale, nel mercato volontario si scambiano crediti di carbonio, denominati generalmente *Vers* (*Verified Emission Reductions*).

Nel mercato volontario le transazioni avvengono al di fuori delle regole cap and trade, che regolano il mercato istituzionale, e sono svincolate dagli obblighi internazionali firmati con il PK. Le transazioni nel

mercato volontario classificate come OTC (*Over The Counter*), sono quelle che non rientrando in nessuna piattaforma di scambio prestabilita, essendo caratterizzate generalmente da negoziazioni dirette o bilaterali. Di conseguenza, le tipologie progettuali, gli attori coinvolti, le regole e gli standard utilizzati sono variabili.

Uno dei problemi che possono verificarsi nelle transazioni di questo tipo è il doppio conteggio dei crediti. Lo stesso credito di carbonio, se non tracciato, può essere, infatti, venduto più volte, invalidando il beneficio climatico che ne deriva.

A questo scopo esistono i registri, tipicamente dei database pubblicati online, dove ogni singolo credito è censito e ne sono indicati la provenienza, il compratore e l'acquirente.

Per evitare rischi, per migliorare la qualità dei progetti compensativi e per aumentare l'affidabilità del prodotto in vendita, esistono buone prassi, metodologie e standard.

Secondo quanto riportato dal report di *Ecosystem Marketplace* (Goldstein *et al.*, 2014), nel mercato volontario del carbonio forestale, durante l'anno 2013, si è registrato il numero di transazioni più elevato in assoluto rispetto agli anni precedenti di indagine. Le attività di compensazione sono state motivate prevalentemente dalla volontà di soddisfare gli impegni di *Corporate Social Responsibility* (CSR). Per il settore *Agriculture, Forestry and Other Land Uses* – (agricoltura, selvicoltura, e altri usi del suolo-AFOLU), nel 2013 sono state scambiate in totale 32,7 MtCO₂eq in totale, con un aumento del 17% rispetto al 2012. La domanda di crediti generati da progetti REDD+ in termini di volume è quasi triplicata rispetto al 2012 (24,7 MtCO₂eq), con progetti implementati per il 70% in America Latina, su una superficie di oltre 20 milioni di ettari.

Inoltre, grazie ad un progetto sviluppato nello Stato di Acre, in Brasile, il REDD+ si dimostra maturo abbastanza da passare da una fase di "preparazione" (*readiness*) ad una di vero e proprio pagamento in base alla performance resa. Facendo riferimento al volume del mercato in generale, la tipologia progettuale afforestazione/riforestazione (A/R) è stata la più popolare, con 60 progetti attivi su 1,6 milioni di ha in tutti i continenti. Tuttavia, i volumi delle transazioni di tali progetti si discostano largamente da quelli registrati dal REDD+ con 3,5 MtCO₂eq.

Grazie ai progetti di Miglioramento della Gestione Forestale (*Improved Forest Management*, IFM) sono state transate appena 2,7 MtCO₂eq.

In totale, il volume dei crediti di carbonio generati secondo uno standard equivale a 32,2 MtCO₂eq, di cui i progetti sviluppati secondo metodologie del *Verified Carbon Standard* (VCS) hanno generato 14,6 MtCO₂eq (46% di tutte le attività di mercato), mentre 12,6 MtCO₂eq sono state generate tramite l'implementazione di uno standard interno.

In generale, i progetti di carbonio forestali hanno fornito molti co-benefici nel 2013, tra cui 9.000 posti di lavoro, 13 milioni di ha di habitat per le specie in via di estinzione, e 41 M\$, impiegati per

l'istruzione, la sanità e le infrastrutture nei Paesi ospitanti i progetti.

2. Metodologia

L'obiettivo specifico dell'analisi è rilevare le principali caratteristiche dell'attività delle organizzazioni che sviluppano progetti di carbonio in ambito forestale e che compiono transazioni delle riduzioni di emissioni generate da essi, o che operano da broker o rivenditori. Contestualmente si intendono rilevare i progetti stessi.

Lo studio riguarda prevalentemente dati inerenti all'offerta di riduzioni delle emissioni; si riportano tuttavia anche dati riguardanti la domanda e gli acquirenti (sulla base dei dati forniti dall'offerta). La raccolta delle informazioni è avvenuta tramite un questionario ai cui compilatori/intervistati è stato chiesto di classificare le proprie attività in base a:

- il ruolo che l'organizzazione riveste nelle transazioni;
- la tipologia di organizzazione;
- le tipologie progettuali¹;
- la dimensione progettuale, ossia il volume di crediti generato o venduto;
- l'uso di standard, linee guida, metodologie e registri;
- la tipologia di contratto utilizzato per la transazione.

L'indagine ha rilevato dati non solo derivanti dalle transazioni di crediti scambiati nell'ambito di dinamiche di mercato, ma anche crediti derivanti da meccanismi della cooperazione internazionale, o scaturiti da progetti pilota promossi da privati e pubbliche amministrazioni (quello che sarà a seguito definito "mercato strutturato").

Il questionario è stato divulgato attraverso siti web e riviste di settore e si divide in due parti: una prima parte strettamente legata al monitoraggio delle transazioni, ed una seconda parte tesa ad analizzare gli aspetti specifici di ciascun progetto forestale di generazione crediti.

Alle risposte fornite attraverso i questionari hanno fatto seguito le informazioni raccolte tramite interviste dirette ai partecipanti o fornite indirettamente dalle organizzazioni coinvolte nella fornitura di servizi quali standard, linee guida e registri dei crediti. Le informazioni sono state infine, qualora possibile, controllate attraverso la consultazione di fonti informative on-line.

Una transazione sussiste qualora i crediti generati dai progetti forestali sono, attraverso diverse forme contrattuali, ceduti dal venditore al compratore. Le statistiche, salvo diversamente specificato, si riferiscono quindi solamente a quei progetti che hanno già iniziato la fase di vendita dei crediti di carbonio. I volumi e i valori annuali delle transazioni sono sempre

riferiti all'anno in cui è avvenuta la transazione economica o il contratto di vendita è stato siglato.

Il report identifica i prodotti e servizi generati sotto forma di "crediti di carbonio" o "carbon offset". Tuttavia non tutte le transazioni rilevate generano effettivamente dei crediti/offset. Di conseguenza per la finalità del report i termini "crediti" o "offset" sono da intendersi nell'accezione più ampia, accomunati dal fatto che rappresentano riduzioni delle emissioni attraverso progetti forestali. L'unità di misura utilizzata è la tonnellata di anidride carbonica equivalente (tCO₂eq), mentre i valori monetari sono riportati in € salvo diversamente specificato. La struttura del questionario è armonizzata con le analisi di mercato sviluppate da Ecosystem Marketplace, così da facilitare l'inclusione dei dati raccolti nei report internazionali "State of the Voluntary Carbon Markets" e "State of the Forest Carbon Markets"².

I dettagli dei singoli progetti forestali saranno riassunti e consultabili on-line al sito <http://www.rivistasherwood.it/serviziecosistemici/>, nella sezione Inventario Progetti Forestali del Carbonio.

L'indagine ha rilevato i dati non solo delle transazioni di crediti generati attraverso dinamiche di mercato, ma anche i crediti derivanti dai meccanismi della cooperazione internazionale o scaturiti a seguito di progetti pilota di privati e pubbliche amministrazioni.

3. Risultati e discussione

In questo lavoro analizziamo il mercato volontario dei crediti di carbonio agroforestali in cui sono coinvolte organizzazioni italiane avvalendoci dei dati raccolti nell'ambito del progetto promosso dall'Osservatorio Politiche Strutturali (OPS) e realizzato dal gruppo di lavoro del NMC. Quindi analizzeremo i risultati dei report 2012 e 2013 e 2014 che si riferiscono alle transazioni di crediti avvenute nel 2011 e nel 2012 e 2013.

3.1 Organizzazioni e progetti

Nei 3 anni presi in considerazione il numero delle organizzazioni il numero di progetti che hanno partecipato al questionario hanno subito delle variazioni sostanziali che non permettono un bilancio statistico attendibile ma ci danno la possibilità di analizzare il reale andamento del mercato volontario forestale Italiano degli ultimi 3 anni.

Il numero di nuovi progetti segnalati è diminuito nel corso degli anni, da 20 nel 2012 a 14 nel 2013, fino a 11 nel 2014; il numero delle organizzazioni partecipanti, 17 nel 2012, è diminuito a 12 nel 2013 e nel 2014. I soggetti coinvolti sono stati, sempre, per la maggior parte "sviluppatori di progetti", prevalentemente facenti parte del settore no-profit.

3.2 Volumi e prezzi

Nel triennio di indagine i prezzi rilevati sono variati da un minimo di 2,55 a un massimo di 67 €/tCO₂eq. Il

¹ Come nei report del NMC, pur essendo consapevoli delle peculiarità (selvicolture, geografiche, ambientali, finanziarie, sociali, ecc.) che caratterizzano ciascun progetto, si è mantenuta la classificazione nelle tipologie progettuali utilizzate nelle pubblicazioni di Ecosystem Marketplace "State of the forest carbon markets" al fine di consentire l'integrazione con i dati raccolti a livello internazionale.

² I report sono disponibili al sito www.ecosystemmarketplace.com

valore complessivo del mercato è di 1,03 M€ nel 2013, leggermente superiore al valore del 2012 (1.01 M€), ma decisamente inferiore alle transazioni del 2011 che ammontavano a 2.02 M€.

Purtroppo il valore medio dei prezzi (Figura 2) è sempre stato ricavato da una scarsa quantità di dati iniziali; in ogni caso i prezzi sembrano essere aumentati contrariamente a quanto accaduto al volume di crediti scambiati. Infatti le transazioni annue legate ai progetti segnalati nell'indagine sono variate da un volume di 244.2181 tCO₂eq nell'indagine del 2012 a 144.515 tCO₂eq in quella del 2013 a 60.080 tCO₂eq nel 2014.

Il grafico, oltre alla non correlazione tra i 2 parametri nei diversi anni presi in esame, mostra un marcato aumento dei prezzi nell'indagine del 2014 e un costante decremento dei volumi scambiati. Il calo del volume di mercato dei crediti potrebbe essere imputato al minor numero di attori coinvolti nell'indagine; mentre l'aumento dei prezzi suggerisce una scelta del compratore verso progetti di maggior qualità.

3.3 Standard, metodologie e registri

Sia nel sondaggio condotto nel 2012 che nel 2013 si riscontra che i progetti forestali di fissazione del carbonio, relativi alle organizzazioni italiane, non si sono appellati a certificazioni di parte terza; mentre nel 2014 abbiamo registrato il primo progetto con certificazione di parte terza italiana (VCS). Nonostante i progettisti abbiano dimostrato di essere a conoscenza di strumenti di verifica esterna della qualità dei progetti, la maggior parte fa ricorso all'uso di linee guida interne (Tab. 1).

In molti casi i progettisti fanno riferimento a uno o più standard, che vengono utilizzati come linee guida, (*Gold Standard, Iso 14064, Verified Carbon Standard - Vcs, Social Carbon*) nonché a ulteriori standard applicabili alla gestione forestale (*Forest Steward Council - FSC e Programme for Endorsement of Forest Certification schemes - PEFC*) senza però che sia intrapreso alcun processo di certificazione dei crediti.

La ridotta affidabilità nella quantificazione dei crediti generati è determinata dall'assenza di riferimenti a metodologie e standard internazionali di riferimento e, soprattutto, dalla mancanza di una certificazione indipendente. Si rileva inoltre che l'assenza di riferimento a registri pubblici contribuisce a mantenere decisamente nebulosa e poco trasparente l'informazione relativa ai quantitativi effettivi generati e venduti, aumentando di conseguenza le potenziali critiche al mercato stesso.

4. Il Codice Forestale del Carbonio

Il Nucleo Monitoraggio del Carbonio, al fine di incentivare il mercato volontario dei crediti di carbonio e "stimolare un'economia a basse emissioni di carbonio", come richiesto dalla Strategia Europa 2020, promuove il Codice forestale del Carbonio: un processo condiviso e partecipato con gli attori privati e pubblici operanti nel mercato volontario dei crediti di carbonio.

Il CFC definisce le Linee Guida e di indirizzo per la rea-

lizzazione di progetti forestali, su proprietà pubbliche e private, la cui azione possa essere riconosciuta dal mercato istituzionale e contribuire sinergicamente al raggiungimento degli impegni internazionali sottoscritti dal nostro Paese nella lotta al cambiamento climatico. Il Codice si propone, quindi, come iniziativa di autoregolamentazione su base volontaria, supportata da ampio consenso delle parti sociali e imprenditoriali coinvolte e basata sulle *best practices* maturate in altri paesi, in attesa che lo Stato intervenga con chiarimenti normativi sui diritti di proprietà dei crediti e/o sui metodi di compensazione diretti ed indiretti dei gestori forestali e agricoli, anche al fine di prevenire il doppio conteggio e la doppia remunerazione dei crediti ovvero il loro utilizzo contemporaneo nel mercato istituzionale e in quello volontario.

La versione attuale del CFC è il risultato finale di varie revisioni che si sono susseguite dopo altrettanti fasi di confronto pubblico on-line da parte degli stakeholder di settore i quali hanno anche provveduto a sottoscrivere ufficialmente il documento.

Quest'ultimo è stato sottoposto al Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali, il quale dopo aver espresso attenzione e interesse al nostro lavoro, ha proceduto finalmente e come da accordi, a inviare una lettera (protocollo MIPAAF, n. 12695 del 16 Ottobre 2013) al Ministero dell'Ambiente, Tutela del Territorio e del Mare con cui si richiede l'apertura di un tavolo tecnico di lavoro interministeriale sul mercato volontario dei crediti di Carbonio in Italia.

5. Conclusioni

L'indagine "Stato del Mercato forestale del carbonio in Italia" grazie alla partnership stabilita con *Ecosystem Marketplace*, è un'opportunità unica per diffondere l'esperienza italiana nel mercato volontario del carbonio a livello internazionale. I risultati dell'indagine rientrano nella pubblicazione "*State of the Forest Carbon Markets 2013 Report*", prodotta da *Forest Trends*, leader nella statistiche globali sui pagamenti dei servizi ambientali delle foreste. Il lavoro del Nucleo rappresenta, quindi, un reale contributo per rendere più efficace e trasparente la gestione del sistema volontario nazionale, disponendo di informazioni concrete e scientificamente valide, proponendo momenti di incontro e discussione al fine di coordinare gli attori operanti nel sistema volontario nazionale e definendo proposte metodologiche condivise con le Istituzioni competenti.

L'ultimo report del Nmc conferma gli andamenti del mercato già rilevati nel 2013: un settore nel quale le organizzazioni no-profit giocano il ruolo principale, nel quale i progetti sono sviluppati principalmente all'estero (Africa e Sud America) e sono caratterizzati dall'uso di specie native. Il valore del mercato italiano nel 2013 rimane pressoché inalterato rispetto al 2012, con valori che superano di poco il milione di euro, mentre cala il volume totale di crediti venduti che si attesta ad un minimo storico di 60.080 tCO₂eq nel 2013. In positiva controtendenza rispetto al mercato internazionale è invece l'andamento dei prezzi dei crediti di carbonio che nel 2013 toccano il picco storico italiano, posizionan-

dosi a 17€/ tCO₂eq.

La diminuzione dei volumi e l'aumento dei prezzi potrebbe suggerire una selezione verso progetti di maggiore qualità. Tale affermazione è solo in parte vera. Infatti, se il 2013 è l'anno del primo progetto con certificazione di parte terza italiana (VCS), non si possono ignorare i molti progetti che operano in assenza di linee guida e standard qualitativi. Allo stesso tempo si evidenzia come molti progetti usino linee guida e standard qualitativi interni, una strategia mirata al contenimento dei costi per i progetti di micro o

piccola scala, scelta che potrebbe però sollevare critiche. Due soluzioni in tal senso possono essere le pratiche di aggregazione dei progetti come le forme di associazionismo tipiche del settore forestale e le certificazioni di gruppo su modello degli schemi di certificazione forestale (es. *Forest Stewardship Council* – *FSC*). Sul fronte della politica nazionale il Post Kyoto rimarrà in sospenso fino alla COP 2016 di Parigi mentre il Codice Forestale del Carbonio, ottimo esempio di regolamentazione dal basso, attende ancora prese di posizione da parte della politica italiana.

Tabella 1. Tabella uso di standard di terza parte, linee guida e standard interni.

<i>Linee Guida con assenza di verifica esterna e Standard con verifica di parte terza</i>	2012	2013	2014
Linee guida PATN	4	7	
Treedom standard	2	3	3
Codice Etico Parchi per Kyoto		1	2
Altre linee guida interne	3	1	
Nessuno standard		7	4
Linee guida carbomicro	2		
Linee guida Rina	2		
Carbomark	1	1	1
Verified Carbon Standard (VCS)			1

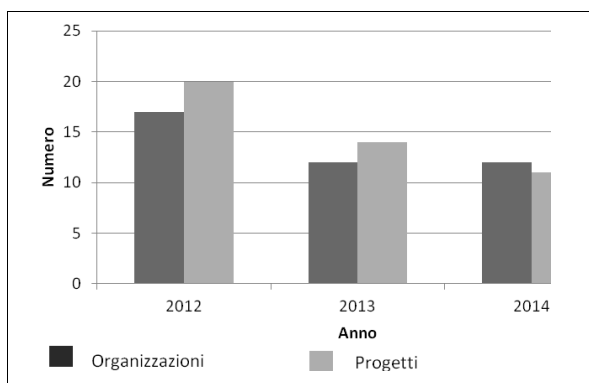
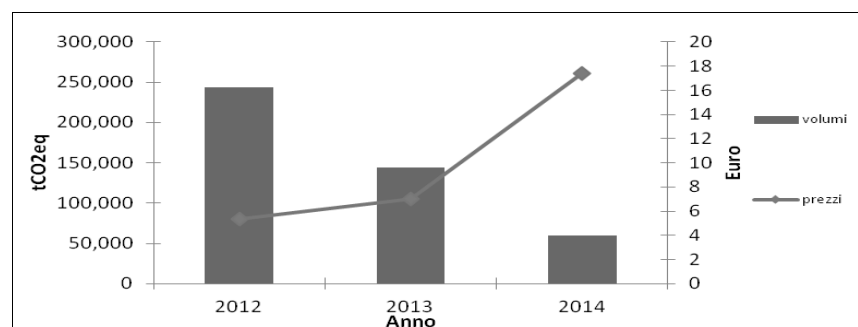


Figura 1. Variazione numero progetti e organizzazioni nel triennio di indagine.

Figura 2. Volumi e prezzi registrati nel triennio di indagine.



SUMMARY

The voluntary forest market of carbon credits in Italy

This paper presents the results of the three-years analysis and monitoring (2011-2014) of the voluntary market of carbon credits generated by forestry projects, dealing with compensation of greenhouse gas emissions. The analysis has been realized by the Monitoring Carbon Center (NMC) and promoted by the Structural Policies Observatory of CREA, in collaboration with the Forest Observatory Cfc, Tesaf Department of the University of Padova, Dibaf Department of the University of Tuscia and Compagnia delle Foreste srl. Voluntary market data have been collected through an online questionnaire. The comparison between the transactions occurred in 2011 (244.181 tCO₂eq) 2012 (144.515 tCO₂eq) and 2013 (60.808 tCO₂eq) underlines a negative variation in the volume evaluations partially due to the decrease of participants in the compared years. Despite this decrease, it seems however that internationally the market is growing fast, according to what has been underlined by Ecosystem Marketplace in 2013, a partner of Nmc for the voluntary market of carbon credits. The Nmc sponsors the Carbon Forest Code (CFC), a document that promotes a shared process between private and public actors in the voluntary carbon credits market. The CFC defines common guidelines based on the best practices applied in other countries for the implementation of forestry projects on public and private land whose action can be recognized by institutional market

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

Cesaro L., Romano R., Zumpano C., 2013 – *Foreste e politiche di sviluppo rurale*. Stato dell'arte, opportunità mancate e prospettive strategiche, Inea.

Goldstein A., Gonzalez G., 2014 – *Turning over a New Leaf State of the Forest. Carbon Markets 2014* For: Forest Trends' Ecosystem Market Place, Washington DC, pp. 110.

IPCC, 2003 – *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.

ISPRA, 2013 – *Italian greenhouse gas inventory 1990-2011; National Inventory Report 2013*. Annual Report For Submission Under The UN Framework Convention On Climate Change And The European Union's Greenhouse Gas Monitoring Mechanism.

Nucleo Monitoraggio Carbonio INEA, 2012 – *Stato del mercato forestale del carbonio in Italia 2012*.

Nucleo Monitoraggio Carbonio INEA, 2013 – *Stato del mercato forestale del carbonio in Italia 2013*.

Nucleo Monitoraggio Carbonio INEA, 2014 – *Stato del mercato forestale del carbonio in Italia 2014*.

Ecosystem Marketplace, 2012 – *Leveraging the Landscape: State of the Forest Carbon Markets 2012*. Molly Peters-Gonzalez S.G and Yin D., For Forest Trends' Ecosystem Market Place, Washington DC, pp. 105.

Ecosystem Marketplace, 2013 – *Maneuvering the Mosaic: State of the Voluntary Carbon Markets 2013*. Molly Peters-Stanley and Daphne Yin for Forest Trends' Ecosystem Marketplace & Bloomberg New Energy Finance, Washington DC, pp. 126.

Ecosystem Marketplace, 2013 – *Covering New Ground: State of the Forest Carbon Markets 2013*. Molly Peters-Stanley, Gloria Gonzalez and Yin D., for Forest Trends' Ecosystem Market Place, Washington DC, pp.101.

Zenia S., Ellysar B., 2011 – *BioCarbon Fund Experience: Insights from Afforestation and Reforestation Clean Development Mechanism Projects*.

UNFCCC, 2012 – *Clean Development Mechanism - CDM Methodology Booklet* (Vol. 2012).

STIMA DEI SERVIZI ECOSISTEMICI FORNITI DALLE FORESTE ITALIANE: PRIMI RISULTATI DEL PROGETTO LIFE+ MAKING GOOD NATURA

**Davide Marino^{1,5}, Uta Schirpke^{3,4}, Pierluca Gaglioppa², Rossella Guadagno¹, Angelo Marucci¹
Margherita Palmieri¹, Davide Pellegrino⁷, Bruna Comini⁶, Benedetta Concetti⁶**

¹University Consortium for Socioeconomic and Environmental Research (CURSA), Roma, Italy; r.guadagno@cursa.it

²Lands Onlus

³Institute for Alpine Environment, EURAC research, Bolzano, Italy

⁴Institute of Ecology, University of Innsbruck, Innsbruck, Austria

⁵Department of Bioscience and Territory, University of Molise, Pesche (IS), Italy

⁶ERSAF (Regional Authority for Agriculture and Forest Services), Gargnano (BS), Italy

⁷University of Sapienza, Roma, Italy

La conservazione di habitat e specie può essere garantita non solo attraverso le tradizionali azioni di conservazione ma anche riconoscendo i servizi forniti dagli ecosistemi e aumentando la consapevolezza del loro valore da parte delle comunità locali; le foreste presenti nei siti della Rete Natura 2000, in particolare, forniscono numerosi servizi ecosistemici (SE) fondamentali per il benessere delle popolazioni locali. Nel contesto italiano il progetto LIFE+ MGN sta indagando nuovi possibili meccanismi di (auto)finanziamento di alcuni siti agro-forestali della Rete Natura 2000 basati sulla valutazione dei principali SE forniti da queste aree. La scelta dei SE prioritari è stata condotta attraverso analisi cartografiche, indagini dirette tramite questionario alle autorità di gestione dei siti e incontri con i principali stakeholder istituzionali e privati. Nel presente lavoro, in particolare, sono stati valutati i SE che rivestono maggiore importanza in 2 dei 21 siti pilota, a carattere prevalentemente forestale: Alto Garda Bresciano (ZPS IT2070402) e Monti Alburni (SIC/ZPS IT8050055). Dai risultati emerge l'importanza di una stima qualitativa e quantitativa dei SE legati alle foreste per orientare la pianificazione e la gestione forestale verso obiettivi di sostenibilità ambientale ed economica; l'introduzione di strumenti di remunerazione quali PES, tipo-PES o altre forme di accordo volontario, attraverso il coinvolgimento degli stakeholder, potrebbe consentire di aumentare l'efficacia di gestione dei siti Natura 2000 e raggiungere gli obiettivi di conservazione della biodiversità.

Parole chiave: foreste, pianificazione, servizi ecosistemici, Natura 2000, pagamenti per servizi ecosistemici.

Keywords: forests, planning, ecosystem services, Natura 2000, payments for ecosystem services.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-dm-sti>

1. Introduzione

1.1 Il ruolo delle foreste nella produzione di servizi ecosistemici e la loro importanza socio-economica

Negli ultimi venti anni la comunità scientifica ha dedicato particolare attenzione nel mettere in luce le diverse componenti – legate agli usi diretti, indiretti, al valore di opzione e al “non uso” (Tab. 1) – del valore economico totale (VET) dei beni ambientali, tra cui le foreste. Le componenti del VET possono poi essere più opportunamente rese esplicite in termini di servizi ecosistemici e la letteratura scientifica sta dimostrando come una corretta gestione del patrimonio forestale influenzi direttamente la fornitura di una molteplicità di servizi che, a loro volta, hanno impatti positivi sul benessere umano.

Secondo la FAO (2010) tutelare i boschi e le foreste significa tutelare la fonte più importante di servizi ecosistemici: le foreste difatti, oltre ad offrire habitat per la biodiversità, svolgono un ruolo rilevante nella mitigazione dei cambiamenti climatici, nella protezione dal dissesto idrogeologico, nella fornitura di acqua

potabile, etc. L'importanza socio-economica delle foreste è elevata in quanto contribuiscono allo sviluppo rurale e offrono lavoro a circa tre milioni di persone (COM, 2013). Anche la produzione di medicinali è strettamente correlata al patrimonio forestale: circa un miliardo di persone dipende da farmaci derivati dalle piante forestali, molti dei quali sono stati da tempo utilizzati nella medicina tradizionale (DEFRA, 2005).

In Europa ad oggi la superficie boschiva occupa oltre il 40% dell'intera superficie con tipologie di foreste che variano notevolmente da regione a regione. Grazie all'imboschimento delle superfici agricole, al rimboschimento e alla successione ecologica in atto in prati e pascoli negli ultimi decenni la copertura forestale comunitaria aumenta ogni anno di circa il 4%. Tuttavia secondo le stime degli stati membri dell'UE in materia di attività di uso del suolo, cambiamento di uso del suolo e silvicoltura (il cosiddetto LULUCF), si prevede un incremento dei tassi di prelievo di circa il 30% entro il 2020.

Solo una piccola parte di superficie boschiva è di proprietà dello Stato o di altri soggetti pubblici mentre

il 60% appartiene a soggetti privati (COM, 2013) e quasi un quarto dell'intera superficie forestale è compresa nella Rete Natura 2000 che fornisce una grande varietà di servizi ecosistemici (SE) per il benessere socio-economico delle popolazioni locali (MEA, 2005; TEEB, 2010).

Per garantire nel tempo la conservazione degli habitat e la fornitura dei benefici offerti dalle foreste nei Siti Natura 2000 è necessario attuare una gestione sostenibile che dipende fortemente dal livello di finanziamenti (e autofinanziamenti) disponibili per il mantenimento e la gestione dei siti stessi (Birdlife International, 2009).

1.2 I primi risultati del progetto Life+ Making Good Natura

Nel contesto italiano il progetto LIFE+ Making Good Natura (LIFE+ MGN) sta cercando di sviluppare degli approcci innovativi di governance ambientale dei siti Natura 2000, e delle aree protette in generale, sulla base della valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici e sulla definizione di approcci innovativi per il finanziamento dei siti.

Finora sono state realizzate diverse azioni preparatorie necessarie per la selezione dei SE prioritari e dei principali stakeholder all'interno di 21 siti pilota (Fig. 1). L'obiettivo della presente comunicazione è la valutazione dei SE prioritari identificati all'interno di due siti pilota, a carattere prevalentemente forestale, della Rete Natura 2000 al fine di mettere in risalto le potenzialità di un approccio basato sul riconoscimento dei SE per migliorare l'efficacia di gestione e il raggiungimento degli obiettivi di conservazione delle specie e degli habitat di interesse comunitario.

I SE prioritari ed i rispettivi siti pilota interessati dalla valutazione sono i seguenti:

- servizio ecosistemico di approvvigionamento "Materie prime (legno)" per il sito Alto Garda Bresciano (ZPS IT2070402);
- servizio ecosistemico di regolazione "Sequestro di carbonio" per il sito Monti Alburni (SIC/ZPS IT8050055).

2. Descrizione delle aree di studio e metodologia

2.1 Descrizione dei siti pilota: A.G. Bresciano e Monti Alburni

La ZPS IT2070402 Alto Garda Bresciano (9.963,95 ha) ricade per circa metà della sua estensione nella Foresta Gardesana Occidentale che, con i suoi 11.058 ha circa, è la Foresta Regionale più ampia della Lombardia.

Si trova ad ovest della porzione settentrionale del Lago di Garda nel settore orientale delle Prealpi Lombarde e si caratterizza di boschi di latifoglie, di conifere e misti che si caratterizzano per la presenza di *Pinus nigra* J.F.Arnold, *Fraxinus excelsior* L., *Fraxinus ornus* L., *Quercus* spp., *Fagus sylvatica* L., *Pinus sylvestris* L., *Picea abies* (L.) H. Karst. e *Pinus mugo* Turra.

Sulle rupi vegetano pregiati endemismi. Altrettanto varia è la fauna montana arricchita dalla presenza di molti Ungulati e dalla frequentazione di *Ursus arctos*

L. e *Lynx lynx* L.. Nidificano *Aquila chrysaetos* L. e *Lyrurus tetrix* L., nonché una variegata avifauna di alto valore naturalistico. Uno tra i servizi ecosistemici di primaria importanza per il sito, garantito dalle imprese agricole e forestali dell'area, è quello di produzione di legname. Infine, da valorizzare attraverso una gestione consapevole dei bacini idrografici ed un uso attento di boschi e pascoli, è il servizio della fornitura di acqua potabile, fondamentale per il bacino del lago di Garda.

Il SIC e la ZPS IT8050055, Monti Alburni rientrano nella tipologia di siti montano-collinari, in virtù del range altimetrico in cui si collocano e coprono una superficie di 25.370 ettari. Nel sito sono presenti diversi habitat di interesse comunitario. Si riscontrano boschi misti con una forte componente di castagno; avanzando in direzione delle vette si incontrano alcuni altopiani caratterizzati da praterie annuali calcicole di tipo mediterraneo; a quote maggiori ci si inoltra nelle lussureggianti faggete appenniniche con *Taxus baccata* L. e *Ilex aquifolium* L. che in genere orlano pareti calcaree o pietraie caratterizzate da vegetazione casmofitica. Tra le specie animali di notevole interesse è la speleofauna che risiede nelle circa 400 grotte e in un numero ancor più importante di cavità inferiori.

L'ornitofauna, molto ricca, è caratterizzata da rapaci migratori e numerose specie nidificanti, sia in ambienti aperti (succiacapre, tottavilla) che in ambienti boschivi (balia dal collare, picchio nero). Ricca è anche la presenza di anfibi e di alcune rare specie d'invertebrati (*Coenagrion mercuriale* C., *Melanargia arge* S., *Ceram-byx cerdo* L., e *Vertigo moulinsiana* D.).

Uno dei servizi ecosistemici rilevanti per il sito degli Alburni è il sequestro di carbonio dovuto alla notevole copertura boschiva che contribuisce a mitigare i cambiamenti climatici attraverso la capacità della biomassa forestale di assorbire CO₂.

2.2 Iter metodologico

Per l'individuazione dei servizi ecosistemici prioritari sono state condotte le seguenti azioni:

- analisi degli strumenti della cartografie (Corine Land Cover e Carta degli Habitat) e dei piani di gestione / misure di conservazione / salvaguardia dei due siti pilota per individuare le differenze tra gli approcci alla gestione dei siti e evidenziare gli obiettivi di conservazione per ciascun habitat e specie a cui è legata la fornitura di SE (Fig. 2);
- questionario agli enti gestori dei due siti pilota al fine di raccogliere informazioni relative al contesto ambientale e gestionale per definire un quadro conoscitivo funzionale all'analisi e valutazione dei SE (Marucci *et al.*, 2013);
- individuazione dei SE prioritari con il supporto degli stakeholder locali pubblici e privati (comuni, autorità di gestione dei parchi, agricoltori, guide ambientali e naturalistiche, residenti, tour operator, ristoratori albergatori, ecc.);
- quantificazione biofisica dell'offerta dei SE;
- quantificazione della domanda;
- valutazione economica dei SE.

2.3 Metodologia di valutazione dei SE

2.3.1 Materie prime (legno)

Per valutare l'offerta di questo servizio si è fatto riferimento alla quantità totale annua prelevata di legname all'interno del sito (Schirpke *et al.*, 2014).

La domanda di legna è stata stimata sulla base di statistiche che considerano il consumo medio di legna per famiglia e il numero di famiglie che utilizzano legna in funzione dell'altitudine dei centri abitati e della loro grandezza. La valutazione economica del servizio si è basata sul prezzo medio di vendita del legname, senza prendere in considerazione i costi di taglio e di trasporto.

2.3.2 Sequestro del carbonio

Il servizio di sequestro di carbonio è stato calcolato sia come quantità di carbonio immobilizzato nella massa legnosa (stock) sia come tasso annuo di sequestro (processo). Sono stati utilizzati i dati presenti nell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (Gasparini e Tabacchi, 2011), relativi alla macro-categoria dei Boschi Alti. Poiché la domanda per questo servizio è di carattere globale, non è possibile quantificarla.

Il valore monetario del servizio è stato calcolato considerando il valore sociale secondo Tol (2005), pari a 31 €/t, moltiplicando questo valore con la quantità di carbonio sia per lo stoccaggio sia per il processo.

3. Risultati

3.1 ZPS Alto Garda Bresciano: valutazione economica del Servizio Ecosistemico "Materie prime (legno)"

Nella ZPS IT2070402 Alto Garda Bresciano la valutazione del SE di fornitura di Materie prime (legno) è stata effettuata facendo riferimento alla quantità totale annua di biomassa prelevata all'interno del sito, espressa in m³, e riferita a differenti tipologie (conifere, latifoglie, conifere-latifoglie, arbusti-latifoglie, arbusti-conifere-latifoglie, esotiche-infestanti) e alla destinazione (legname da opera, consumo domestico).

La fonte di tali dati è il SITaB (Sistema Informativo Taglio Bosco) dove sono registrate le denunce informatizzate di taglio del bosco presentate dagli operatori abilitati in Regione Lombardia. La quantità totale di legname prelevata nell'area del sito è pari a 8.970,8 m³/anno (Tab. 2). La domanda di legna è stata invece stimata sulla base di statistiche che considerano il consumo medio di legna per famiglia e il numero di famiglie che utilizzano legna in funzione dell'altitudine dei centri abitati nel sito (Gargnano, Magasa, Tignale, Toscolano-Maderno, Tremosine, Valvestino), e della loro classe di grandezza (Caserini *et al.*, 2008); è stato valutato un consumo medio annuo di legname nell'area del sito pari a 6.121 t/anno (Tab. 3). La valutazione monetaria del servizio è stata effettuata avvalendosi del prezzo di mercato medio per la vendita di legname da opera e per legname destinato al consumo domestico (rispettivamente approssimato pari a 25,00 e 15,00 €/q).

Nelle operazioni di stima non sono stati presi in considerazione i costi di taglio e di trasporto. Il valore economico complessivo del servizio di fornitura di materia prima è risultato essere pari a 18.175,88 €/anno.

3.2 SIC/ZPS Monti Alburni: valutazione economica del Servizio Ecosistemico "Sequestro di carbonio"

Per mancanza di dati ci si è limitati alla quantificazione della sola categoria dei Boschi Alti, di cui sono noti dati quantitativi e volumetrici a livello regionale. Inoltre non avendo sempre a disposizione le coperture INFC per l'intera estensione del sito, si è deciso di utilizzare le coperture CORINE (livello V), associandole alle tipologie forestali.

La quantità del servizio di fornitura di sequestro del carbonio da parte del sito è pari a 1.378.267,73 tC complessivamente stoccate nella fitomassa e di 32.575,71 tC/anno di sequestro annuo (Fig. 3).

Per questo servizio non è possibile specificare la domanda visto la valenza sovra locale dello stesso mentre il valore monetario del servizio è stato calcolato considerando il valore sociale secondo Tol (2005), pari a 31 €/t, moltiplicando questo valore con la quantità di carbonio sia per lo stoccaggio sia per il processo; si è giunti ad una valutazione economica complessiva per le foreste dell'intero sito pari a 42.726.299,57 € per lo stoccaggio e 1.009.846,88 €/anno per il processo.

4. Conclusioni

La valutazione e stima economica dei benefici legati ai servizi ecosistemici è un'operazione di indubbia utilità per aumentare la consapevolezza del valore del Capitale Naturale nelle comunità locali e aumentare il livello di conservazione di habitat e specie nei siti della rete Natura 2000. Il progetto LIFE+ MGN sta indagando il valore economico dei diversi Servizi Ecosistemici. Ai sensi di quanto previsto dall'art. 8 della Direttiva Habitat, l'istituzione di PES concertati e condivisi tra popolazione e istituzioni, porterebbe la gestione dei siti verso un parziale autofinanziamento. Il progetto LIFE+ DMGN nell'attivare tale "processo" all'interno di aree forestali vuole sottolineare che la pianificazione dei Servizi Ecosistemici a livello territoriale è oramai necessaria e che la pianificazione, ovvero l'assestamento forestale delle proprietà pubbliche, non possa essere completo e coerente con le politiche di sostenibilità se non prende in considerazione i SE.

Il progetto LIFE+ MGN crede che si debba valutare, stimare e conservare il Capitale Naturale (capitale) e il flusso dei SE (interessi) e assestare la proprietà boscata secondo un piano degli interventi che valorizzi le diverse funzioni e servizi del bosco e che "assesti" anche il flusso monetario potenzialmente retraibile da funzioni e servizi stessi.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato realizzato con il supporto dell'Unione Europea attraverso il progetto LIFE+ "Making Good Natura" (LIFE11 ENV/IT/000168).

Si ringraziano tutti quelli che a qualsiasi titolo, dai colleghi degli uffici ministeriali agli stakeholder locali, hanno contribuito e stanno contribuendo alla riuscita del progetto LIFE+.

Tabella 1. Valore Economico Totale dei beni e servizi forestali. Fonte: DEFRA, 2005.

Table 1. Total Economic Value of forest goods and services. Sources: DEFRA, 2005.

	<i>Goods and Services</i>	<i>Local</i>	<i>Regional</i>	<i>Global</i>
Direct Use	Livestock/cultivation	X	X	
	Fisheries	X	X	
	Fibre for construction and handicraft production and fuel wood	X		
	Hunting for water fowl and other wildlife	X	X	
	Aesthetic value of wetlands, recreation	X	X	X
Indirect Use	Storm Buffering	X	X	
	Flood water storage & stream flow regulation	X	X	
	Water flow	X	X	
	Sediment & nutrient cycling – water quality improvements	X	X	
	Erosion control (wetland vegetation)	X	X	
	Carbon Sequestration – climate change and mitigation			X
Option	Future direct and indirect uses of above goods and services	X	X	X
Unused value	Existence, bequest and altruistic value of wetland habitats and species; Traditional/cultural knowledge & traditions	X	X	X

Tabella 2. Quantità totale annua prelevata di legname nel sito.

Table 2. Total annual timber amount provided by the site.

	<i>Conifere (m³)</i>	<i>Latifoglie (m³)</i>	<i>Conifere- Latifoglie (m³)</i>	<i>Arbusti- Latifoglie (m³)</i>	<i>Arbusti-Conifere- Latifoglie (m³)</i>	<i>Esotiche- Infestanti (m³)</i>	<i>Totale (m³)</i>
Legname da opera	894,5	0	190	0	0	0	1.084,5
Consumo domestico	4	3.468,4	1.168,4	2.925,5	312,5	7,5	7.886,3

Tabella 3. Stima della domanda di legname nei comuni intersecanti il sito.

Table 3. Timber demand assessment within municipalities crossing the site.

<i>Comune</i>	<i>Altitudine (m s.l.m.)</i>	<i>N° famiglie</i>	<i>Consumo (t/anno)</i>
Gargnano	66	1.443	1.140
Magasa	970	86	161
Tignale	550	600	652
Toscolano-Maderno	86	3.739	2.953
Tremosine	414	916	995
Valvestino	680	118	221

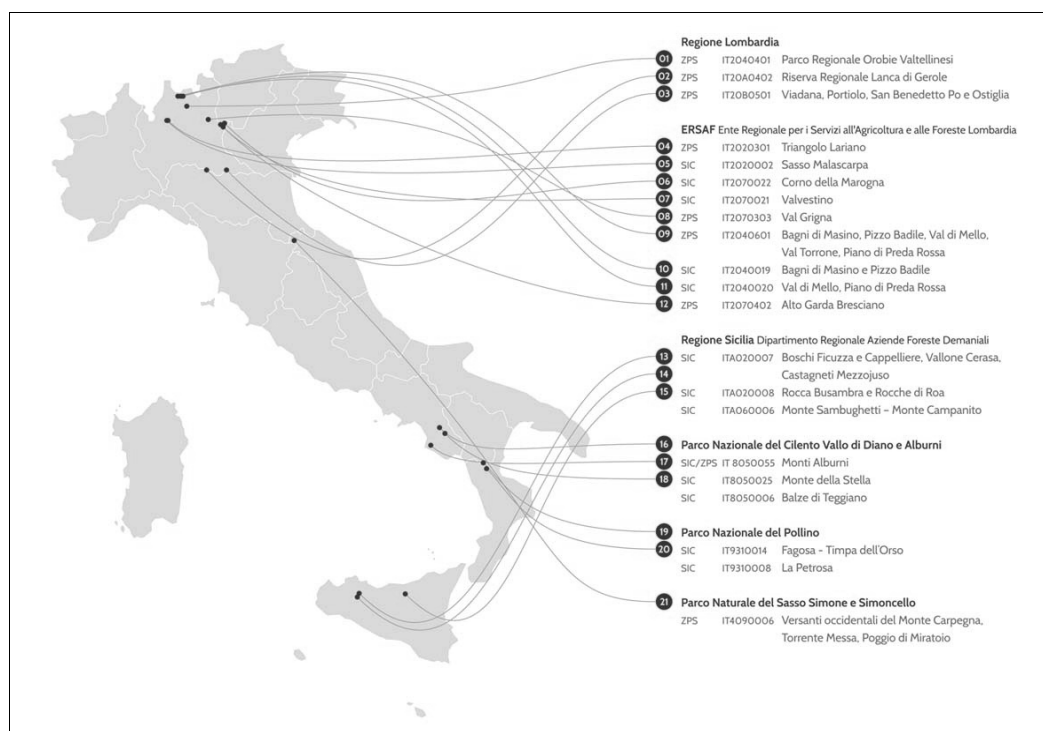


Figura 1. Siti Natura 2000 del Progetto LIFE+ MGN.
Figure 1. NATURA 2000 sites of the Project LIFE+ MGN.

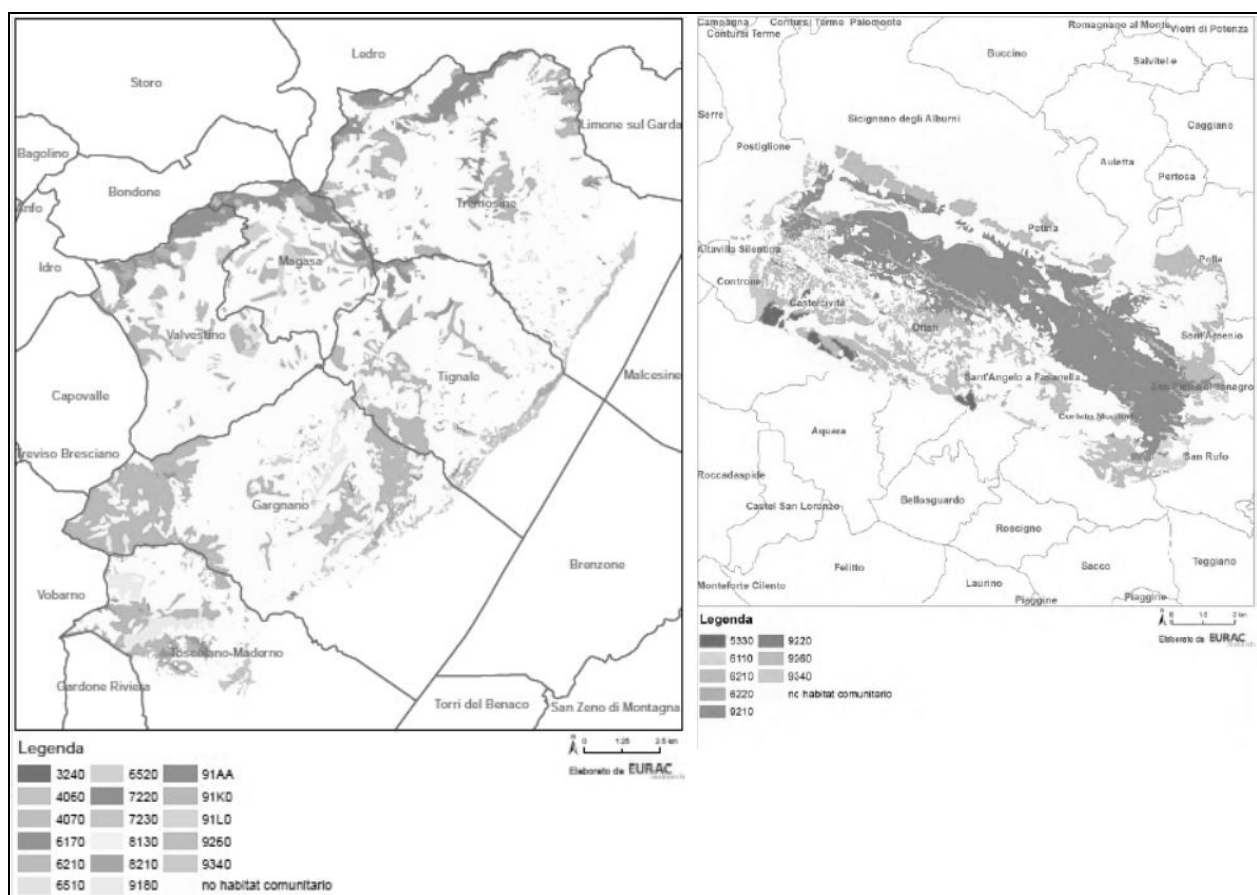


Figura 2. Carta degli Habitat del sito Alto Garda Bresciano ZPS IT2070402 e del sito Monti Alburni SIC/ZPS IT8050055.
Figure 2. Map of Habitat Site Alto Garda Bresciano SPA IT2070402 and Site Alburni SCI/ SPA IT8050055.

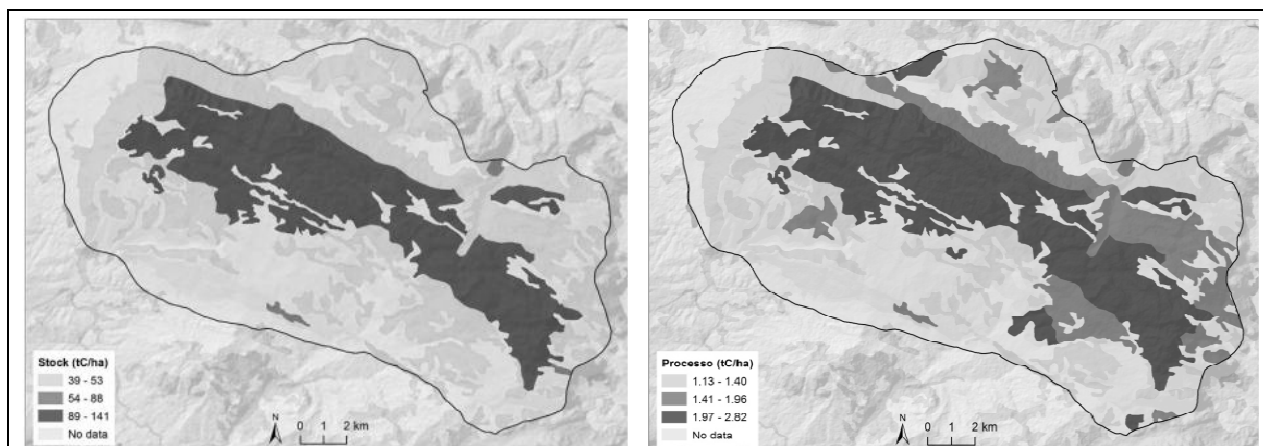


Figura 3. Quantità di carbonio stoccata complessivamente nelle foreste del sito e quantità di carbonio sequestrata annualmente nelle foreste del sito.
Figure 3. Total carbon stored into the site's forests and annual carbon sequestration within the site's forests.

SUMMARY

Assessment of Ecosystem Services provided by Italian forests: first results from Life+ Making Good Natura project

Habitats' and species' conservation can be guaranteed not only through traditional conservation measures, but also by recognizing ecosystem services (ES) and raising awareness about their value; forests in the Natura

2000 network provide ES which are essential for local population's well-being. In Italy the LIFE+ Making Good Natura project is seeking new possible mechanisms of (self)financing for some agro-forestry sites of the Natura 2000 network on the basis of the valuation of main ES provided by these areas. Selection of key ES was carried out through cartographic analysis, direct surveys (questionnaire to sites' management authorities) and finally meetings with major institutional and private local stakeholders. In

this paper, in particular, key ES for the two forestry study sites of Alto Garda Bresciano (ZPS IT2070402) and Monti Alburni (SIC/ZPS IT8050055) were assessed: Provisioning services: "Raw materials (timber) for Alto Garda Bresciano, "Carbon sequestration" for Monti Alburni. Results show that qualitative and quantitative forestry ES assessment is crucial for supporting forestry planning and management towards economic and environmental sustainability.

Introducing new governance instruments like PES, PES-like or other kind of voluntary agreements through stakeholders involvement can allow to improve Natura 2000 sites' management effectiveness and reach biodiversity conservation goals.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Bastian O., 2013 – *The role of biodiversity in supporting ecosystem services. Natura 2000 sites*. Ecological Indicators, 24: 12-22.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.016>.
- BirdLife International, 2009 – *Financing Natura 2000: Assessment of funding needs and availability of funding from EU funds*. Final Composite Report http://www.birdlife.org/eu/pdfs/N2000_Final_composite_report_09.pdf.
- Caserini S., Fraccaroli A., Monguzzi A., Moretti M., Angelino E., 2008 – *Stima dei consumi di legna da ardere per riscaldamento ed uso domestico in Italia*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT), Milano.
- COM, 2013 – *New EU Forest Strategy: For Forests and the forest-based sector*. Brussels, 20-9-2013.
- DEFRA, 2005 – *Final report prepared for: The Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA)*. Economics for the Environment Consultancy (eftec), London.
- EEA, 2013 – *Corine Land Cover 2006 Seam less Vector Database – Version 16 (04/2012)*. Available: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/clc-2006-vector-data-version-2> (Last accessed 23.03.13).
- FAO, 2010 – *Global Forest Resource Assessment 2010*. Rome.
- Gantioler S., ten Brink P., Rayment M., Bassi S., Kettunen M., McConville A., 2010 – *Financing Natura 2000 – Financing needs and socio-economic benefits resulting from investment in the network*. Background Paper for the Conference on 'Financing Natura 2000', 15-16 July 2010. DG Environment Contract EN V.B.2/SER/2008/0038. Institute for European Environmental Policy /GHK/ Ecologic, Brussels 2010.
- Gasparini P., Tabacchi G. 2011 – *L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC 2005*. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali; Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Edagricole. Il Sole 24 ore, Bologna, pp. 653.
- ISTAT, 2011 – *Censimento popolazione e abitazioni 2011*.
- ISTAT, 2012 – *Giornata mondiale dell'acqua*. Le statistiche dell'Istat.
- Kettunen M., Bassi S., Gantioler S., ten Brink P., 2009 – *Assessing socio-economic benefits of Natura 2000 – a toolkit for practitioner*. In: Assessment of the Natura 2000 co-financing arrangements of the EU financing instrument. A project for the European Commission – final report. Kettunen, et al. (eds) 2011 - Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. pp. 138 + Annexes.
- Kruk R.W., De Blust G., Van Apeldoorn R.C., Bouwma I.M., Sier A.R.J., 2010 – *Information and communication on the designation and management of Natura2000 sites*. Summary Main Report 1: The designation in 27 EU Member States. Wageningen, The Netherlands, Alterra, pp. 29 (Alterra-rapport 2043.1).
- Marino D., Gaglioppa P., Schirpke U., Guadagno R., Marucci A., Palmieri M., Pellegrino D., Gusmerotti N., 2014 – *Assessment and governance of Ecosystem Services for improving management effectiveness of Natura 2000 sites*. Bio-based and Applied Economics 3 (3), 229-247.
- Marucci A., Gaglioppa P., Guadagno R., Marino D., Palmieri M., Pellegrino D., 2013 – *Analisi della gestione e dei finanziamenti riguardo ai servizi ecosistemici*. Report del progetto MakingGood Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), CURSA, Roma, pp. 253. Disponibile su: http://www.lifemgn-serviziecosistemici.eu/IT/Documents/doc_mgn/LIFE+MGN_Report_A3.pdf
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005 – *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- NASA, ASTERLIB, 2013 – *Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC)*, USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota. Available: <http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp> (Last accessed 26.03.13).
- Schirpke U., Scolozzi R., De Marco C., 2014 – *Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Parte I: Metodi di valutazione*. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), EURAC research, Bolzano, pp. 75.
- TEEB Foundations, 2010 – *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London.
- Tol R.S.J., 2005 – *The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties*. Energy Policy 33: 2064-2074.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2004.04.002>.
- Wischmeier W.H., Smith D.D., 1978 – *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. Agriculture Handbook No. 537. USDA/ Science and Education Administration, US. Govt. Printing Office, Washington, DC, pp. 58.

A COMPARATIVE STUDY BETWEEN “DEFAULT METHOD” AND “STOCK CHANGE METHOD” OF GOOD PRACTICE GUIDANCE FOR LAND USE, LAND-USE CHANGE AND FORESTRY (IPCC, 2003) TO EVALUATE CARBON STOCK CHANGES IN FOREST

Pasquale A. Marziliano¹, Antonella Veltri², Giuliano Menguzzato¹, Gaetano Pellicone², Vittoria Coletta²

¹Department of AGRARIA, University “Mediterranea” of Reggio Calabria, Loc. Feo Di Vito, Reggio Calabria, Italy; pasquale.marziliano@unirc.it

²Institute for Agricultural and Forest Systems in the Mediterranean (ISAFoM), National Research Council (CNR), Rende (CS), Italy

The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) reports two methods for the evaluation of changes in the carbon stock of living biomass in the Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry: 1) The default method requires the biomass carbon loss to be subtracted from the biomass carbon increment for the reporting year; 2) the stock change method requires two consecutive biomass carbon stock inventories for a given forest area at two points in time.

The aim of this study was the estimate of changes in carbon stock and the related uncertainty in a Douglas fir plantation constituted by plots with different planting densities, monitored at ages 15, 25, 30 and 40. Three methods were used to estimate above-ground biomass: 1) application of allometric equations; 2) constant BEF (biomass expansion factor); 3) age-dependent BEF. Results showed that estimates based on allometric equations had the lowest uncertainty, whereas biomass estimated with the constant BEF had higher uncertainty than biomass estimated with age dependent BEFs. With a constant BEF it is usually difficult to obtain a reliable value for the whole tree biomass because stem proportion increases with tree size at the expense of the other components. The age dependent BEF seem to reduce the bias representing the actual change in stock. The default method had the highest uncertainty (38.3% - 51.3%) and gave an estimate 47% higher than the stock change method, that had an uncertainty ranging from 2.5% (estimated by allometric equation) to 3.9% (estimated by constant BEF).

Keywords: carbon stock, uncertainty, douglas fir, allometric equation, BEF.

Parole chiave: carbon stock, incertezza, douglasia, equazioni allometriche, BEF.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-pam-com>

1. Introduction

Forests exchange large quantities of carbon with the atmosphere through photosynthesis and respiration, and can switch between being a sink or a source (of atmospheric carbon) as consequence of human and natural causes (Brown *et al.*, 1996), depending on the stage of succession, specific disturbance or management regime and activities (Maser *et al.*, 2003). The rate at which a forest removes CO₂ from the atmosphere (sink), or release it (source) and the quantity of carbon retained as a reservoir (carbon stock) is fundamental to assess for better defining the role of forest in carbon cycle. This assessment should also consider the below-ground stock of carbon (either roots or soil), since on the global scale, forest soils hold about twice as much carbon as tree biomass (Dixon *et al.*, 1994), but it is very difficult to evaluate. Studying carbon fluxes (e.g. with Eddy covariance technique) and carbon stocks in total and tree components (e.g. surveying dendrometric parameters like diameter at breast height) and in soil (e.g. analysing soil cores) are

the main steps to estimate forest carbon cycle. But while eddy covariance techniques represent a non destructive method, the estimate of stocks either in tree components (stem, foliage, roots) or in soil derives from a laborious and destructive work. It results that so far few allometric equations are available over the globe, mainly for above-ground compartments and largely species- and site-specific. Models or tables providing forecasts of timber growth and yield of forests can be used to estimate carbon stocks and accumulation rates, although only a range of management options are covered in published forest yield tables (Broadmeadow and Matthews, 2003). In cases where individual tree data are not available, biomass is normally estimated using biomass expansion factors (BEFs) that use estimated timber volume in combination with other stand-level variables to estimate plot-level biomass (e.g. Tobin and Nieuwenhuis, 2007). A biomass expansion factor can be constant (e.g. from National Inventory database), or it can be function of stand characteristic such as dimensions of the median tree of a stand, merchantable stem volume

or stand age, which better reflect the variation according to tree age and stand conditions (Lethonen *et al.*, 2004; Petersson *et al.*, 2012). Investigation and quantification of tree biomass forms the basis of estimates of forest carbon pools and is therefore directly linked to some of the mechanisms for carbon offsetting and sequestration enshrined in the Kyoto protocol (Pajtik, 2008). Accurate estimates of forest biomass are necessary since as a Party to both the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and its Kyoto Protocol, the European Community has to submit its annual GHG (greenhouse gases) inventory. During the first commitment period (2008-2012), 37 industrialized countries and the European Community planned to reduce GHG emissions by an average of 5% against 1990 levels. During the second commitment period, Parties aimed at reducing GHG emissions by at least 18% below 1990 levels in the eight-year period from 2013 to 2020. Italy reduced emissions by 7% in the first commitment and agreed to the -11% target against 2012. Under the Kyoto protocol (1997) the UNFCCC invited the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) to develop good practice guidance for land use, land-use change and forestry (LULUCF). Under these agreements (IPCC, 2003, 2006) it has become necessary to develop methods to estimate changes in carbon stocks and how these pools will change as a result of management (Mund *et al.*, 2002). The information on biomass stock is essential to assess the amount of carbon that exists in the woody vegetation, and its change over time is considered as key characteristic of forest ecosystems (Cannell, 1982). Currently, the methods used for calculating the biomass and carbon stock of trees are imprecise and, in general, they lack estimation of the degree of uncertainty as suggested by the IPCC good practice guidance (Jalkanen *et al.*, 2005). Uncertainty arises from the inability to perfectly measure key variables, the necessary use of models to make predictions and the natural variability of ecosystem processes across the landscape (Bolker, 2008). Information on the major uncertainties involved in the calculations of forest carbon stocks and stock changes is needed in the negotiations of the Climate Convention. According to the IPCC good practice guidance, the national reporting of changes of CO₂ equivalents in forest and other woody biomass stocks can be calculated by a default method as the difference between growth and drain (harvest, natural mortality and natural disturbances), or by the stock change method as the change in stocks between two consecutive inventories.

We carried out a plot-based estimate of carbon stock and carbon stock change, quantifying uncertainty in the carbon stock and carbon stock change estimates, analyzing the sources of error for each model adopted. We evaluated differences in the carbon stock and carbon stock change estimates and their uncertainties resulting from the use of three methods. Carbon stock was calculated (1) with the aid of currently applied constant biomass expansion factors (BEFs), (2) by applying age-dependent BEF and, (3) using biomass

equations applied directly to tree-wise data of the sample plots. We evaluated the changes in carbon stock with the two methods suggested by IPCC. Many studies have tended to focus on uncertainty in carbon stock estimates, rather than uncertainty in carbon change over time. Carbon change is arguably the most important of the two metrics as it is the basis for UNFCCC reporting (Pelletier *et al.*, 2012).

2. Material and Methods

2.1. Study area

The sample plots considered for the carbon stock estimates are part of a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) plantation located on the northern coastal chain of Calabria, Tyrrhenian side of south Italy. The locality is called Serra Salinaro (39° 25' N, 16° 2' E, average altitude 900 m above sea level). It is property of Regional Service of State Forest who forested the area in 1967 mainly with Douglas-fir. The climate of the area is typical Mediterranean, with mild winter and arid summer. For what concerns climatic, geological and dendrometric characteristics we refer to Menguzzato and Tabacchi (1986) and Menguzzato (1989). The plantation was executed with differing planting densities (2500 trees ha⁻¹, 2000 trees ha⁻¹, 1667 trees ha⁻¹, 1250 trees ha⁻¹, 1000 trees ha⁻¹, 833 trees ha⁻¹) and monitored at 15, 25, 30 and 40 ages. We estimated carbon stocks of 2500, 2000 and 1667 trees ha⁻¹ densities at ages 15 and 25.

2.2. Carbon stock estimates and uncertainty analysis

We applied three methods for biomass estimates:

- 1) Tree-wise stem volume was estimated using volume equation for Douglas-fir as reported by the National Italian Forest Inventory (INFC 2005), and stand level volume estimate was then multiplied by a constant biomass expansion factor (Mg m⁻³) reported by IPCC (2006) for Douglas-fir.
- 2) Tree-wise stem volume was estimated using volume equation for the Douglas-fir plantation in Calabria (Menguzzato and Tabacchi, 1986), and stand level volume estimate was then multiplied by an age-dependent BEF elaborated for the Douglas-fir in Calabria (Marziliano *et al.*, 2015).
- 3) Tree-wise above-ground biomass was estimated using allometric equations for the Douglas-fir in Calabria (Menguzzato and Tabacchi, 1986).

Height and diameter at breast height (DBH) were used as independent variables in the volume and biomass equations.

For all the models used (volume and allometric equations and expansion factors) the associated relative standard error (RSE) was calculated with the method of error propagation equations as suggested by IPCC (2003). Since the biomass and volume equations were directly applied to tree-wise data of the sample plots, the components of the errors accounted for are the sampling and models errors (assumed to be small). In the BEF-based method, the sampling error in the volume estimate and error of the BEFs are accounted

for. While the error associated to the constant BEF cannot be assessed, since it has been drawn from literature without quantitative uncertainty estimates, the error of the age-dependent BEFs was combined with the sampling error for the stem volume of sample plots by density classes to obtain the RSE of the tree biomass stock in a given density class. Then, the RSE of the overall biomass estimate of trees was estimated using the following equation (Jalkanen *et al.*, 2005):

$$r_{tot} = \frac{\sqrt{(r_{stock,1} \times W_1)^2 + (r_{stock,2} \times W_2)^2 + \dots (r_{stock,n} \times W_n)^2}}{|W_1 + W_2 + \dots W_n|}$$

The carbon stock at age 15 and 25 for the sample plots of any density class was calculated using the approximation that the mass of woody parts contain ~50% carbon (Schlesinger, 1991).

2.3. Carbon stock change estimates and uncertainty analysis

Both the *default method* (also called “*growth and drain*”) and the *stock change method* were used to estimate the variations in carbon stock over ten years with the three methods described above. When using the stock change method, to reduce the risk of bias, BEFs should reflect the actual change in stock by incorporating the accumulation of growth per tree fraction with the effects of harvest and natural thinning patterns in one constant (Petersson *et al.*, 2012). The method of age-dependent BEFs enables the ratio of whole tree biomass to stem volume to change with tree size. When using the default method a large bias for both growth and drain is expected when converting volume to biomass, but we reduced it deriving separate age-dependent BEFs for growth and harvest. Uncertainty associated to both methods was estimated using the following equation (Mäkipää *et al.*, 2005).

$$U_{StockChange} = \frac{\sqrt{(U_{Stock_{time2}} \cdot Stock_{time2})^2 + (U_{Stock_{time1}} \cdot Stock_{time1})^2}}{|Stock_{time2} + Stock_{time1}|}$$

3. Results and Discussion

We evaluated the reliability of the biomass estimates obtained with alternative methods (Table 1). The allometric equations by Menguzzato and Tabacchi (1986) are considered to give the most realistic reference values for the biomass of Douglas-fir in Calabria. We chose to use these equations built for a Douglas-fir plantation in the same environmental conditions but with different dendrometric characteristics, even if in 1995 Menguzzato and Tabacchi suggested density-dependent allometric equations for the plantation object of our study (the portion of plantation with differing planting densities). This choice is due to the fact that the allometric equations built in 1986 have been included in all international databases (see Zianis *et al.*, 2005 and

<http://www.globalloometree.org/database/>), therefore they are the most used and available reference for Douglas-fir above-ground biomass estimate in Mediterranean Italy.

Allometric equation estimated an above-ground biomass by 67 Mg ha⁻¹ and 117 Mg ha⁻¹ at age 15 and 25 respectively. Higher density plots had higher biomass stock at age 15, while at age 25 plots with 2000 trees ha⁻¹ showed the highest biomass stock. At age 15 the method of age-dependent BEF gave the highest estimate for the total aboveground biomass of trees (81 Mg ha⁻¹, 21% higher than allometric equation estimates, Table 2). The lower value (58 Mg ha⁻¹) was estimated by the method of volume from INFC and constant BEF, whereas at age 25 this method gave the highest biomass estimate (150 Mg ha⁻¹, 28% higher than allometric equation estimates). The age-dependent BEFs overestimated biomass (compared to allometric equations) at both ages. The underestimation at age 15 and the overestimation at age 25 (compared to allometric equations) of constant BEF showed its unsuitableness to reflect the changes in tree allometry. The RSE (%) of carbon stock was higher in the lower density class and at age 15 (Fig. 1). Density and age strongly affect tree allometry, thus the accuracy of biomass estimates strictly depends on the sample trees used for the construction of regression relationships. When the conditions of stands under estimation move away from the conditions of sample plots for the calibration of models, estimates are given with uncertainty.

The estimates by allometric equations showed the lower RSE (5.4% at age 15, 3.6% at age 25), whereas the higher RSE was found for the estimates by volume equation from INFC and constant BEF (6% at age 15, 4.5% at age 25). The *stock change method* was applied to data from two consecutive inventories. The application with allometric equations gave an estimate of carbon stock variation by 2.5 Mg C ha⁻¹y⁻¹. The higher estimate was given by the volume from INFC and constant BEF (3.9 Mg C ha⁻¹y⁻¹). Lower densities showed higher carbon increments. The uncertainty (U%) associated to all the combined models resulted low, with the lowest U% for estimates by allometric equations (3.6%). In the *default method* estimates of both annual losses and growth are needed, thus all components of the drain (losses), such as natural mortality, fuel wood gathering and loggings, as well as growth on an annual basis have to be quantifiable. Since the plots under study are part of a continuous monitoring, we had mortality and current increment data available. The *default method* applied with the three methods gave a carbon change estimate ranging between 3.2 and 4 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ (Fig. 2), about 47% higher than the *stock change method* and to all the methods the U% associated resulted very high (38.3% - 51.3%). This can be explained with cumulative model errors originated by the separate estimates of drain and losses from mortality and increment data.

4. Conclusion

Our results show that the aboveground carbon stock and carbon stock changes of trees estimated with the aid of

the constant tree species-specific BEF had higher uncertainty than the estimates obtained by applying biomass equations directly to tree-wise data. With a constant BEF it is usually difficult to obtain a reliable value for the whole tree biomass because stem proportion increases with tree size at the expense of the other tree components.

The age dependent BEFs aim to reduce the bias representing the actual change in stock. The BEF derives from the ratio between above-ground biomass to the stem volume. This ratio vary considerably from year to year (e.g. Lehtonen *et al.*, 2004; Marziliano *et al.*, 2015), so that, in general, the age-dependent BEFs better reflect variation in tree allometry, as showed in this study, where uncertainty related to stock changes estimated with age-dependent BEF was very low. When accounting for carbon stock at the national level, the positive

and negative differences could be balanced, and the overall difference in aboveground biomass between tree-wise estimates and age-dependent BEFs can be even lower. In almost all European countries, constant BEFs without quantitative uncertainty estimates have been applied in the reporting of carbon stock of trees. Consequently, the overall error occurring with use of these constant BEFs cannot be assessed. The age-dependent BEFs applied here were based on regionally representative sampling, and the both model and sampling errors have been accounted for. The IPCC recommends the use of BEFs and provides default values of BEFs for use in the Tier 1 method (less detailed estimates). Our results indicate that the applicability of the available BEFs needs to be carefully evaluated, especially for the possible presence of bias, before they can be used in the national inventories.

Table 1. Relative standard errors (RSE) of biomass estimates according to density classes and uncertainty (U%) averaged by density class. W_1 : above-ground biomass estimated using constant BEF and Volume equation from INFC (2005); W_2 : above-ground biomass estimated using age-dependent BEF and Volume equation from Menguzzato and Tabacchi (1986); W_3 : above-ground biomass estimated using allometric equation from Menguzzato and Tabacchi (1986).

<i>RSE of biomass estimates</i>				
<i>Age</i>	<i>Density classes (trees ha⁻¹)</i>	<i>W₁ (%)</i>	<i>W₂ (%)</i>	<i>W₃ (%)</i>
15	2500	2.8	2.6	2.3
	2000	5.7	5.0	4.8
	1667	9.3	9.3	9.1
25	2500	1.9	1.7	0.9
	2000	4.6	4.4	4.2
	1667	6.6	5.7	5.6
<i>U (%) of biomass estimates (Average by density classes)</i>				
15		7.3	6.8	6.7
25		5.8	5.0	4.7

Table 2. Above-ground biomass estimates and relative differences in biomass estimates with the three methods. W_1 : above-ground biomass estimated using constant BEF and Volume equation from INFC (2005); W_2 : above-ground biomass estimated using age-dependent BEF and Volume equation from Menguzzato and Tabacchi (1986); W_3 : above-ground biomass estimated using allometric equation from Menguzzato and Tabacchi (1986).

<i>Above-ground biomass estimates</i>				
<i>Age</i>	<i>Density classes (trees ha⁻¹)</i>	<i>W₁ (Mg ha⁻¹)</i>	<i>W₂ (Mg ha⁻¹)</i>	<i>W₃ (Mg ha⁻¹)</i>
15	2500	60.9	84.2	70.2
	2000	59.4	85.0	70.0
	1667	53.9	73.8	61.0
25	2500	146.4	137.9	114.6
	2000	146.4	144.9	120.5
	1667	155.7	139.4	116.0

(Segue Tabella 2)

Relative differences between biomass estimates				
	Density classes (trees ha ⁻¹)	W_3 vs W_1 (%)	W_3 vs W_2 (%)	W_2 vs W_1 (%)
15	2500	12.2	-21.3	27.7
	2000	15.4	-21.3	30.2
	1667	11.6	-20.9	26.9
25	2500	-27.7	-20.3	-6.2
	2000	-21.5	-20.3	-1.0
	1667	-34.1	-20.1	-11.6

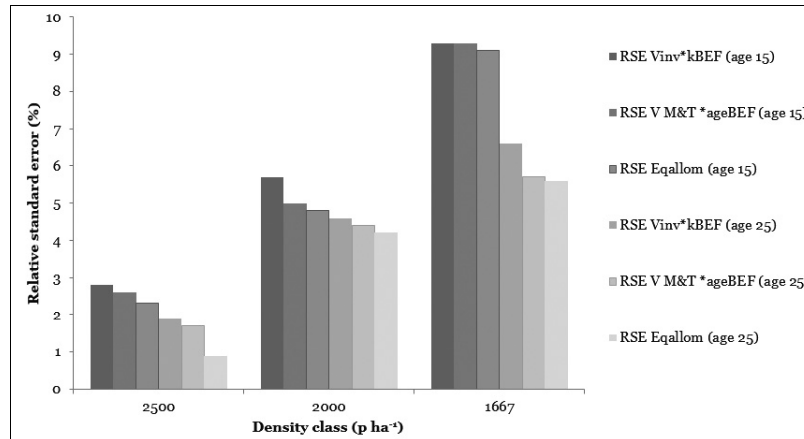


Figure 1. RSE (%) of carbon stock estimates with the three methods according to density classes at ages 15 and 25. Vinv*kBEF: carbon stock estimated from biomass calculated with the first method (volume equation from INFC multiplied by constant BEF); V M&T*ageBEF: carbon stock estimated from biomass calculated with the second method (volume equation from Menguzzato and Tabacchi (1986) multiplied by age-dependent BEF (Marziliano *et al.*, 2014)); Eqallom: carbon stock estimated from biomass calculated with the third method (allometric equations from Menguzzato and Tabacchi (1986)).

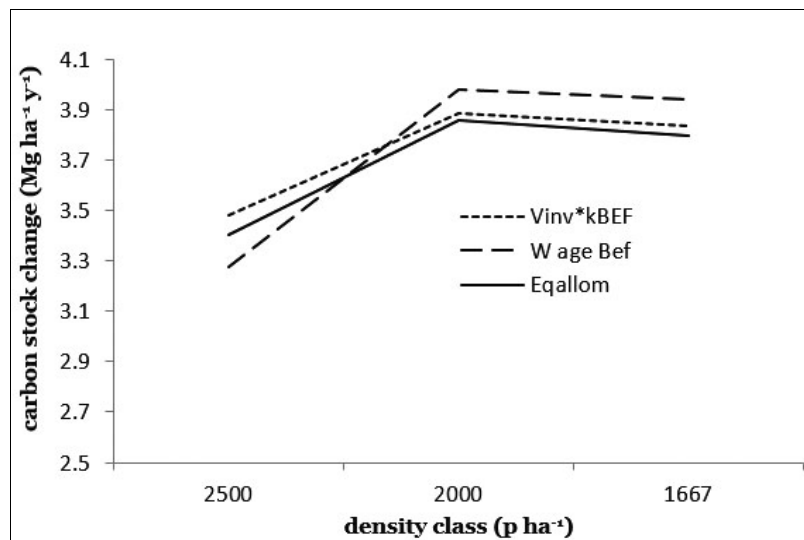


Figure 2. Carbon stock change estimated with the *default method*, considering all three methods used for biomass estimates. Vinv*kBEF: carbon stock estimated from biomass calculated with the first method (volume equation from INFC multiplied by constant BEF); W age Bef: carbon stock estimated from biomass calculated with the second method (volume equation from Menguzzato and Tabacchi (1986) multiplied by age-dependent BEF (Marziliano *et al.*, 2014)); Eqallom: carbon stock estimated from biomass calculated with the third method (allometric equations from Menguzzato and Tabacchi (1986)).

RIASSUNTO

Uno studio comparativo tra il metodo “default” e quello dello “stock change” della Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (IPCC, 2003) per valutare le variazioni di stock di carbonio in foresta

Il Comitato Intergovernativo per i Cambiamenti Climatici (IPCC) ha riportato due metodi per la stima delle variazioni di stock di carbonio negli ecosistemi forestali (nella Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry). Il primo metodo è il cosiddetto “default method” e si applica attraverso la sottrazione delle perdite di carbonio dagli incrementi di carbonio per l’anno di riferimento; il secondo è lo “stock change method” e si applica sommando algebricamente gli stock di carbonio di due inventari consecutivi.

In questo studio è stata stimata la variazione di carbonio e l’incertezza associata, in una piantagione di douglasia costituita da plot con diverse densità d’impianto e monitorata alle età 15, 25, 30 e 40. Sono stati utilizzati 3 metodi per la stima della biomassa epigea: 1) equazioni allometriche, 2) fattore di espansione della biomassa (BEF) costante e 3) BEF età-dipendenti. Le stime con equazioni allometriche hanno mostrato la minore incertezza, mentre quelle con BEF costante avevano un’incertezza maggiore rispetto alle stime con BEF età-dipendenti. Un BEF costante non riesce a rappresentare le variazioni di biomassa con l’età, poiché all’aumentare delle dimensioni dell’intera pianta il fusto aumenta a spese delle altre componenti. I BEF età dipendenti riducono tale errore riuscendo a rappresentare il cambiamento di stock nell’istante di valutazione.

Il metodo *default* è stato applicato con la più alta incertezza (38.3% - 51.3%) e ha dato stime maggiori del 47% rispetto al metodo *stock change*, che ha mostrato invece incertezze molto basse, da 2.5% (stime con equazione allometrica) a 3.9% (stime con BEF costante).

REFERENCES

- Bolker B., 2008 – *Ecological models and data in R*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Broadmeadow M., Matthews R., 2003 – *Forest, carbon and climate change: the UK contribution*. Forestry Commission Information, Note 48, Edinburgh: Forestry Commission.
([http://www.forestryresearch.gov.uk/pdf/fcin048.pdf/\\$FILE/fcin048.pdf](http://www.forestryresearch.gov.uk/pdf/fcin048.pdf/$FILE/fcin048.pdf)).
- Brown S., 1996 – *Present and potential roles of forests in the global climate change debate*. Unasylva, 185: 3-9.
- Cannell M.G.R., 1982 – *World Forest Biomass and Primary Production Data*. London, Academic Press.
- Dixon R.K., Brown S., Houghton R.A., Solomon S.M., Trexler M.C., Wisniewski J., 1994 – *Carbon pools and flux of global carbon forest ecosystems*. Science, 263: 185-190.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.263.5144.185>
- IPCC, 2003 – *Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry*. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC, 2006 – In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IGES, Hayama, Japan Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme.
- Jalkanen A., Mäkipää R., Stahl G., Lehtonen A., Peterson H., 2005 – *Estimation of the biomass stock of trees in Sweden: comparison of biomass equations and age-dependent biomass expansion factors*. Annals of Forest Science, 62: 845-851.
<http://dx.doi.org/10.1051/forest:2005075>
- Lehtonen A., Mäkipää R., Heikkinen J., Sievänen R., Liski J., 2004 – *Biomass expansion factors (BEF) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests*. Forest Ecology and Management, 188: 211-224.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.008>
- Mäkipää R., Peltoniemi M., Monni S., Palosuo T., Lehtonen A., Savolainen I., 2005 – *Key sources of uncertainty in forest carbon inventories*. EU Workshop on Uncertainties in Greenhouse Gas Inventories. 5-6 September 2005, Helsinki, Finland.
- Marziliano P.A., Coletta V., Menguzzato G., Nicolaci A., Pellicone G., Veltri A., 2015 – *Effects of planting density on the distribution of biomass in a douglas-fir plantation in southern Italy*. iForest, 8: 368-376 [online 2014-09-09]
URL: <http://www.sisef.it/forest/contents/?id=ifor1078-007http://www.sisef.it/forest/contents/?id=ifor1078-007>.
- Masera O.R., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Liski J., Nabuurs G.J., Pansanen A., De Jong B.H.J., Mohren G.M.J., 2003 – *Modelling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management Projects: The CO2FIXV.2 approach*. Ecological Modelling, 164: 177-199.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00419-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00419-2)
- Menguzzato G., 1989 – *Prove sperimentali di diradamento in popolamenti di Douglasia sulla catena costiera (Calabria)*. Annali dell’Istituto sperimentale per la selvicoltura, 20: 155-194.
- Menguzzato G., Tabacchi G., 1986 – *Prove di diradamento su Pseudotsuga menziesii in Calabria, Ambiente tavole di cubatura e della biomassa epigea*. Annali dell’Istituto sperimentale per la selvicoltura, 17: 255-293.
- Menguzzato G., Tabacchi G., 1995 – *Prove sperimentali sulle distanze d’impianto in piantagioni di douglasia sulla Catena Costiera (Calabria)*. L’Italia Forestale e Montana, 50 (2): 170-189.
- Mund M., Kummert E., Hein M., Bauer G.A., Schulze E.D., 2002 – *Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe*. Forest Ecology and Management, 171: 275-296.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00788-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00788-5)
- Pajtik J., Konopka B., Lukac M., 2008 – *Biomass functions and expansion factors in young Norway*

- spruce* (*Picea abies* (L.) Karst) trees. Forest Ecology and Management, 256: 1096-1103.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.013>
- Pelletier J., Kirby K.R., Potvin C., 2012 – *Significance of carbon stock uncertainties on emission reductions from deforestation and forest degradation in developing countries*. Forest Policy and Economics, 24: 3-11.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2010.05.005>
- Petersson H., Holm S., Ståhl G., Alger D., Fridman J., Lehtonen A., Lundström A., Mäkipää R., 2012 – *Individual tree biomass functions or biomass expansion factors for assessment of carbon stock changes in living biomass – A comparative study*. Forest Ecology and Management, 270: 78-84.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.004>
- Schlesinger W.H., 1991 – *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press, INC. Harcourt Brace Jovanovich Publishers, San Diego, pp. 443.
- Tobin B., Nieuwenhuis M., 2007 – *Biomass expansion factors for Sitka spruce* (*Picea sitchensis* (Bong) Carr.) *in Ireland*. European Journal of Forest Research, 126: 189-196.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10342-005-0105-3>
- United Nations Framework Convention on Climate Change - UNFCCC., 1997 – *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. FCC C/CP/L7/Add.1, 10 December 1997. UN, New York.
- Zianis D., Muukkonen P., Mäkipää R., Mencuccini, M., 2005 – *Biomass and stem volume equations for tree species in Europe*. Silva Fennica Monographs 4, p. 63.

RELEVANCE OF SECONDARY FOREST SUCCESSIONS AND THEIR POSSIBLE MANAGEMENT

Francesco Pelleri¹, Fabrizio Ferretti¹

¹Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Forestry Research Centre (CRA-SEL), Arezzo, Italy; francesco.pelleri@entecra.it

According to FAO, a 12.9% crop land decrease was registered in Europe from 1965 to 2001 and it was particularly evident in Italy (-29.7%). Besides, FAO stated a further reduction of forest (-1.7%) and cropland (-3.1%) from 2000 to 2013. Over the same period, forest land increased of 0.7% at European level confirming the positive trend occurred over previous decades. The abandonment of marginal land became established since mid 1900 and allowed the increase of forest lands due to secondary successions and reafforestation. Such an important phenomenon shows positive and negative effects, both on forest management and landscape planning. The spreading of secondary successions and, particularly, of shrubland, increases the biomass stock as well as the risk of wildfires. Rural areas abandonment and lack of maintenance of hydraulic infrastructures increase mountainside instability, but a higher forest land coverage reduces and controls erosion. The changes from cropland and rangeland to forest and shrubland reduce landscape diversity but shrublands are particularly rich in biodiversity. Other aspects are: the increased carbon sequestration capability of secondary successions and the interesting opportunity of valuable timber production, (e.g. annual increment of ash-sycamore stands can reach $10 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$). An analysis of the European and Italian situation is reported, highlighting strength and weakness of these new woodlands and the role that an adequate management can play.

Keywords: land cover change, secondary succession, silviculture, forest management, landscape.

Parole chiave: cambiamenti di copertura del suolo, successioni secondarie, selvicoltura, gestione, paesaggio.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fp-rel>

1. Introduction

The abandonment of marginal lands due to heavy socio-economic changes was evident since the 1950's (Gellrich *et al.*, 2007). As such, agricultural abandonment is a consequence of the post-war trend in Western-Europe, of rural depopulation and modernization of agriculture (Mottet *et al.*, 2006). Isolated and poorer areas were most vulnerable than others (Mac Donald *et al.*, 2000). It originated the increase of forest cover due to natural secondary successions and to reafforestation as well. According to FAO a 12.9% reduction of cropland occurred in Europe from 1965 to 2000. This reduction was much higher in Italy (-29.7%). On a global scale, from 2000 to 2013, FAO registered a further reduction of forest (-1.7%) and cropland (-3.1%). Nevertheless, over the same period, forest land increased of 0.7% at European level, confirming the positive trend of last decades. According to the Global Forest Resources Assessment (FAO, 2010), the trend of forest expansion from 1990 to 2010 has reached a mean increment of 1,6% in Europe.

The most relevant increment and extension in new forests was registered in Italy and Spain, with 20.5%, 31.5%, respectively (Fig. 1 and Tab. 1). Such a relevant phenomenon has positive and negative relapses on forest and landscape management. The spreading of secondary successions and, particularly, of shrubland,

can increase the biomass stock (Alberti *et al.*, 2008), but it also increases the risk of wildfires (Romero-Calcerrada and Perry, 2004). Rural areas depopulation and the lack of maintenance of hydraulic infrastructures (e.g. terraces) cause the increment of mountain side instability (Agnoletti *et al.*, 2012). On the other hand, the higher land coverage reduces erosion and runoff (Tasser *et al.*, 2003).

The changes from cropland and rangeland to forest and shrubland reduce landscape diversity with irreversible loss of interesting traditional cultivation forms (Ihse, 1995; Petretti, 1996) and past land uses (Agnoletti and Paci, 1999; Agnoletti, 2007; Agnoletti, 2014). Shrubbylands are anyway particularly rich in birds' diversity (Laiolo *et al.*, 2004; Sitzia, 2009). These aspects are strictly related to the lack of land and forest management, but they can also represent an interesting opportunity for wood production.

2. Patterns of settlement and colonization progress rate

The spreading of new woodlands can follow different models: *i*) frontal advancing; *ii*) spreading of shrubs clumps progressively colonized by tree species (Fig. 2); *iii*) seed dispersal (direct colonization) (Piussi, 2002; Sitzia, 2009). The rate of colonization depends on different factors: site characteristics (climate, soil ferti-

lity, etc.) surely play an important role as well as tree species characteristics (seed dispersal and/or vegetative regeneration by stem or root sprouts).

Another important factor is past land uses, which can influence the process of colonization and modify specific composition of new forests.

Particularly, in the terraced sites, the stones of walls create a suitable environment for tree regeneration and can represent a shelter protecting seedlings from mowing and other agricultural practices. In addition, trees cultivated inside or along fields' borders to produce fodder (Bargioni and Zanzi Sulli, 1998) or for traditional grape cultivation (i.e. *vite maritata*) are often a consequence of mother trees establishing the colonization of abandoned fields.

Another important factor is definitely landscape texture: small patches of agricultural land inside the forest are in fact rapidly colonized as compared with large agricultural fields, far from forests and characterized by few rows or isolated trees (Fig. 3) (Gambarino *et al.*, 2014).

Moreover, other basic factors are the periodical disturbances, such as fires (Romero-Calcerrada and Perry, 2004), cuttings, mowing etc., which can slow down the colonization process and produce a selection of tree species.

3. Ecosystem services and management types

Secondary forests can produce numerous ecosystem services of considerable importance to society and rural populations.

3.1 Carbon sequestration

The spreading of secondary forests can also represent an interesting opportunity for carbon sequestration (Hooker and Compton, 2003; Houghton *et al.*, 1999) and it gives a relevant contribution to global forest carbon storage.

Depending on case-studies, the carbon accumulation was noticed mainly on the woody component instead than in the soil.

A comparison between organic matter storage and production in a tropical pine plantation and a paired broadleaf secondary forest showed similar total organic matter productions (19.2 and 19.4 Mg ha⁻¹yr⁻¹, respectively) but a significantly different structural allocation (Cuevas *et al.*, 1991).

In ash-sycamore secondary forests, stem carbon accumulation increases at a mean rate of 1.69 Mg C ha⁻¹y⁻¹ and total storage is 1.18 Mg C ha⁻¹y⁻¹ (Alberti *et al.*, 2008). Whilst in Mediterranean regions, a mean rate of 3.4 Mg C ha⁻¹y⁻¹ in the soil was observed at abandoned terraces in the Pantelleria island earlier cultivated with vineyards and caper bushes (La Mantia *et al.*, 2007).

Usually, when abandoned pastures change to secondary broadleaved forests, a general reduction of soil carbon accumulation has been noticed, while an increase in carbon accumulation occurs in soils of abandoned arable land (Guo and Grifford, 2002).

3.2 Management of secondary forest for wood production

The spreading of secondary forests can also represent an interesting opportunity for wood production. In the Alpine region, the progressive raising of the tree line due to the abandonment of pasture and global warming is produced by direct colonization of trees.

A few pine species, larch, spruce, birch, alder, and other broadleaved tree species colonize directly abandoned land and pasture (Motta *et al.*, 2006; Gambarino *et al.*, 2001, 2014). Sometimes, the first stages of colonization are characterized by a shrub layer (hazel, green alder, dwarf mountain Pine, Rhododendron, Juniper, etc.). The direct colonization can give rise to noticeable secondary forests because of the high productive level. In the Italian Pre-alpine region, Ash and Sycamore are able to colonize quickly abandoned agricultural land and produce new secondary forests characterized by a high productive level (Salbitano, 1998; Pelleri and Sulli, 2000; Pelleri *et al.*, 2003).

The direct colonization of these two post-pioneer species is rapid and in a few years they are able to cover the whole area of former agricultural and pasture land, reducing the chance of a further spreading of other species. A study implemented in the Vicenza Province built up a growth model for the development of unmanaged ash-sycamore secondary forests. The stems density, very high in the young stage, decreases rapidly from 30.000 trees ha⁻¹ to 600 over sixty years. At the age of sixty the total volume (stem and branches) can reach more than 450 m³ ha⁻¹ (Fig. 4) with a mean increment of about 12 m³ ha⁻¹y⁻¹ at the age of eighteen (Pelleri and Ferretti to be completed).

The potential of ash-sycamore stands is very interesting also for valuable timber productions. Examples of suited management models (i.e., single-tree oriented silviculture or coppice with standard system) could allow the enhancement of a share of the more than 150.000 hectares of maple-lime and ash forests (IFNC, 2005), currently mainly managed according the coppice systems to produce firewood. Experimental trials have reached interesting results starting, in young ash-sycamore stands (aged 15-20), with a high thinning intensity and frequency (Pividori, 2002; Giulietti *et al.*, 2009; Pelleri *et al.*, 2009; Crivellaro *et al.*, 2013).

The final crop trees (100 ha⁻¹) selected in the thinned plot and managed with three localized-selective thinning in fifteen years, showed a superior DBH (+25%) and a superior crown diameter (+69%) in comparison to the crop trees selected, with the same criteria, in the control plot.

In the Apennine and Mediterranean regions, hop-hornbeam, flowering Ash, Elm, Black Locust, a few Oaks species and some Pines are able to colonize directly abandoned lands and produce interesting amount of wood biomass. For many secondary forests, coppice is the more suitable management system (i.e., Hornbeam, flowering Ash, Oaks, black Locust, etc.).

In these cases, a permission from local forest service is needed for coppicing, as these stands are generally considered high forest by the forest Law because mainly

regenerated from seed and unmanaged.

At the first coppicing, production can be low due to limited stools' density but it can rapidly grow at following harvestings.

3.3 Management of shrubs areas for cattle breeding

In the Apennine and in the Mediterranean area, secondary woods are more often characterized by a first stage dominated by a shrub layer (Fig. 5). Typical are the shrub layers characterized by Juniper, Broom, and shrub types belonging to the Rosaceae family (i.e., Bramble, Blackthorn, dog Rose, etc.).

Under the shrubs coverage, tree species progressively grow using shrubs as a shelter (Pelleri *et al.*, 2005). These woods are rich in biodiversity and can be oriented in the long run towards more stable forests or can be enhanced in these transitory stages through cattle breeding. In order to improve the possibility of cattle breeding, it is important to reduce shrubs' invasion by trimming to maintain pastures free and using more rational techniques of breeding livestock (Argenti *et al.*, 2006; Sturaro *et al.*, 2009; Marini *et al.*, 2011).

Limited shrubs areas not completely closed are important, as they may be preserved as a food source and shelter for cattles in summer time and for their natural features (i.e. birds, biodiversity, etc.). Under the most suitable site conditions, where an articulate composition is present, localized low impact interventions may be carried out to favour the evolution towards mixed secondary broadleaved forests.

3.4 Biodiversity

The effect of land abandonment on plant and animal species richness is not unequivocal. Plieninger *et al.* (2014) discovered that land abandonment shows slightly increased plant and animal species richness and overall abundance. Results are however heterogeneous, with differences in the effect size between taxa, spatial-temporal scales, land uses, landforms, and climate. They also stated that there is no "one-size-fits-all" conservation approach that applies to the diverse contexts of land abandonment in the Mediterranean region.

3.5 Landscape management

In areas with high tourist and landscape value, it is basic the preservation of open spaces and traditional land uses. The progressive closure of landscape caused by the spreading of new woodlands reduces landscape diversity (Agnoletti, 2007; Foster, 1992; Foster *et al.*, 1998). In mountainous agricultural sites, characterized by a high tourist and landscape value, old traditional land uses are often present. In these situations, the abandonment can produce a loss of these traditional land uses, so important for their cultural heritage. The restorations of these old land uses (chestnut orchard, terraces, pollarding trees for forage, old grape cultivation

systems, etc.) can be maintained and managed for their historical and cultural significance and used also for tourist activities.

4. Conclusion

The recent FAO report (FRA, 2010) highlights a continuous increase of woodlands in Europe, especially in Spain and Italy. According to the preliminary data of new IFNC from 2005 to 2015 an increment of 600.000 hectares in forests cover was estimated in Italy. In ten years, forest coverage increased from 34.7% to 36.7% of total land area. Following the abandonment of land devoted to agriculture, secondary forests colonized wide surfaces previously oriented to agricultural and pasture activities, following different colonization patterns.

The new secondary forests are able to provide several ecosystem services (carbon sequestration, wood production, soil protection, biodiversity, etc.) but they can, at the same time, create problems connected to the abandonment, depopulation of mountain area and the lack of secondary forests management (increase of wildfire risk, loss of patterns and levels of landscape diversity, increase of land slide risk, etc.).

To enhance secondary forests ecosystem services and increase the contribution that forests can provide to society, it is necessary to actively start managing these new woodlands, enhancing, case by case, their ecological and productive potentials.

In the most productive secondary forests, it is possible to improve valuable timber production (i.e., Ash-Sycamore and a few conifer secondary forests).

It seems basic the involvement of stakeholders with a participative process, to provide financial support, the cooperative management of private lands, to foster first silvicultural operations and to promote a local market as well.

In many secondary forests, the more suitable management is likely to be the coppice system (i.e., Hornbeam, flowering Ash, Oaks, etc.).

In areas with high touristic and landscape values, it is important to preserve open spaces and traditional land uses to maintain a suited landscape diversity.

In abandoned pastures dominated by shrubs, a main point is to keep pastures free, by controlling shrubs invasion, maintaining only localized shrub cover for bird diversity and manage these transitory stages through cattle breeding. In the best site conditions, where the evolution of shrubland towards mixed secondary forests is fast and evident, low impact silvicultural interventions are advisable.

It seems necessary to highlight that every type of decision on the management forms has to be based on the natural characteristics of spontaneous reafforestation, and especially on social, economic and cultural contexts in which the new woodlands and landscape are inserted.

Table 1. Trends in the extension of forest from 1990 to 2010. The most relevant countries with more than 500,000 hectares of cover increment.

Tabella 1. Incremento delle foreste dal 1990 al 2010. Le nazioni più importanti con più di 500.00 ettari di incremento di superficie.

Countries	Forest area (1000 ha)			%
	1990	2010	1990-2010	
Europe	989,471	1,005,001	15,530	1.6
Spain	13,818	18,173	4,355	31.5
Italy	7,590	9,149	1,559	20.5
France	14,537	15,954	1,417	9.7
Norway	9,130	10,065	935	10.2
Sweden	27,281	28,203	922	3.4
Belarus	7,780	8,630	850	10.9
Greece	3,299	3,903	604	18.3
Bulgaria	3,327	3,927	600	18.0

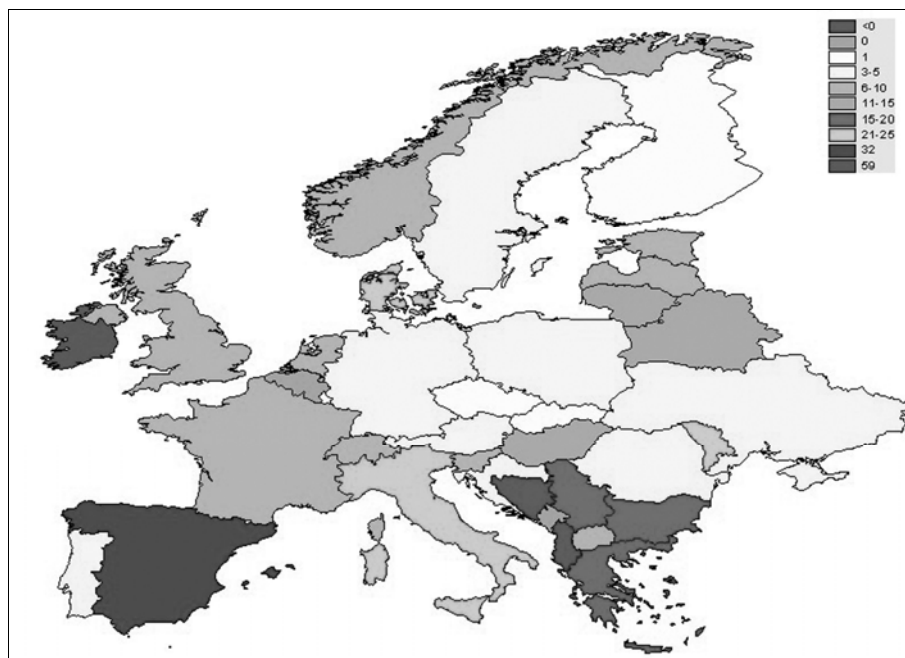


Figure 1. Trends in the extension of forest area (%) from 1990 to 2010 (FAO - FRA 2010).

Figura 1. Incremento in superficie delle foreste in Europa dal 1990 al 2010 (FAO - FRA 2010).

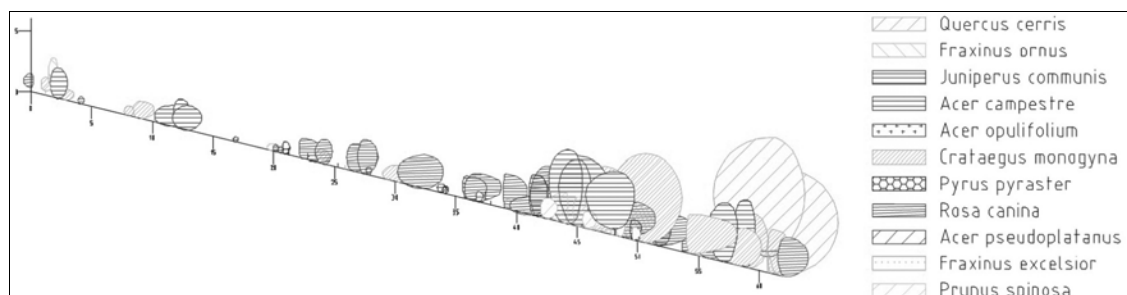


Figure 2. Secondary succession on abandoned pasture where first shrubs clumps are progressively colonized by tree species (Apennine).

Figura 2. Colonizzazione di un pascolo abbandonato dove i primi nuclei di arbusti (nucleazione) sono progressivamente colonizzati da specie arboree (Appennino).

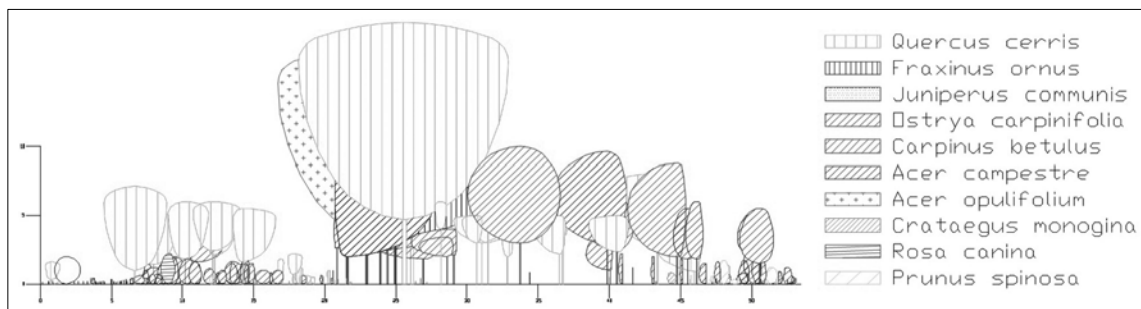


Figure 3. Secondary succession on abandoned pasture following centrifugal advancing pattern becoming established from isolated Turkey Oak and Maple trees.

Figura 3. Colonizzazione di un pascoli secondo pattern centrifugo a partire da piante isolate di cerro e acero.

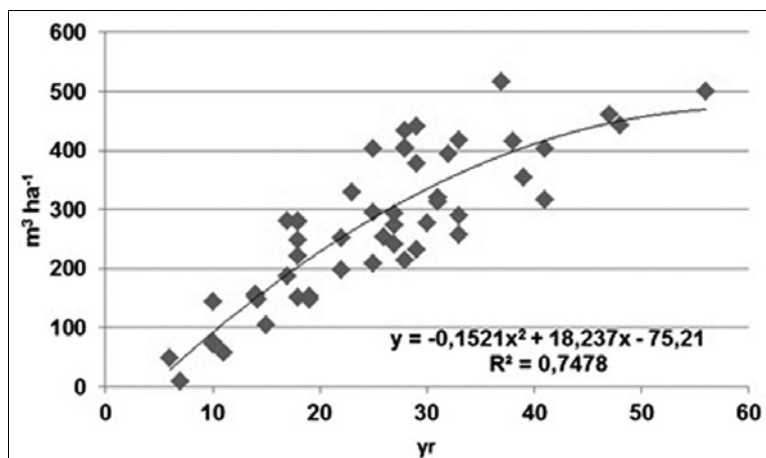


Figure 4. Total tree volume trend in unmanaged Ash-Sycamore secondary forests of Pre-alpine region.

Figura 4. Andamento del volume dendrometrico in aceri-frassineti secondari non gestiti della regione prealpina.

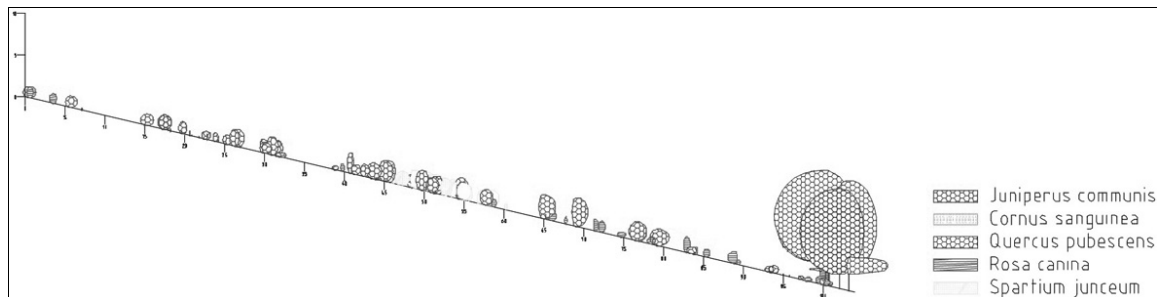


Figure 5. Juniper and Broom secondary succession on abandoned agricultural land (Apennine).

Figura 5. Colonizzazione di aree agricole abbandonate da parte del ginepro comune e la ginestra odorosa (Appennino).

RIASSUNTO

Rilevanza delle successioni secondarie e loro possibile gestione

Secondo FAO, dal 1965 al 2001 in Europa le superfici agricole si sono ridotte del 12,9%, particolarmente in Italia (-29,7%). Sempre secondo FAO, a livello globale, dal 2000 al 2013, la superficie forestale (-1,7%) e quella agricola (-3,1%) si sono ulteriormente ridotte; mentre in Europa quella forestale è aumentata (0,7%), concordemente con quanto avvenuto nei decenni pre-

cedenti. L'abbandono delle aree agricole marginali, originatosi a partire dagli anni '50, ha determinato il progressivo aumento delle superfici forestali dovuto all'imboschimento spontaneo e all'attività di rimboschimento. Un fenomeno così rilevante ha effetti positivi e negativi, spesso ambivalenti, sulla gestione forestale e territoriale. La diffusione delle neoformazioni forestali, in particolare di aree ad arbusteti, può aumentare il rischio di incendio, d'altra parte accresce la quantità di biomassa. La mancanza del presidio umano e l'abbandono delle sistemazioni idrauliche di aree agricole portano ad un progressivo au-

mento dell'instabilità dei versanti, viceversa la maggiore copertura del suolo riduce e controlla fenomeni erosivi. La progressiva chiusura di aree aperte porta ad una progressiva omogeneizzazione del paesaggio con perdita di diversità e di sistemi tradizionali di uso del suolo, d'altra parte le formazioni ad arbusteti sono assai ricche di biodiversità. Ulteriori aspetti sono l'aumentata capacità di stoccaggio del carbonio e le potenzialità produttive - in particolare di legname di pregio - di parte di queste neoformazioni con incrementi medi anche di 10 m³ha⁻¹yr⁻¹. Si analizza la situazione europea ed italiana evidenziando punti di forza e di debolezza di queste formazioni ed il ruolo che può giocare una corretta gestione.

BIBLIOGRAPHY

- Agnoletti M., 2007 – *The degradation of traditional landscape in a mountain area of Tuscany during the 19th and 20th centuries: implication for biodiversity and sustainable management*. Forest Ecology and Management, 249: 5-17.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.032>
- Agnoletti M., Emanuelli F., Maggiari G., Preti F., 2012 – *Paesaggio e dissesto idrogeologico: il disastro ambientale del 25 ottobre 2011 nelle Cinque Terre*. In: Agnoletti M., Carandini A., Santagata W., (Eds.), 2012, Florens 2012. Studi e Ricerche / Essays and Researches. Bandecchi e Vivaldi, Pontedera, Pisa. pp. 25-39.
- Agnoletti M., 2014 – *Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspective*. Landscape and Urban Planning, 126: 66-73.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.012>
- Agnoletti M., Paci M., 1999 – *Ecologia del paesaggio della fattoria di Gargonza (Valdichiana) dal 1823 ad oggi*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Annali, XLVIII: 42-82.
- Alberti G., Peresotti A., Piussi P., Zerbi G., 2008 – *Forest ecosystem Carbon accumulation during a secondary succession in the Eastern Prealps of Italy*. Forestry, 81: 1-11.
<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpm026>
- Argenti G., Bianchetto E., Ferretti F., Giulietti V., Milandri M., Pelleri F., Romagnoli P., Signorini M.A., Venturi E., 2006 – *Caratterizzazione di un area pascoliva abbandonata in località San Paolo in Alpe (S. Sofia FC) utilizzata in modo estensivo*. V Congresso SISEF 27-30 settembre 2005 Grugliasco TO. Forest@, 3 (3): 387-396.
- Bargioni E., Zanzi Sulli A., 1998 – *The production of fodder trees in Valdagno Vicenza, Italy*. The Ecological History of European Forests. Edited by Kirby K.J. and Watkins C. CAB international: 43-52.
- Crivellaro A., Giulietti V., Brunetti M., Pelleri F., 2013 – *European ash (Fraxinus excelsior L.) secondary woodlands in Italy: management system and timber properties*. ISCHP-13 Proceeding of 4th International Scientific Conference on Harwood Processing, 7th-9th October 2013, Florence, Italy: 70-76.
- Cuevas E., Brown S., Lugo A.E., 1991 – *Above- and belowground organic matter storage and production in a tropical pine plantation and a paired broadleaf secondary forest*. Plant and soil, 135 (2): 257-268.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00010914>
- FAO, 2010 – *Global Forest resources assessment: main report*. Fao forestry paper 163: 378 pp.
- Ferretti F., Giulietti V., Pelleri F., 2010 – *Tavola di cubatura a doppia entrata ed a una entrata per gli aceri frassineti di neoformazione nella Comunità Montana Agno-Chiampo*. Annali CRA- Centro Ric. Selv., 36, 2009-2010: 59-66.
- Foster D., Motzkin R., Slater G.B., 1998 – *Land-use History as long-term Broad scale disturbance: regional forest dynamics in central New England*. Ecosystems, 1: 96-119.
<http://dx.doi.org/10.1007/s100219900008>
- Foster R.F., 1992 – *Land-use history (1730-1990) and vegetation dynamics in central New England, USA*. Journal of Ecology, 80: 753-772.
<http://dx.doi.org/10.2307/2260864>
- Gambarino M., Lingua E., Martinez Subirà M., Motta R., 2011 – *The larch wood pasture: structure and dynamics of a cultural landscape*. European Journal of Forest Research, 130: 491-502.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10342-010-0437-5>
- Gambarino M., Sibona E., Lingua E., Motta R., 2014 – *Decline of traditional landscape in a protected area of the southwestern Alps: The fate of enclosed pasture patches in the land mosaic shift*. Journal of Mountain Science, 11, 2: 544-554.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11629-013-2666-9>
- Gellrich M., Baur P., Koch B., Zimmermann N.E., 2007 – *Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 118: 93-108.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.001>
- Giulietti V., Ferretti F., Pelleri F., 2009 – *Prove di diradamento in acero-frassineti di neoformazione nella Comunità Montana Agno-Chiampo(VI): risultati dopo il secondo intervento*. Annali CRA- Centro Ric. Selv., 35, 2007-2008: 87-100.
- Guo L.B., Grifford R.M., 2002 – *Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis*. Global Change Biology, 8: 345-360.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Hooker T.D., Compton J.E., 2003 – *Forest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first century after agricultural abandonment*. Ecological Applications, 13: 299-313.
[http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0299:F E CANA\] 2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0299:F E CANA] 2.0.CO;2)
- Houghton R.A., Hackler J.L., Lawrence K.T., 1999 – *The U.S. carbon budget: contributions from land-use change*. Science, 285, 574-578.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.285.5427.574>
- Ihse M., 1995 – *Swedish agricultural landscapes – patterns and changes during the last 50 years, studied by*

- aerial photos*. Landscape and Urban Planning, 31: 21-37.
[http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)01033-5](http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046(94)01033-5)
- Laiolo P., Dondero F., Ciliento E., Rolando A., 2004 – *Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the avifauna*. Journal of Applied Ecology, 41: 294-304.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00893.x>
- La Mantia T., Oddo G., Ruhl J., Furnari G., Scalenghe R., 2007 – *Variazioni degli stock di carbonio del suolo in seguito ai processi di abbandono dei coltivi: il caso di studio dell'isola di Pantelleria (TP)*. Forest@, 4 (1): 102-109.
<http://dx.doi.org/10.3832/efor0433-0040102>
- MacDonald D., Crabtree J.R., Wiesinger G., Dax T., Stamou N., Fleury P., Gutierrez Lazpita J., Gibon A., 2000 – *Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response*. Journal of Environmental Management, 59: 47-69. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.1999.0335>.
- Marini L., Klimek S., Battisti A., 2011 – *Mitigating the impact of the decline of traditional farming on mountain landscapes and biodiversity: a case of study in the European Alps*. Env. Science & Policy, 14: 258-267.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2010.12.003>.
- MIPAF, 2007 – *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio. Prima parte le stime di superficie 2005*. CRA Istituto Sperimentale per l'Assessment Forestale e per l'Alpicoltura, Trento. 39 pp.
- Motta R., Morales M., Nola P., 2006 – *Human land - use, forest dynamic and tree growth at the treeline in Western Italian Alps*. Annals of Forest Science, 63: 739-747. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006055>
- Mottet A., Ladet S., Coque N., Gibon A., 2006 – *Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 114: 296-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.017>
- Pelleri F., Sulli M., 2000 – *Campi abbandonati e avanzamento del bosco. Un caso di studio nelle Prealpi lombarde (Comune di Brinzio, Provincia di Varese)*. An. Ist. Sper. Selv., (XXVIII 1997): 89-126.
- Pelleri F., Ferretti F., Sulli M., 2003 – *Primi risultati di un'indagine sui boschi di neoformazione della Comunità Montana Agno-Chiampo (Vicenza)*. Atti del III Congresso Nazionale SISEF Viterbo 15-18 ottobre 2001, pp. 471-476.
- Pelleri F., Milandri M., Ferretti F., 2005 – *L'avanzamento del bosco nell'Appennino Tosco-Romagnolo: il caso di Premilcuore*. Atti del IV Congresso Nazio-
- nale SISEF "Meridiani Forestali" Potenza 7-10 Ottobre 2003, pp. 135-140.
- Pelleri F., Pividori M., Giulietti V., 2009 – *Cure colturali in acero-frassineti secondari in Italia settentrionale*. Atti III Congresso Nazionale di Selvicoltura, Taormina, 16-19 ottobre 2008, pp. 887-893.
- Petretti F., 1996 – *Italian alpine cattle rearing: Valle D'Aosta*. In: Farming at the Margins. Selby A., Guiheneuf P.Y., Manterola J.J., Lhuillier C., Beaufroy G., Compagnons P., Petretti F. (Eds.). Institute for European Environmental Policy, London/The Hague, pp. 137-151.
- Piussi P., 2002 – *Rimboschimenti spontanei ed evoluzioni di post-coltura*. Monti e Boschi, 3/4: 31-37.
- Pividori M., 2002 – *A thinning trial in Ash and maple stands in the Triangolo Lariano region (Lombardia Italy)*. In: International Conference on management of valuable broadleaved forest in Europe, Friburg 5-9 may 2002.
- Plieninger T., Hui C., Gaertner M., Huntsinger L., 2014 – *The Impact of Land Abandonment on Species Richness and Abundance in the Mediterranean Basin: A Meta-Analysis*. PLoS ONE, 9(5): e98355.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0098355>
- Romero-Calcerrada R., Perry G.L.W., 2004 – *The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA "Encinares del rio Alberche y Cofio", Central Spain, 1984-1999*. Landscape and Urban Planning, 66: 217-232.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00112-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00112-9)
- Ruhl J., Pasta S., La Mantia T., 2005 – *Metodologia per lo studio delle successioni secondarie in ex-coltivi terrazzati: il caso di studio di Pantelleria (canale di Sicilia)*. Forest@, 2 (4): 388-398.
<http://dx.doi.org/10.3832/efor0324-0020388>.
- Salbitano F., 1988 – *I boschi di neoformazione in ambiente prealpino: il caso di Taipana (prealpi Giulie)*. Monti e boschi, 6: 17-24.
- Sitzia T., 2009 – *Ecologia e gestione dei boschi di neoformazione nel paesaggio del trentino*. Provincia autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna, Trento, pp. 301.
- Sturaro E., Cocca G., Gallo L., Mrad M., Ramanzin M., 2009 – *Livestock systems and farming styles in eastern Italian Alps: an on-farm survey*. Italian Journal of Animal Science, 8: 541-544.
<http://dx.doi.org/10.4081/ijas.2009.541>.
- Tasser E., Mader M., Tappeiner U., 2003 – *Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides*. Basic and Applied Ecology, 4: 271-280.
<http://dx.doi.org/10.1078/1439-1791-00153>.

CIBO VALORE COMUNE, NON UN BENE QUALSIASI: RUOLO MULTIFUNZIONALE DELL'AGRICOLTURA

Giuseppe Vadalà¹

¹Comandante Regionale Corpo Forestale dello Stato Toscana

Fin dall'antichità, gli alimenti che derivano dalle risorse naturali rappresentano una fonte di vita insostituibile per gli esseri umani. In questo senso, l'agricoltura e l'allevamento rivestono un ruolo centrale nella società post-moderna, soprattutto nei Paesi in cui le persone soffrono per la carenza di cibo. Il fattore cibo è una questione nazionale e mondiale prioritaria per il futuro dell'uomo; nella produzione degli alimenti si incrociano elementi economici, ambientali, demografici, culturali, territoriali, strategici per la sopravvivenza degli uomini.

Il presente lavoro sottolinea il ruolo centrale del Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali e del Corpo forestale dello Stato in termini di sicurezza agroalimentare e agro ambientale.

Parole chiave: cibo, agricoltura, sicurezza alimentare, Corpo Forestale dello Stato.

Keywords: food, agriculture, food security, State Forestry Corps.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-gv-cib>

L'alimento è il bene essenziale, per definizione, alla nostra vita. Dai tempi dei tempi, dall'apparizione dell'essere umano sulla terra, la prima preoccupazione e bisogno dell'uomo è stata quella di procurare il cibo per alimentarsi e quindi ottenere la necessaria energia per la vita quotidiana. Qualunque attività svolta dall'uomo negli ambienti rurali, nelle selve, nelle prime collettività costituite è stata quella, attraverso la caccia, la coltivazione, il commercio di potere ottenere il cibo per crescere e svilupparsi, come individuo e come comunità. L'uomo, sia nella concezione antropocentrica, che pone l'essere umano al centro dell'universo, che in quella biocentrica, che presuppone la natura al centro del tutto, è inserito nel sistema naturale attraverso la complessità delle catene alimentari, che da sempre ne hanno regolato, il tipo e la quantità di presenza in rapporto agli altri esseri viventi.

Oggi, in tempi di produzioni alimentari spinte, dove anche la qualità del cibo ha assunto un valore economico ragguardevole per la bilancia commerciale di molti Stati, il cibo rappresenta sempre l'energia trasformata dal sole, dall'acqua e dai territori che assicura la vita a sette miliardi di persone che popolano la Terra; l'alimento è il conto economico di milioni di persone, è la contabilità ambientale fra risorse e prodotti generatrici dell'impronta ecologica dell'uomo sul pianeta, è la trasformazione della nostra ruralità e delle nostre montagne e boschi in beni e servizi, è la cultura e le mille tradizioni di convivialità che assumono nel mondo forme e colori diversi e contribuiscono a dare valore alla nostra vita.

Sono cambiati nel nostro tempo, le quantità, la distribuzione, la qualità, gli aspetti di salubrità dell'ambiente e dell'alimento. Ma l'essenzialità di questa attività è la stessa. Essa è utile agli uomini e alle donne quale serbatoio di energia; se un giorno l'uomo

dovesse realizzare alimenti completamente di sintesi, sconnessi dalla terra e dai cicli vitali dell'ambiente, quel momento, se mai verrà, rappresenterà un salto nella storia del genere umano, dalle conseguenze ora non calcolabili.

Ancora oggi quindi l'alimento è specchio dei tempi, quale valore comune e non assimilabile a qualsiasi altro tipo di bene.

Da questo assunto dobbiamo iniziare per riaffermare la centralità dell'agricoltura e dell'allevamento anche nella società post-moderna; anzi considerando le quantità che il mercato oggi esige e 870 milioni di persone sul pianeta che ancora oggi sono carenti di cibo, è esigenza della politica di ciascun Stato e di quella comunitaria realizzare politiche virtuose in questo settore.

L'Europa sin dalla sua istituzione ha affidato al soddisfacimento dei bisogni alimentari dei cittadini europei uno dei fondamentali pilastri comunitari e la Politica Agricola Comune (PAC) in questi anni ha assicurato un livello medio alto di alimentazione per tutti i cittadini europei. Nonostante questi sforzi, soprattutto nell'ultimo decennio si sono sviluppate forti tensioni sui prezzi dei principali prodotti agricoli a fini alimentari (grano, riso, frumento) per diversi fattori concomitanti quali quelli biotici (parassiti) o abiotici (siccità) ma anche per fattori economici, sconnessi dai cicli naturali e dovuti agli artifici finanziari delle *commodities*, della Borsa merci di Chicago, delle derrate alimentari quali beni rifugio di fortune economiche, per la soia, per la colza, per il mais utilizzati quali biocarburanti e nella bio industria, e, ultima causa, per i terreni utilizzati come immense fattorie di pannelli per la produzione di energia solare.

La PAC per il periodo 2014 – 2020 sta affinando ulteriormente le attività di sviluppo di *greening* dell'agricoltura quale importante leva della *Green economy*.

L'agricoltura rimane l'unica attività manifatturiera ecologica che oltre ai redditi strettamente economici sviluppa servizi per la collettività, bloccando anidride carbonica, trattenendo i terreni agricoli contro il dissesto idrogeologico, modellando paesaggi inimitabili.

Contemporaneamente un'altra questione preoccupa fortemente gli imprenditori agricoli e i produttori di alimenti. L'erosione dei redditi agricoli dovuti ai minori costi di produzione praticati in larghe aree del globo concorrenziali con quelli dei Paesi UE e a causa dello sviluppo del commercio mondiale degli alimenti che ha mutato l'equilibrio mondiale dei prezzi prima esistente.

La FAO in un recente rapporto ha affermato che la globalizzazione ha consentito di abbassare il numero delle persone bisognose di sostentamento nel mondo, da 1 miliardo del periodo 1990 - 1992 agli 870 milioni attuali del periodo 2010 - 2012, questo grazie proprio all'accrescimento economico delle aree del Sud-Est asiatico che sono fuoriuscite così dall'area di sottosviluppo. Tali dati dimostrano come il fattore cibo è una questione nazionale e mondiale prioritaria per il futuro dell'uomo; nella produzione degli alimenti si incrociano elementi economici, ambientali, demografici, culturali, territoriali, strategici per la sopravvivenza degli uomini. Oggi dobbiamo assicurare la corretta fruizione degli alimenti contro i fattori che hanno provocato il disgiungimento fra luoghi di produzione e di consumo del cibo. In questo ambito si svolge l'azione del nostro Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali che, in modo sinergico, con diversi cinque Organismi, Corpo forestale dello Stato, Comando Politiche Agricole dell'Arma dei Carabinieri, Guardia di Finanza, Comando della Capitanerie di Porto, Ispettorato Controllo Qualità e Repressione Frodi conducono l'attività di legalità delle filiere e di lotta alla contraffazione agroalimentari a tutela dei consumatori.

Il Corpo forestale dello Stato svolge la propria attività di sicurezza agroalimentare e agro ambientale nei territori rurali e montani dove nascono e si svolgono i processi evolutivi e, a volte anche, di aggressione alle risorse ambientali e agroalimentari del nostro Paese.

I pirati agroalimentari ogni anno portano via dall'Italia 60 miliardi di euro di valore di cibo contraffatto e spacciato nel mondo come *Italian sounding*, ma conosciamo bene che oltre l'*Italian branding* che è un richiamo prestigioso del *Foreign branding* nazionale dobbiamo riuscire a fare conoscere e gustare nel mondo l'*Italian tasting*, cioè i valori autentici del cibo di eccellenza nazionale.

I cibi contraffatti si avvalgono ancora oggi della indeterminatezza sull'origine e provenienza della materia prima alimentare. Il cibo non può essere confuso e assimilato a un prodotto tessile o meccanico, in quanto è garanzia di salute dell'uomo, di salubrità dell'ambiente e di integrità territoriale. Sin dall'immediato futuro si deve mettere in atto ogni sforzo e iniziativa per potersi avvalere di una legislazione nazionale e comunitaria che individui con chiarezza per le aziende e per i consumatori l'origine della materia prima trasformata. Solo attraverso la tracciabilità del cibo, come già oggi avviene per numerose filiere quali,

miele, carni, olio, vino è possibile tendere a una maggiore sicurezza; per altre filiere quali la pasta, i lattiero caseari, l'ortofrutta deve essere completata la normativa che assicuri una completa tracciabilità dell'origine della materia prima alimentare trasformata. In questo processo virtuoso l'Italia, dove risiede il maggior patrimonio di bio e agro diversità d'Europa, deve fare da Paese conduttore di principi e di valori per il resto dei Paesi dell'UE.

L'Italia, come noto, in considerazione della notevole densità antropica che caratterizza il Paese e per il fatto che più del 70% del territorio nazionale è caratterizzato da un'orografia collinare e montuosa è più fragile e sensibile da un punto di vista geomorfologico e idrogeologico. Per questo il mantenimento sul territorio di produzioni agricole capaci di generare alte remunerazioni in termini economici e quindi elevati redditi per gli agricoltori, come quelli dei prodotti di eccellenza del *made in Italy*, è un'azione prioritaria ai fini della valorizzazione e della difesa dei valori ambientali e dei servizi indotti sul territorio.

Alcune zone del Paese inoltre sono, dal punto di vista sociale, caratterizzate da una presenza fortemente virulenta di associazioni criminali che traggono profitti illeciti anche dallo sfruttamento delle risorse agro-alimentari e ambientali quali, il traffico dei cibi contraffatti, il traffico dei rifiuti in agricoltura (materie plastiche), l'intermediazione illecita della manodopera in agricoltura (caporalato) e quella che avviene nei mercati e nei trasporti ortofrutticoli. Da tempo per rispondere in modo efficace a questi fenomeni che minacciano l'integrità sociale e territoriale di ampie zone nazionali, il Corpo forestale dello Stato su indirizzo del Governo e del Ministro delle Politiche agricole alimentari e forestali, ha messo a punto quattro direttrici per potenziare la capacità d'intervento in tema di sicurezza agroalimentare e agro ambientale:

- attivazione di un'intensa rete di rapporti sociali con i cittadini, le scuole, i ragazzi, le associazioni, i sindacati di categoria, perché solo attraverso l'impegno, la partecipazione attiva e la sensibilizzazione di questi attori alla vita sociale e economica del Paese, può essere isolata la criminalità e i suoi appartenenti dal resto della società; attraverso l'effettuazione di mirate campagne di educazione e divulgazione e l'affermazione dei valori istituzionali e civici, possiamo affermare la legalità nei territori rurali e montani e mettere in moto le forze sane della Nazione;

- miglioramento della capacità operativa sul territorio nazionale e di analisi dei fenomeni di criminalità agro-alimentare e ambientale, attraverso il potenziamento delle strutture investigative e il coordinamento delle forze comuni in questi settori (inserimento del personale del Corpo forestale dello Stato nelle sezioni di polizia giudiziaria delle Procure della Repubblica; collaborazione con la Direzione Nazionale Antimafia; previsione di inserimento del personale del Corpo forestale dello Stato nella Direzione Investigativa Antimafia);

- potenziamento dell'attività di cooperazione internazionale di polizia nell'ambito *Interpol* e *Europol* finalizzato allo scambio di esperienze e di *modus operandi* comuni ai diversi Stati che colpiscono i profitti illeciti

nei luoghi di commercio degli alimenti contraffatti, che il più delle volte, sono distanti dai luoghi di produzione;
- collaborazione con le istituzioni, associazioni e confederazioni in tema di utilizzazione dei terreni sequestrati e confiscati alla criminalità organizzata e sulla lotta all'intermediazione illecita di manodopera in agricoltura (caporalato).

Per questo, per migliorare ulteriormente l'azione di legalità nei territori rurali e montani, è necessario porre

a servizio della collettività risorse e uomini con la capacità di analizzare, investigare e penetrare le nuove frontiere della criminalità ma anche pronti a ascoltare e stare vicino alla popolazione che abita le campagne e le città. La moderna e rivisitata funzione del *poliziotto di campagna*, consente al Corpo forestale dello Stato di svolgere quella funzione di prossimità al cittadino e alle popolazioni rurali, utile a fare percepire e a contribuire a affermare i valori di legalità nel nostro Paese.

SUMMARY

Food common value, not a simple asset: multifunctional role of agriculture

Since ancient times, the foods that are derived from natural resources are an irreplaceable source of life for humans. In this sense, agriculture and farming play a central role in the post-modern society, especially in countries where people suffer from food shortages. The food is an important factor in national and global policies for the future of man; in food production cross economic, environmental, demographic, cultural, territorial, strategic for the survival of mankind. This paper emphasizes the central role of the Ministry of Agriculture, Food and Forestry and the State Forestry Corps for food safety and agricultural environment.

BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO

- Abrami A., 1987 – *La disciplina normativa dei terreni forestali*. Edizioni Giuffrè.
- Abrami A., 2005 – *Manuale di diritto forestale e dell'ambiente territoriale*. Con appendice legislativa; Edizioni Giuffrè.
- Acot P., 2007 – *Catastrofi climatiche e disastri sociali*. Edizioni Donzelli Virgola.
- Agriconsulting, 1992 – *Agricoltura e ambiente alla ricerca di un nuovo equilibrio*. Agricoltura - giugno 1992, Anno XL.
- Cappelli A., Simoni S., 2007 – *L'oro verde: vizi e virtù dei biocarburanti*. Limes, Rivista Italiana di geopolitica, n. 6/2007, Il clima dell'energia. Edizioni l'Espresso.
- Carrabba E.F., 1996 – *Codice penale e di procedura penale commentati da Loris D'Ambrosio e Pier Luigi Vigna*. Edizioni Laurus Robuffo.
- Coldiretti, 2009/2010 – *Documenti del Forum internazionale dell'Agricoltura e dell'alimentazione di Cernobbio*. Edizioni The European House, Ambrosetti - 2009 e 2010.
- Cordini G., 1995 – *Diritto Ambientale. Elementi giuridici comparati della protezione ambientale*. CEDAM.
- D'ignazio G., 1996 – *Il Governo dell'Ambiente, fra Unione Europea, Stato, regioni ed autonomie locali*. Edizioni Maggioli, Rimini.
- Daclon C.M., 2008 – *Geopolitica dell'Ambiente*. Edizioni Franco Angeli.

- Daclon C.M., 2010 – *Dalla crisi ambientale al rischio destabilizzazione*. Gnosis – Rivista italiana di intelligence, 3.
- De Castro P., 2002 – *Risorse naturali ed ambientali*. Gnosis – Rivista italiana di intelligence, 23.
- De Laurentis D., 2004 – *Il Corpo forestale dello Stato tra tradizione e innovazione 1999-2003*. Edizioni Collana Verde, Roma.
- Dei P., 2006 – *Guerre ambientali: come si preparano gli strateghi USA*. Limes, Rivista Italiana di geopolitica – I quaderni speciali, Tutti giù per terra, Supplemento al n. 4/2006, Edizioni l'Espresso.
- Di Paolo A., 2000 – *Elementi di Intelligence e tecniche di analisi investigativa*. Edizioni Laurus Robuffo.
- Fare Ambiente, 2010 – *Rapporto sulle frodi alimentari e agroalimentari in Italia*. Edizioni Palazzo Vargas.
- Ferrari G., Zanchi C., 1979 – *La desertificazione un fenomeno sempre più vasto*. L'Italia agricola, 116: 2.
- Galli M., 1992 – *Nuove regole per lo sviluppo sostenibile*. Rivista Agricoltura, giugno Anno XL.
- Ghiotti D., 2010 – *Inghilterra, in vendita le foreste statali ma gli ambientalisti si oppongono*. <http://www.ilfattoquotidiano.it/> [29.12.2010].
- Gore A., 2007 – *La terra in bilico*. Edizioni Saggi Bompiani, Milano.
- Gruppo Di Ricerca di Nomisma, 2008 – *XI Rapporto Nomisma sull'Agricoltura italiana; la competitività dell'Agricoltura italiana di fronte ai nuovi scenari evolutivi*. Edizioni Edagricole.
- Guglielmino S., 1997 – *Lotta senza confini alla criminalità*. Polizia Moderna, n. 1.
- Iovine C., 1992 – *O.I.P.C. INTERPOL, Funzioni e strutture dell'Organizzazione Internazionale di Polizia Criminale*. Edizioni Tecnodid, Napoli.
- Landi S., Santoloci M., 1997 – *Tecnica di polizia giudiziaria ambientale*. Edizioni Laurus Robuffo.
- Livi Bacci M., 2007 – *Popolazione e clima: le incerte relazioni*. Limes, Rivista Italiana di geopolitica, n. 6/2007, Il clima dell'energia. Edizioni l'Espresso 132.
- Maddalena P., 1990 – *Danno pubblico ambientale*. Edizioni Maggioli, Rimini.
- Maglia S., 2010 – *Il Codice dell'Ambiente*. Edizioni La Tribuna, Piacenza.
- Maglia S., 2010 – *La nozione di bosco nella legislazione vincolistica*. Ambiente & Sviluppo, n. 11/2010 p. 897-900.
- Manganelli A., 2008 – *Intervista a cura di Pio Marconi*. Gnosis – Rivista italiana di intelligence, n. 1/2008
- Maniscalco M.L. 2005 – *Lezioni di sociologia della*

- sicurezza per il corso di aggiornamento professionale per i Vice Questori Aggiunti della Polizia di Stato.* Edizioni Servizi per l'Editoria Scientifica.
- Martinelli F., 1998 – *Incendi boschivi: dall'emergenza alla cooperazione.* II Congresso Nazionale di Selvicoltura, Venezia 24 - 27 giugno 1998. Ed. Consulta Nazionale per le Foreste ed il Legno - Direzione Generale per le Risorse Forestali Montane ed Idriche - Accademia italiana di Scienze Forestali.
- Meadows D., Meadows D., Randers J., 2006 – *I nuovi limiti dello sviluppo – La salute del pianeta e nel terzo millennio.* Edizioni Scienza Oscar Saggi Mondadori.
- Mereu U., 1995 – *Commercio e tutela di animali e piante.* Edizioni EdAs.
- Ministero Degli Affari Esteri, 2006 – *Pubblicazione in occasione delle celebrazioni ufficiali della giornata mondiale dell'alimentazione, l'Italia con l'ONU contro la fame nel mondo.* Edizioni Presidenza del Consiglio dei Ministri – Dipartimento per l'informazione e per l'editoria - ottobre-dicembre 2006.
- Ministero Delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali - Corpo Forestale dello Stato, 2009 – *Contrasto ai crimini agroambientali e agroalimentari - l'attività di polizia giudiziaria dalla prassi alle regole procedurali corrette.*
- Ministero Delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali - Corpo Forestale dello Stato, 2001 – *Indagine conoscitiva sugli incendi boschivi.* Stampa New Graphic, Roma.
- Ministero Delle Risorse Agricole Alimentari E Forestali - Corpo Forestale dello Stato, 1994 – *Il Piano nazionale nella prospettiva della gestione della conservazione e dello sviluppo sostenibile delle foreste*, 134.
- Mone L., 1996 – *L'amministrazione della Pubblica sicurezza e l'ordinamento del personale.* Edizioni Laurus Robuffo, Roma.
- Mori M., 2006 – *Dal libro dell'anno 2005 Treccani, Intelligence e sicurezza Nazionale.* Gnosis – Rivista italiana di intelligence n. 2/2006.
- Mosca C., 2008 – *Intervista a cura di Pio Marconi.* Gnosis – Rivista italiana di intelligence, n. 2/2008
- Nespor S., Capria A., 1996 – *Rapporto Mondiale Sul Diritto Dell'ambiente.* Edizioni Giuffrè.
- Nonisma, Palomba P., 2009 – *Marketing dei Prodotti tipici.* Edizione Agro editrice, Roma.
- Osservatorio Ambiente E Legalità, 2009 – *Ecomafia 2009, Le storie e i numeri della criminalità ambientale.* Edizioni Ambiente.
- Palmieri N., Zanoni G., 2009 – *Le Riserve naturali statali; un contributo alla conservazione della biodiversità.* Ed. Corpo Forestale dello Stato - Ufficio per la biodiversità.
- Patrone C., 2005 – *Critica al radicalismo ecologico.* Silvae, 1.
- Paz J.G., 2003 – *Le minacce alla sicurezza ambientale globale.* Gnosis – Rivista italiana di intelligence, 27.
- Postiglione A., 1990 – *L'ambiente come diritto dell'uomo.* Riv. "Protecta", 1.
- Rampini F., 2006 – *La terra è piccola per Cindia.* Riv. Limes, I quaderni speciali Tutti giù per terra, Supplemento al n. 4/2006, Edizioni L'Espresso.
- Rella R., Sturaro A., Parvoli G., Ferrara D., Cassellato U., Vadalà G., 2005 – *A brush fire forensic case.* Science & Justice, 45 (1): 29-34.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1355-0306\(05\)71617-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1355-0306(05)71617-8).
- Rifkin J., 2002 – *Economia all'idrogeno.* Edizioni Saggi Mondadori.
- Rifkin J., 2010 – *La Civiltà dell'empatia.* Edizioni Saggi Mondadori.
- Rosati M., 2010 – *Atlante Qualivita - I prodotti agroalimentari italiani DOP IGP STG.* Edizioni Qualivita.
- Sacco G., 2002 – *Scenari futuri della globalizzazione.* Gnosis – Rivista italiana di intelligence, 23.
- Santoloci M., 2008 – *Tecnica di polizia giudiziaria ambientale.* Edizioni Diritto all'Ambiente.
- Senato Della Repubblica XIV Legislatura, 2003 – *Relazione sulla politica informativa e della sicurezza presentata dal Ministro per la Funzione pubblica e per il coordinamento dei Servizi di informazione e sicurezza.* On. Franco FRATTINI, per Gnosis, n. 27, settembre-dicembre 2003
- Siazzu G., 2008 – *Intervista a cura di Pio Marconi.* Gnosis – Rivista italiana di intelligence, 3.
- Tedeschi G., 2008 – *Le nuove emergenze sociali nel controllo delle filiere agroalimentari: il ruolo del Corpo forestale dello Stato.* Tesi in Diritto agrario del Master di II livello in Scienze della Sicurezza Ambientale, Università la Sapienza di Roma; relatore Prof. Antonio Masi; 1° Corso Commissari del Corpo forestale dello Stato, Scuola Superiore di Polizia; Anno Accademico 2007-2008.
- Tremonti G., 2008 – *La paura e la speranza.* Edizioni Mondadori.
- Vadalà G., 1995 – *La Convenzione di Washington a difesa della natura.* Agricoltura, 269/270: 71-82.
- Vadalà G., 1998 – *Le Forze di Polizia a tutela dell'Ambiente, coordinamento o competenza specifica?* Rivista Trimestrale della Scuola di Perfezionamento per le Forze di Polizia, 2.
- Vadalà G., 2007 – *Fare pressione sugli incendiari per affermare la legalità nelle nostre aree rurali.* Testata giornalistica on line "Diritto all'ambiente".
- Vadalà G., 2008 – *Individuare gli incendiari. Fermare i piromani. Una professione.* Rivista di Criminologia, Vittimologia e Sicurezza, II (1), pp.46-70. ISSN 1971-033X.
- Vadalà G., 2010 – *La sicurezza alimentare.* Economia e Ambiente, 6/2010.
- Vadalà G., 2010 – *Sicurezza agroambientale ed agroalimentare – Focus.* Silvae, Anno VI, 13: 13-30.
- Vadalà G., Rella R., Sturaro A., 2010 – *La repertazione e l'indagine chimica sugli incendi boschivi - Linee Guida; Corpo forestale dello Stato e Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per la Dinamica dei Processi Ambientali, Unità di Padova.* Tipografia Sistema Stampa, Frosinone.
- World Social Summit, 2008 – *Dialoghi per combattere le paure planetari.* Roma 24-26 settembre 2008, www.worldsocialsummit.org
- Worldwatch Insitute, 2005 – *State of the World 2005, Sicurezza globale.* Edizione italiana a cura di Giancranco Bologna, Washington – USA, Edizioni Ambiente.

Worldwatch Insitute, 2006 – *State of the World 2006*,
Rapporto sullo stato del pianeta Focus Cina e India.
Washington – USA. Edizioni Ambiente.
Worldwatch Insitute, 2008 – *State of the World 2008*,
Rapporto sullo stato del pianeta. Innovazioni per

un'economia sostenibile. Washington – USA.
Edizioni Ambiente.
Worldwatch Insitute, 2010 – *State of the World 2008*,
Rapporto sul progresso verso una società sostenibile.
Washington – USA. Edizioni Ambiente.

SESSIONE / *SESSION* 3

POSTERS

INVENTARI FORESTALI PER LA GESTIONE DELLE AREE BOScate NEI PARCHI STORICI

Mariagrazia Agrimi¹

¹Dipartimento per la Innovazione nei Sistemi Biologici Agroalimentari e Forestali (DIBAF), Università degli Studi della Tuscia, Viterbo; agrimi@unitus.it

Parchi e giardini storici caratterizzano il paesaggio culturale in Italia. La loro origine è legata a un progetto in cui elementi naturali e architettonici sono interconnessi e interagiscono. Nel tempo, questo rapporto è andato modificandosi per effetto del cambiamento nei gusti dei diversi proprietari che si sono avvicendati ma, soprattutto, per le trasformazioni indotte dall'evoluzione naturale delle componenti vegetali, arboree e forestali. La salvaguardia dei valori architettonici e paesaggistici dei compendi monumentali è un compito molto complesso. La tutela e la conservazione di questo patrimonio culturale emergono come un ampio e articolato settore scientifico che richiede di includere la ricerca in selvicoltura urbana, con particolare riguardo alla gestione di frammenti di ecosistemi forestali. Le attuali modalità di catalogazione di parchi e giardini storici, previste in adempimento alle disposizioni del Codice dei beni culturali, appaiono evidentemente finalizzate alla rappresentazione statica degli elementi compositivi architettonici nel loro insieme, comprese le specie botaniche.

Analisi quantitative e qualitative di carattere dendrometrico e strutturale, volte a comprendere le dinamiche evolutive dei popolamenti, rappresentano appropriati strumenti interpretativi indispensabili per la gestione selvicolturale delle aree boscate nelle ville storiche. Tale approccio è necessario per migliorare l'efficienza bio-ecologica e per preservare al contempo le funzioni culturali e sociali svolte dalle componenti vegetali nell'ambito del compendio.

Parole chiave: conservazione del paesaggio, selvicoltura urbana, parchi storici.

Keywords: landscape conservation, urban forestry, historical parks.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ma-inv>

1. Introduzione

Le Ville storiche caratterizzano in modo diffuso il paesaggio italiano. Si tratta di beni culturali vincolati ai sensi del D.Lgs. n. 42 del 2004 e sue successive modifiche e integrazioni. I complessi monumentali di proprietà dello Stato sono affidati in custodia alle Soprintendenze per i Beni Architettonici e Paesaggistici. La presenza di aree forestali di estensione non trascurabile caratterizza numerosi compendi ed è apportatrice di un valore aggiunto di carattere naturalistico che va a sommarsi ai valori estetici, architettonico-compositivi e culturali ad essi ampiamente riconosciuti.

Le aree boscate sono comprese nel cosiddetto *barco*. La prima edizione del Vocabolario della Crusca (1612) proponeva la seguente definizione del termine: "PARCO. *Luogo, dove si racchiunggon le fiere cinto, o di muro, o d'altro riparo. [...] Oggi BARCO [è] quindi un terreno campestre e boscoso aggregato al giardino vero e proprio, e riservato principalmente ad usi di caccia*", così spiega Luigi Dami (1924). Col passare del tempo l'attività venatoria ha ceduto il passo alla contemplazione del paesaggio.

Le formazioni forestali nei parchi delle ville storiche rappresentano delle risorse uniche nel loro genere e meritano la stessa attenzione riservata agli edifici e ai giardini (Agrimi *et al.*, 2010). Per questo è necessario

affrontare la lettura dei beni d'insieme su diversi piani culturali per adottare un approccio scientifico alla complessa gestione dei siti configurato in senso interdisciplinare e transdisciplinare (James *et al.*, 2009). La presenza di aree boscate richiede, evidentemente, l'introduzione di una chiave interpretativa di carattere forestale - con specifico riferimento all'ambito della selvicoltura urbana - per realizzare compiutamente le finalità di tutela e di conservazione dei parchi storici, prospettando indicazioni culturali e gestionali coerenti con gli esiti della loro evoluzione nel tempo e con la destinazione d'uso in atto (Semenzato e Agrimi, 2009).

2. Le aree boscate nei parchi storici come boschi urbani

In relazione alla pianificazione paesaggistica, i parchi dei complessi monumentali rivestono il ruolo di componenti del paesaggio storico e di beni paesaggistici di notevole interesse pubblico. In diversi casi sono esplicitamente indicati come aree forestali. Per quanto attiene alla normativa forestale, la vegetazione dei *barchi*, pur rientrando nella definizione di *bosco*, in virtù dell'estensione comunque molto contenuta delle superfici, sfuggono inevitabilmente alla pianificazione. Purtroppo la loro gestione non è una priorità, soprattutto quando le risorse sono

limitate e ritorni economici sono bassi (Watkins e Wright, 2007). In alcuni casi, accordi specifici con le amministrazioni locali consentono di realizzare piccole entrate reinvestite nella manutenzione ordinaria dei giardini o di alberi.

Tuttavia, è legittimo riconoscere alle formazioni forestali nel contesto dei parchi storici lo *status* di *sistemi biologici complessi*, ovvero di sistemi viventi da interpretare come insiemi integrati di parti interagenti e interdipendenti di cui gli alberi sono l'espressione più evidente e macroscopica. Le proprietà essenziali del sistema superano la semplice somma di quelle delle singole componenti, spostando l'attenzione dalle parti (le piante, gli animali, il suolo) al tutto, dagli elementi alle relazioni (Ciancio e Nocentini, 1996).

In virtù di alcune caratteristiche, si tratta di aree boscate assimilabili ai cosiddetti *boschi urbani*, che differiscono dalle foreste in contesto rurale per le superfici frammentate, di dimensioni minori e maggiormente isolate (Konijnendijk, 1999; Corona *et al.*, 2012). Nei popolamenti sono comprese specie diverse, spesso con entità esotiche, la struttura somatico-cronologica è sbilanciata (molti soggetti giovani e vecchi) ed è condizionata, in alcuni casi, dall'abbandono colturale, in altri, dall'intensità dell'impatto antropico che altera la dinamica evolutiva e il processo di rinnovazione naturale: ciò accade, ad esempio, nei parchi aperti alla fruizione pubblica. Tali effetti influiscono sensibilmente sulla conservazione delle caratteristiche qualitative e funzionali dei popolamenti e sulla perpetuità dei beni e servizi forniti. L'uso multiplo è legato principalmente alla ricreazione psico-fisica, alla socializzazione e alla protezione ambientale. La produzione legnosa è di secondaria importanza, deriva soprattutto da potature, abbattimenti programmati o schianti, e potrebbe essere riutilizzata a fini energetici (Konijnendijk, 1999; Konijnendijk e Andrian, 1999).

Le strutture forestali traggono origine da formazioni naturali o da imboschimenti e sono ben riconoscibili forme di governo e trattamento. Generalmente, esse sono il risultato di sensibili trasformazioni nel tempo e nello spazio: dalla originaria coltivazione per l'auto-consumo, successivamente abbandonata, alla progressiva evoluzione di tutte le componenti vegetali, nel volgere dei secoli, per effetto di mutamenti di esigenze, differenziate secondo le necessità contingenti e gli interessi dei diversi proprietari che si sono avvicendati (Boriani e Scazzosi, 1992; Cantone, 2003).

3. La catalogazione

La presenza di aree boscate nell'ambito dei complessi monumentali rimanda al principale strumento normativo di riferimento, il "Codice dei beni culturali e del paesaggio" D. lgs. n. 42 del 2004 e s.mm.ii., che contempla quanto già sancito dalle precedenti leggi di tutela nn.1089 e 1497 del 1939. In particolare l'art. 10 c. 4, lettera f, richiama la legge n. 1089 "Tutela delle cose di interesse artistico o storico" elencando quali beni culturali oggetto della tutela "le ville, i parchi e i giardini che abbiano interesse artistico o storico". Questi ultimi, una volta dichiarati di interesse storico-

artistico, sono vincolati e sottoposti a un regime giuridico che prevede il divieto di *disturgarli, danneggiarli o adibirli ad usi non compatibili con il loro carattere storico-artistico, o comunque tali da pregiudicarne la conservazione*.

Il Codice (art. 17) riconosce la catalogazione dei beni come attività fondamentale demandata al Ministero che la assicura - di concerto con Istituto Centrale per il Catalogo e la Documentazione (ICCD) - con il concorso delle regioni e degli altri enti pubblici territoriali, individuando e definendo metodologie anche in collaborazione con le università, per l'attivazione di ricerche e iniziative scientifiche sul tema.

Beni appartenenti a un medesimo complesso monumentale, o allo stesso ambito territoriale d'appartenenza, sono rilevati tramite apposite schede che possono essere tra loro integrate. La scheda Parchi e Giardini (PG) (cfr. Sitografia) rappresenta uno specifico protocollo per la raccolta di informazioni sulle componenti vegetali dei compendi: tipologia architettonica, fisionomia, epoca di realizzazione, autore del progetto, notizie storiche che descrivono interventi che abbiano determinato trasformazioni, specie botaniche di rilievo, di cui viene compilato un elenco, descrizione dell'ubicazione degli alberi ornamentali.

I presupposti teorici della tutela dei parchi storici sono da ricondurre a due documenti, noti come le Carte di Firenze (cfr. Sitografia). La prima, riguardante la salvaguardia dei giardini storici, è stata elaborata in occasione del VI Colloquio ICOMOS - IFLA di Firenze sulla "Conservazione e valorizzazione dei piccoli giardini storici", dal *Comité International des Jardins et Sites Historiques Icomos-Ifila*, riunitosi a Firenze il 21 maggio 1981, registrata il 15 dicembre 1982 e definitivamente ratificata in occasione dell'Assemblea generale del maggio 1984 tenutasi a Rostock-Dresda.

In questo documento, il termine *giardino* si riferisce a un progetto in cui le architetture vegetali, rigorosamente geometriche, sono disposte in continuità con l'architettura degli edifici (Varoli Piazza, 2000), l'uso del termine *parco* rimanda invece ad un significato funzionale che tuttavia non esprime in modo chiaro il nesso con la componente forestale percepita nella sua essenza di ecosistema.

Il secondo documento, redatto come proposta autonoma nella stessa circostanza dal gruppo italiano ICOMOS con Italia Nostra, denominato *Carta italiana dei giardini storici*, fu approvato all'unanimità dai partecipanti alla Tavola Rotonda organizzata dall'Accademia delle Arti del Disegno a Firenze il 12 settembre 1981. La Carta italiana spiega la natura *polimaterica* del giardino storico, compreso il *materiale vegetale*, mettendo in evidenza la consapevolezza del contrasto tra i presupposti teorici e metodologici su cui si fonda la conservazione dei manufatti e la natura stessa delle componenti vegetali che sfuggono a questi principi (Scazzosi, 1992; Scazzosi, 2009). La Carta italiana dei giardini storici concepisce il *tempo* come un vero e proprio *elemento compositore e forza creatrice* da rispettare, per cui [...] *ogni operazione che tendesse a privilegiare una singola fase assunta in un certo periodo storico [dalla vegetazione] e a ricrearla ex novo, a spese delle fasi successive,*

comporterebbe una sottrazione di risorse e risulterebbe riduttiva e decisamente antistorica.

Per questo, si può affermare che le aree boscate dei parchi storici non solo devono essere riconosciute come monumenti viventi, specialmente se al loro interno sono presenti alberi dichiarati monumentali (ai sensi della Legge n. 10 del 2013), ma resta indubitabile il fatto che esse costituiscono degli ecosistemi in continua, inevitabile, inarrestabile, irreversibile trasformazione per effetto di differenti fattori, endogeni ed esogeni, affermatasi nel corso dei secoli, i cui esiti sono difficilmente annullabili.

4. Metodologie inventariali forestali per l'interpretazione della vegetazione nei parchi storici

La caratterizzazione delle aree boscate comprese nei parchi storici richiede di adottare metodologie di descrizione dei popolamenti, tramite l'uso di attributi quantitativi e qualitativi, per realizzare degli inventari forestali coerenti con il contesto. Le indagini possono considerare tutti gli alberi presenti oppure solo quelli aventi dimensioni superiori a una soglia minima prefissata; il censimento può riguardare l'intera superficie boscata o una serie di aree campione. Si tratta di metodologie di analisi collaudate, idonee ad acquisire informazioni significative sull'entità del patrimonio boschivo, sulla struttura dei popolamenti, sulla fertilità del sito, sulla quantità di carbonio accumulata nella biomassa, ecc. (Corona e Portoghesi, 1994). I metodi e gli strumenti per il rilievo, l'elaborazione e l'interpretazione dei dati (parametri assoluti e relativi e grafici notevoli) richiedono specifiche competenze dendrometriche, selvicolturali e gestionali. I risultati di un inventario forestale sono il presupposto necessario della gestione e del monitoraggio. Ma, soprattutto nel caso dei frammenti boscati nell'ambito dei compendi monumentali, essi sono indispensabili per pianificarne e gestirne l'uso da parte dei fruitori. L'aggiornamento periodico dell'inventario rappresenta inoltre un insostituibile strumento di conoscenza, fondamentale per il processo di monitoraggio della dinamica della vegetazione.

Su questi criteri è stato elaborato un progetto di ricerca riguardante i parchi storici di due tra le più famose ville rinascimentali dell'Alto Lazio: Villa Lante della Rovere (Don e Don, 2008), in loc. Bagnaia, a Viterbo e Villa Farnese a Caprarola (VT), alle pendici della Caldera vicana, nel comprensorio dei Monti Cimini.

I due siti sono patrimonio dello Stato Italiano, affidati in consegna alla Soprintendenza per i Beni Architettonici e Paesaggistici per le province di Roma, Frosinone, Latina, Rieti e Viterbo (SBAP-Lazio) che ne cura la gestione.

Il progetto è stato sviluppato nell'ambito della Convenzione per protocollo di intesa finalizzata alla collaborazione di ricerca tra il Dipartimento per la Innovazione nei sistemi Biologici Agroalimentari e Forestali (DIBAF) dell'Università degli Studi della Toscana e la Direzione Regionale per i Beni culturali e paesaggistici del Lazio, con il supporto della Soprintendenza per i Beni Architettonici e Paesaggistici per le

province di Roma, Frosinone, Latina, Rieti e Viterbo. La ricerca ha beneficiato del supporto finanziario della Fondazione Carivit di Viterbo a sostegno dei beni e delle attività culturali del territorio della provincia.

Lo scopo previsto è stato di quantificare e documentare il patrimonio forestale delle due ville mediante l'analisi della struttura dei popolamenti, l'interpretazione della dinamica evolutiva e del loro significato attuale, in relazione alle esigenze di monitoraggio e di gestione ecosistemica non solo delle aree boscate ma, più in generale, del compendio. Per l'inventario e il monitoraggio sono stati elaborati specifici protocolli di rilievo e di analisi, utilizzando nuove tecnologie per raccogliere informazioni (stazione computerizzata portatile Field-Map©), immagini ad altissima risoluzione, appositamente telerilevate da piattaforma aerea, e applicazioni di geomatica (Tomao *et al.*, 2012). Inoltre si è provveduto a reperire e analizzare diverse fonti storiche riguardanti la vegetazione. Per ciascuno dei due siti oggetto di studio è stato realizzato un apposito sistema informativo geografico contenente basi di dati georiferite da cui sono state ottenute delle mappe tematiche.

I boschi oggetto di studio, di cui si riferisce in breve, sono di notevole interesse sotto il profilo bioecologico ed evolutivo: si tratta del lembo di lecceta del Barco di Villa Lante della Rovere di Bagnaia e del bosco misto di abete bianco e altre latifoglie mesofile del Barchetto di Villa Farnese a Caprarola. La loro origine è storicamente documentata. I popolamenti mostrano strutture e dinamiche ancora influenzate da attività culturali adottate in passato ma possono essere identificati come boschi vetusti secondari (Frelich, 2002). L'assenza per un periodo sufficientemente prolungato di impatti significativi dovuti alle attività umane ha consentito alle dinamiche naturali di esprimersi fino ai limiti della potenzialità stazionale (Di Filippo *et al.*, 2004) dando luogo a cenosi strutturalmente complesse e ricche di biodiversità.

Le coperture forestali sono state caratterizzate sotto il profilo della composizione specifica, dei parametri dendrometrici, delle forme di governo e trattamento selvicolturale adottate in passato, del loro stato attuale e delle potenzialità evolutive.

4.1 Il barco di Villa Lante della Rovere

Il bosco è probabilmente in parte di origine artificiale - come documentato da uno scritto dell'Arditio, risalente al 1578 - di cui oggi si può scorgere traccia nella distribuzione regolare degli alberi in alcuni tratti. Sotto il profilo vegetazionale, come descritto da Piovesan *et al.* (1994), il bosco si trova in uno stato paranaturale testimoniato da complessi aspetti compositivo-strutturali dove i rapporti tra le diverse specie sono il frutto di una lunga evoluzione.

La fisionomia della vegetazione del *barco* rimanda a un lembo di bosco a prevalenza di leccio (*Quercus ilex* L.) e alloro (*Laurus nobilis* L.) assimilabile, sul piano fitosociologico, all'associazione *Quercetum mediterraneo-montanum* in cui [...] *coesistono specie nemorali ascrivibili ai biomi mediterraneo e temperato-nemorale che conferiscono al bosco un pregio naturalistico e un notevole*

significato testimoniale dal punto di vista dell'evoluzione della vegetazione nella lecceta [...] (Piovesan, 1994).

Nell'ambito della ricerca, il parco di Villa Lante è stato descritto in relazione alla composizione specifica, alla struttura, alla stratificazione, alla forma di governo riconoscibile, alla presenza di legno morto e alle alterazioni dovute ad attacchi parassitari. Ai fini della gestione sono state individuate sei *unità tipologico-funzionali* caratterizzate da parametri dendrometrici. La classificazione delle diverse unità ai fini della compartimentazione è stata compiuta distinguendo caratteristiche quali l'omogeneità di copertura del soprassuolo in relazione alla composizione, alle modalità di rinnovazione (forma di governo: ceduo o fustaia) e alla struttura dei popolamenti. La variabilità osservata è riconducibile ad eventi diversi occorsi nel tempo (schianti e abbattimenti effettuati per motivi differenti e con criteri empirici) e agli effetti indotti da tali eventi sulla dinamica evolutiva. Ciascuna unità è corredata dai principali parametri dendrometrici relativi alla densità e alla fertilità, insieme ai valori unitari di biomassa e di carbonio stoccato, informazioni considerate idonee ad esprimere il valore ambientale dei popolamenti.

4.2 Il barchetto di Villa Farnese

Il cosiddetto *Barchitto* del parco di Palazzo Farnese di Caprarola è di elevato interesse sotto il profilo storico e bio-ecologico: la diversità specifica e strutturale dei popolamenti è testimone di un lungo processo evolutivo della vegetazione forestale a partire dall'impianto nel 1584 di quattrocento giovani abeti bianchi (*Abies alba* Mill.), provenienti dalla foresta di Camaldoli, introdotti, per espressa volontà del Cardinale Alessandro Farnese (nipote del Papa Paolo III) (Benedetti, 1970).

L'Abete, simbolo della scelta eremitica, dell'elevazione spirituale e della meditazione per l'Ordine Benedettino Camaldolese (Romano, 2012), si inserisce con eleganza nel parco. In una stampa del Vasi, del XVIII secolo, dedicata a palazzo Farnese è possibile vedere svettare dietro l'edificio pentagonale un denso gruppo di imponenti abeti, a testimonianza del fatto che le piante, avendo trovato condizioni pedo-climatiche adatte, avessero potuto manifestare l'elevata capacità di accrescimento in altezza tipica della specie.

Al fenomeno della naturalizzazione dell'abete bianco nel parco di Villa Farnese di Caprarola si fa cenno nella scheda PG di Villa Farnese (Dinelli *et al.*, 1999). Le analisi strutturali condotte nell'ambito del progetto di ricerca ne confermano l'adattamento alle caratteristiche ecologiche della stazione. La rinnovazione, che avviene in modo autonomo per disseminazione naturale, ha dato luogo a popolamenti misti e strutturalmente articolati con latifoglie autoctone a temperamento mesofilo (Agrimi *et al.*, 2010).

L'abete bianco è ampiamente diffuso in Italia sia sul piano montano delle Alpi che lungo l'Appennino, ma nel suo ampio areale naturale non è compreso il territorio dei Monti Cimini. Per questo motivo, la piantagione degli abeti provenienti da Camaldoli rappresenta l'inizio di un vero e proprio esperimento di introduzione di una nuova specie di cui oggi è possibile

apprezzare chiaramente l'esito positivo. Il dato che rende inconfutabile l'adattamento dell'abete all'ambiente di Villa Farnese è la densa rinnovazione naturale presente sotto la copertura formata dalle piante adulte sia della stessa specie che delle altre latifoglie autoctone che formano l'attuale fitocenosi. Si può, quindi, a pieno titolo parlare di un primo significativo passo verso la naturalizzazione dell'abete bianco nei Monti Cimini.

Al fine di approfondire la conoscenza sulle caratteristiche e la possibile evoluzione di questo singolare popolamento forestale, sono state ripetute alcune delle misure dendrometriche effettuate in un precedente inventario per monitorare i cambiamenti intervenuti nel corso del tempo.

Oltre alla fustaia mista, nel parco di Villa Farnese sono presenti un lembo di ceduo di castagno (*Castanea sativa* Mill.) e l'ampio castagneto da frutto. Ciascuna delle due strutture pone problemi specifici di gestione: in primo luogo di carattere selvicolturale, in relazione al mantenimento della efficienza funzionale anche sotto l'aspetto fitosanitario, in secondo luogo - ma non meno importante - in riferimento alla conservazione del proprio ruolo di elemento compositivo all'interno del parco, desumibile dalla cartografia storica. È anche interessante notare che ceduo e castagneto da frutto richiamano gli elementi caratteristici del paesaggio vegetale dei Cimini e, insieme alla fustalia mista, potrebbero configurarsi quali componenti di un "silvo-museo" (Andreatta, 2010) per valorizzare il parco a scopo didattico e scientifico. Infine, nelle aree naturali di pertinenza della Villa sono state segnalate alcune specie erbacee rare quali, *Geranium versicolor* L. e *Prunella x intermedia* Link. (Scarici, 2003).

Le indicazioni di gestione si riferiscono pertanto alla necessità di conservare la resilienza dei popolamenti forestali e all'esigenza concomitante di evitare lo sviluppo totalmente incontrollato della vegetazione.

5. Conclusioni

La coesistenza dell'elemento architettonico con l'elemento "verde" ha portato alla percezione del *verde storico* come elemento urbanistico "statico", la cui gestione è impostata in modo funzionale alle esigenze della comunità urbana. I dati relativi alle superfici censite dall'ISTAT, come tutti quelli relativi al verde urbano, non colgono - evidentemente - gli aspetti dinamici della vegetazione (Chiesura, 2009) e ciò non consente di valutare la qualità e l'efficacia della gestione della vegetazione nei compendi.

In realtà, gli esiti e le conseguenze dei cambiamenti che riguardano la vegetazione sono ben compresi dalle amministrazioni che si occupano della gestione dei giardini e dei parchi storici. Diffusa è anche la consapevolezza della necessità di garantire ai sistemi vegetali forme di tutela e di gestione diverse da quelle dei beni immobili di valore architettonico; delle responsabilità di custodia, delle difficoltà burocratiche e - non ultima - della non facile acquisizione di fondi specificamente dedicati agli interventi culturali manutentivi della vegetazione arborea e forestale.

Le esperienze condotte mostrano l'importanza di effettuare studi e approfondimenti di carattere dendrometrico e strutturale per documentare l'entità e la qualità del patrimonio boschivo dei parchi storici necessari per orientare l'elaborazione di strumenti di pianificazione di dettaglio ispirati a principi selvicolturali sistemici (Ciancio, 2014). Lo scopo è attuare una conservazione che implichi interventi di gestione scientificamente fondati, programmati, tempestivi e sostenuti da adeguate risorse finanziarie.

L'adozione di strategie politiche per una gestione realmente efficace delle aree forestali dei parchi storici è fortemente auspicabile, in relazione ai seguenti aspetti:

- adattamento dei principi e degli strumenti tecnici di pianificazione forestale al contesto specifico;
- strutturazione di appositi strumenti di pianificazione in analogia ai piani di gestione forestale;
- differenziazione dei piani di gestione dedicati alla vegetazione dei compendi, relativamente alle aree boscate e ai sistemi di alberi ornamentali;
- formazione di figure professionali con specifiche competenze forestali e paesaggistiche;
- affidamento dell'attuazione di interventi selvicolturali a soggetti di comprovate competenze e capacità tecniche e professionali;
- adozione di una precisa regolamentazione per assicurare la qualità degli interventi tecnici (potatura e suoi effetti fisiologici e strutturali, in relazione all'obbligo di assicurare l'incolumità di visitatori, edifici, manufatti; metodologie di valutazione del rischio e pericolo di cedimenti strutturali e relativi metodi di contenimento; tecniche di scavo, monitoraggio fitopatologico, qualità del materiale di impianto, ecc.);
- coordinamento dei vari soggetti amministrativi coinvolti per competenza nella gestione con le relative procedure ai fini di un efficace impiego di risorse finanziarie;
- necessità di investire finanziariamente per la conservazione del patrimonio storico-ambientale;
- necessità di considerare che le pressioni dovute a numeri crescenti di visitatori possono determinare veri e propri conflitti con la tutela dei beni culturali e ambientali;
- maggiore rilevanza dell'aspetto normativo e sanzionatorio atto a proteggere le risorse forestali dalla pressione antropica esercitata all'interno dei parchi completamente aperti al pubblico;
- maggiore rilevanza dei mezzi di comunicazione e delle relazioni pubbliche e ruolo essenziale e centrale della partecipazione pubblica.

Gli elementi richiamati concorrono a sostenere il principio che le aree boscate nei parchi storici devono essere gestite in relazione alla loro natura di sistemi biologici complessi: essi, come tutti i sistemi viventi, sono entità con valore intrinseco e diritti che è necessario tutelare anche in virtù del loro ruolo culturale e sociale.

SUMMARY

Forest inventories for management of woodlands in historical parks

Historical parks and gardens characterise many cultural landscapes in Italy. Their origine arises from the interplay

of natural landscape with architectural elements. Vegetation has been modified over time following the changes in taste of different owners of villas. Also in an ecosystemic perspective, historical parks are continuously changing as a consequence of tree growth and woodland evolution. Safeguarding both architectural and landscape values related to the vegetation of historic parks is a complex task. Protection and conservation of such cultural assets is emerging as autonomous field of scientific research related to urban forestry. Management of small forest areas requires specific attention. The current procedures of cataloguing the vegetation in historical parks and gardens give importance only to the botanic interest and the ornamental function of species. The application of forest mensuration tools and methods would allow to analyse quantitative and qualitative attributes of stands to support decision making process. The systemic silviculture approach should be adopted for managing historical woodlands considered as complex adaptive systems in the aim to maintain their role in the landscape of the monumental complex and, at the same time, to preserve their bio-ecological efficiency.

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Agrimi M., Borgna A., Cantone R., Portoghesi L., Romagnoli M., 2010 – *The management of woodlands within the historic parks. The case-study of forest stands in Villa Farnese at Caprarola (Viterbo, Italy)*. In: Proceedings of cultural heritage Cairo 2009, 4th International Congress Science and Technology for the Safeguard of Cultural Heritage of the Mediterranean Basin Cairo, Egypt., ISBN 978-88-96680-31-5, Vol. I: 40-46.
- Agrimi M., 2013 – *Significato e ruolo della "foresta urbana" nella gestione territoriale in Italia*. L'Italia Forestale e Montana, 68 (1): 11-23.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2013.1.01>.
- Andreatta G., 2010 – *Proposta di un "silvomuseo" nelle pinete storiche di Ravenna*. Forest@, 7: 237-246. <http://dx.doi.org/10.3832/efor0639-0007>.
- Benedetti S., 1970 – *Sul giardino grande di Caprarola e altre note*. Quaderno del Dipartimento di Storia dell'Architettura dell'Università di Roma. Roma.
- Boriani M., Scazzosi L., 1992 – *Conservazione e manutenzione delle architetture vegetali*. Kepos Quaderni I, Guerini e Associati, pp. 203.
- Brunon H., 2005 – *Dalle "fiere non rapaci" ai "fruttiferi e pomati arbori": Villa Lante a Bagnaia e l'evoluzione del parco nel Rinascimento*. In: Villa Lante a Bagnaia, a cura di S. Frommel e F. Bardati. Electa, Milano, ISBN 88-370-3622-1, pp: 31-43.
- Cantone R., 2003 – *I giardini della Villa Farnese di Caprarola: loro evoluzione, fortuna, critica e prospettive di recupero*. In: Vignola e i Farnese, a cura di C.L. Frommel, M. Ricci, R.J. Tuttle. Atti del Convegno Internazionale. Piacenza, 18-20 Aprile 2002, Electa, Milano.
- Ciancio O., Nocentini S., 1996 – *Il bosco e l'uomo: l'evoluzione del pensiero forestale dall'umanesimo moderno alla cultura della complessità. La selvicoltura*

- sistemica e la gestione su basi naturali. In: Il Bosco e l'Uomo, a cura di O. Ciancio, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 21-116.
- Ciancio O., 2014 – *Progettare il futuro per il settore forestale La silvosistemica: conoscere per operare*. L'Italia Forestale e Montana, 69 (5): 246-284.
- Chiesura A., 2009 – *Gestione ecosistemica delle aree verdi urbane: analisi e proposte*. Documento ISPRA, ISBN 978-88-448-0386-5, pp: 12-16.
- Corona P., Portoghesi L., 1994 – *Attualità della dendrometria: misurare gli alberi per conoscere la vita del bosco*. L'Italia Forestale e Montana, 49 (2): 212-214.
- Corona P., Agrimi M., Baffetta F., Barbati A., Chiriaco M.V., Fattorini L., Pompei E., Valentini R., Mattioli W., 2012 – *Extending large-scale forest inventories to assess urban forests*. Environmental Monitoring and Assessment 184: 1409-1422.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2050-6>.
- Dami L., 1924 – *Il giardino italiano*. Edizione Bestetti e Tumminelli, Milano, p. 60.
- Di Filippo A., Piovesan G., Schirone B., 2004 – *Le foreste vetuste: criteri per l'identificazione e la gestione*. In: 14th Meeting of the Italian Society of Ecology, Siena, 4-6 October.
- Dinelli A., Guarrera P.M., Tonelli A., 1999 – *Villa Lante, Villa Farnese*. In: Ville storiche, parchi e giardini del Lazio, a cura di P.M. Guarrera. Regione Lazio - Assessorato alla Cultura. Dipartimento di Biologia Vegetale, Università La Sapienza, Roma.
- Don M., Don M., 2008 – *Around the World on 80 Gardens*. Weidenfeld e Nicolson. Great Britain. ISBN 978-0-7538-2318-7, pp. 149-152. (Da una serie televisiva di BBC2 TV, 2008).
- Frelich L.E., 2002 – *Forest Dynamics and Disturbance Regimes, Studies from Temperate Evergreen Deciduous Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- James P., Tzoulas K., Adams M.D., Barber A., Box J., Breuste J., Frith M., Gordon C., Greening K.L., Handley J., Haworth S., Elmquist T., Kazmierczak A.E., Johnston M., Korpela K., Moretti M., Niemela J., Pauleit S., Sadler J.P., Thompson W. C., 2009 – *Towards an integrated understanding of green space in the European built environment*. Urban Forestry & Urban Greening, 8: 65-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2009.02.001>.
- Konijnendijk C.C., 1999 – *Urban forestry in Europe: a comparative study of concepts, policies and planning for forest conservation management and development in and around major European cities*. University of Joensuu. Faculty of Forestry, Research Notes 90.
- Konijnendijk C.C., Andrian G., 1999 – *Verde urbano a Roma e Padova, nel contesto di uno studio comparativo condotto a livello europeo*. Sherwood, 51: 39-42.
- Oliver C.D., Larson B.C., 1996 – *Forest stand dynamics*. John Wiley e Sons, NY, pp. 537.
- Piovesan G., 1994 – *Un popolamento vetusto di leccio nell'Italia centrale: il parco di Villa Lante a Bagnaia (VT)*. L'Italia Forestale e Montana, 49 (3): 312-314.
- Piovesan G., Schirone A., Schirone B., 1994 – *La storia dendrologica del parco di Villa Lante a Bagnaia fondamento per la sua gestione*. In: I giardini del Principe, a cura di M. Macera, Atti del Convegno Min. B.B. C.C. A.A. Comitato Nazionale per lo Studio e la Conservazione dei Giardini Storici; Soprintendenza per i Beni Ambientali e Architettonici del Piemonte, 22-24 Settembre Racconigi, pp. 539-545.
- Romano R., 2012 – *I monaci camaldolesi e la foresta di Camaldoli*. In: Codice Forestale Camaldolese. Foresta e monaci di Camaldoli, un rapporto millenario tra gestione e conservazione, a cura di C. Urbinati e R. Romano. INEA, ISBN 978-88-8145-326-9, pp. 35-47.
- Scarici E., 2003 – *Segnalazioni Floristiche Italiane: 1070-1077*. Informatore Botanico Italiano. Bollettino della Società Botanica Italiana, 35 (1): 104-106.
- Scazzosi L., 1992 – *Il giardino opera aperta: il progetto di conservazione e il tempo*. In: Conservazione e manutenzione delle architetture vegetali, a cura di M. Boriani e L. Scazzosi. Kepos Quaderni Guerini e Associati, pp. 25-58.
- Scazzosi L., 2009 – *Giardini e paesaggi "opera aperta". I limiti delle trasformazioni*. In: Giardini storici. A 25 anni dalle Carte di Firenze: esperienze e prospettive, a cura di L.S. Pelisetti e L. Scazzosi. Edizione Leo S. Olschki, Firenze. ISBN 97888222 58649, 2: 131-157.
- Semenzato P., Agrimi M., 2009 – *La selvicoltura urbana: non solo la cura degli alberi*. Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, ISBN 978-88-87553-16-1, volume 2: 948-953
- Tomao A., Quatrini V., Agrimi M., Cartisano R., Mattioli W., Giularelli D., 2012 – *Applicazione della tecnologia Field-Map in selvicoltura urbana: sviluppo di GIS per l'inventario e la gestione dei parchi storici*. Atti della 16^a Conferenza Nazionale ASITA, Fiera di Vicenza, 6-9 novembre. ISBN 978-88-903132-7-1, pp. 1289-1294.
- Varoli Piazza S., 2000 – *Paesaggi e Giardini della Tuscia viterbese*. Amministrazione Provinciale di Viterbo – Assessorato Ambiente - Laboratorio Territoriale. Edizioni De Luca.
- Watkins J., Wright T. 2007 – *The Management of historic Parks, Gardens and Landscapes*. The English Heritage Handbook. Frances Lincoln Ed.

SITOGRAFIA

- Giardini e parchi storici: Carte di Firenze:
<http://www.pabaac.beniculturali.it/opencms/opencms/BASAE/sito-BASAE/mp/Uffici-musei-e-monument/i/Giardini-e-parchi-storici/Carte87653.html?id=8090&pagename=8562>.
- ICCD: <http://www.iccd.beniculturali.it/>
- MIBAC: ICCD Strutturazione dei dati delle schede di catalogo. Scheda PG – Parchi e Giardini. versione 3.00. PG_3.00_INV.pdf

RINATURALIZZAZIONE E RICOLTIVAZIONE DEI TERRENI AGRICOLI ABBANDONATI IN TOSCANA 1954-2014

Paolo Degli Antoni¹, Sandro Angiolini²

¹Socio corrispondente A.I.S.F., Firenze; paolo_da@virgilio.it

²Consulente ec-ambientale, Gaiole in Chianti (SI)

Di 93 siti collinari toscani, si osserva dal 1982 l'evoluzione dell'uso del suolo, della vegetazione spontanea e culturale su terreni agricoli abbandonati negli anni 1960-1979. La velocità e i modi coi quali il bosco riconquista i campi abbandonati dipendono dalle colture arboree relitte e dalla vegetazione circostante. Gli incendi boschivi, il pascolamento iniziale e ripetute estati siccitose influenzano la successione secondaria. Il clima attuale sfavorisce l'insediamento di nuovi alberi; gli arbusteti formano cenosi che difficilmente evolvono verso il bosco. La direttiva europea Natura2000 riconosce interesse agli habitat 5130a e 4030. Piogge estreme non hanno recato danni importanti; l'erosione del suolo è minore rispetto ai vigneti. L'osservazione diretta e il telerilevamento mostrano questi dati: il 34% di quei campi abbandonati è oggi boscato, il 13% è pascolo cespugliato e arborato; il 35% è coltivato, il 18% è gestito in una situazione ibrida con olivi radicati in una prateria cespugliosa seminaturale. Una futura, appropriata gestione di questa "campagna ibrida" rappresenta una grande sfida in Toscana. I fattori socio-economici correnti indicano un'ulteriore, lenta espansione delle successioni secondarie, dovuta alla declinante profittabilità delle poche specie coltivabili in tali aree, vigneti inclusi. S'individuano alcuni principi basilari sui quali praticare una gestione appropriata. Una migliore consapevolezza (tecnica e culturale) da parte dei portatori d'interesse locali e un ventaglio flessibile di misure agro-ambientali sono necessari per raggiungere l'atteso risultato di una gestione sostenibile del paesaggio, comprensiva di strumenti adeguati anche agli agricoltori non professionali (part-time), proprietari di gran parte dei terreni cosiddetti "marginali".

Parole chiave: ecologia del paesaggio, successione secondaria, rete ecologica europea Natura 2000, governo del paesaggio.

Keywords: landscape ecology, secondary succession, European ecological network Natura 2000, landscape management.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-pda-rin>

1. Premessa

Il Piano Paesaggistico e il Programma di Sviluppo Rurale della Regione Toscana offrono ampia documentazione e ricchi spunti di riflessione sull'evoluzione del paesaggio toscano e delle politiche settoriali che danno valore e risalto agli aspetti paesaggistici dell'economia agro-silvo-pastorale. In particolare, il Piano Paesaggistico mette a libera disposizione un'apposita sezione del navigatore GIS regionale *Geoscopio* dedicata alle invarianti paesaggistiche descritte nei testi e alla repertazione dei vincoli imposti dallo Stato per legge e per decreto. La fototeca del *Geoscopio* consente la visione diacronica del territorio toscano, con una sequenza di foto aeree riprese dal 1954 al 2013, a colori dal 2007 in avanti, con risoluzione modesta nel 1954, elevata nel 2013. Questo prezioso materiale consente il completamento e l'aggiornamento di ricerche condotte nell'intervallo di tempo considerato.

2. Oggetto della ricerca

Si segue l'evoluzione della vegetazione su terreni agricoli abbandonati negli anni '60 e '70 del XX

secolo, osservati tra il 1982-83 e il 2014 con sopralluogo diretto e con l'ausilio delle ortofotocarte offerte dal *Geoscopio* regionale in scala e sequenza cronologica appropriate. Nelle foto aeree del 1954 si riconoscono le colture preesistenti l'abbandono; l'elevata risoluzione e la differente stagionalità (con evidenze fenologiche indicatrici) delle riprese più recenti, incrociata con le risultanze dei rilievi eseguiti a terra in momenti diversi, consentono il riconoscimento dei tipi vegetazionali.

Quando la riconquista da parte della vegetazione naturale era in fase embrionale, mal distinguibile col telerilevamento, sono state scelte 93 aree di saggio in base all'osservazione diretta e ravvicinata, nel Chianti Senese (Comuni di Castellina e Radda), sulle colline litoranee livornesi (Comuni di Livorno e Rosignano Marittimo), alla base del Montalbano (Comune di Carmignano) e sul Monte Morello (Comune di Vaglia). La fotointerpretazione del volo 1978 è stata restituita graficamente dalla Regione Toscana nel 1986 con la Carta dell'Uso del Suolo in scala 1:25000, nella quale gli appezzamenti presi in considerazione erano riconosciuti come colture (spesso promiscue) abbandonate nel 54% dei casi nel Chianti senese, il 22%

come seminativi abbandonati o pascoli cespugliati sulle colline livornesi, dove l'abbandono è avvenuto più tardivamente. Delle altre tre aree prescelte, tutte a destinazione agricola nel 1954, nel 1978 due erano seminativi, una pascolo cespugliato.

3. Materiali e metodi

L'ordinario telerilevamento, non specificamente focalizzato sulle successioni secondarie, tende a sottovalutarle, specialmente quando si tratta di oliveti abbandonati, con strato dominante di olivi, sotto il quale s'insedia un arbusteto.

Nel caso del *CORINE Land Cover* realizzato dal Consorzio LAMMA per il piano paesaggistico della Toscana, consultabile sul succitato *Geoscopio*, la sommatoria delle classi 322, 323 e 324, formazioni legnose in transizione, è data al 3% del territorio regionale, mentre al netto dell'errore sistematico potrebbe raggiungere il 4%. Anche la fotointerpretazione AGEA (riprese dal 1996 al 2013 consultabili sul *Geoscopio*), utilizzata per l'erogazione d'aiuti comunitari, tende a sottovalutare il "pascolo magro con tara del 50%" nel quale si sono evoluti molti oliveti abbandonati.

L'uso simultaneo e comparato di tutti i materiali aerofotogrammetrici disponibili e dei tematismi cartografici derivati, reso possibile dal *Geoscopio*, incrociato coi dati raccolti a terra, rende possibile lo studio particolareggiato della vegetazione secondaria nei suoi dinamismi pluridecennali.

Per quanto riguarda gli aspetti socio-economici, oltre alla consultazione del catasto terreni e della banca dati dell'organismo pagatore ARTEA, si è svolto un sondaggio su un campione di 25 soggetti, suddivisi tra agricoltori, residenti e visitatori della Toscana, in forma di questionario-intervista condotto direttamente.

4. Risultati dell'osservazione comparata dei terreni

La successione secondaria è proseguita ininterrottamente in tutti i terreni campionati posseduti da società immobiliari, mentre è stato rimesso a coltura il 65% di quelli posseduti da privati non dediti in via principale all'agricoltura e il 72% di quelli posseduti da aziende agricole.

Nel Chianti senese l'uso del suolo ha conosciuto un notevole dinamismo tra il 1983 e il 2003, con la rimessa a coltura della maggior parte delle aree di saggio. In sei, delle ventidue proprietà considerate, le aree di saggio risultano ridestinate a colture amatoriali, basate sugli olivi sopravvissuti all'abbandono e alla gelata del 1985, lasciati crescere su un tappeto erboso-arbustivo contenuto in altezza dal passaggio annuale di macchine trincia stocchi.

Una delle aree di saggio è stata convertita in vigneto specializzato; altre due aziende hanno impiantato nuovi oliveti specializzati al posto dei coltivi promiscui abbandonati e una ha realizzato un impianto di arboricoltura da legno con contributi comunitari.

Le due aree di saggio nel Comune di Carmignano subirono uno scasso nel 1975 ma, non più coltivate,

furono riconquistate da vegetazione prevalentemente arbustiva, a rosacee. Una è stata colonizzata anche dalla ginestra di Spagna, l'altra ha subito un incendio boschivo nel 2011 e da allora ha copertura prevalentemente erbacea. A partire da un esemplare isolato, il pino marittimo ha disseminato intorno a sé, insediandosi con più giovani individui solo entro pochi metri di distanza dalla pianta madre (lo stesso fenomeno si ripete nel Chianti senese a partire da singoli esemplari di cipresso).

L'appezzamento osservato nel Comune di Vaglia era un seminativo, coltivato in passato a foraggiere. L'abbandono, evidente già nel 1978, si è protratto ininterrottamente; l'area è coperta da un arbusteto a rosacee da cui emergono singoli esemplari di latifoglie e di conifere arboree, delle specie presenti nei confinanti rimboschimenti.

L'abbandono dei terreni agricoli selezionati lungo la costa, messi a coltura più recentemente (nel 15% dei casi dopo il 1954) è avvenuto più tardi rispetto al Chianti. Entro il 2002-2003 il 57% delle aree di saggio è stato rimesso a coltura, amatoriale con l'unica eccezione di un'azienda agrituristica biologica. Le aree non ricoltivate sono state rapidamente riconquistate da arbusteti temperati, macchia mediterranea ricca di leccio e dal pino d'Aleppo, spontaneo in questa parte della Toscana.

Nella collina interna, nei primi quindici anni di abbandono s'insediano specie erbacee, arbustive e arboree; i safe sites adatti alla ricolonizzazione sono numerosi e la rada vegetazione non limita ancora l'ulteriore insediamento. La ricolonizzazione da parte delle specie arboree è veloce in prossimità del bosco e delle piante camporili singole o in filari. In tutte le aree di saggio site a meno di 20 m dal bosco, entro 20 o 30 anni dall'abbandono si registrano oltre 500 piante per ettaro; questa densità è raggiunta solo nella metà delle aree di saggio site a distanza maggiore dal bosco, comprendendo anche olmi e aceri campestri, già sostegni vivi della vite, e drupacee inselvatichite. Negli ex-seminativi nudi distanti oltre 20 m dal bosco, 30 anni dopo l'abbandono ininterrotto, la copertura legnosa arbustiva supera il 40%, ma quella arborea rimane inferiore al 20%, con meno di 500 alberi per ettaro; a termini di legge regionale, si tratta di assimilati a bosco. Nuovi alberi continuano a insediarsi in questi terreni abbandonati, ovunque la copertura legnosa non sia troppo densa, ma in quantità decrescente col passare del tempo. Gli arbusti spinosi proteggono i semenzali arborei inermi dal morso della fauna selvatica ungulata, presente con un numero eccessivo di capi, al punto di minacciare la rinnovazione gamica e agamica dei boschi.

Nessuna delle pendici osservate, lasciate indisturbate, è franata, nonostante la predisposizione geologica locale all'instabilità. I muretti a secco, assai diffusi, sono ancora riconoscibili e nessuno è spanciato. Per gravità, rinforzata dal sentieramento animale, i muretti si sono scoronati, le pietre sommitali sono cadute alla base, coperte da un po' di terra; il pronto insediamento della vegetazione post-culturale ha impedito l'inscospicuo di fenomeni erosivi superficiali così che la portata

solida dei fossi risulta anche visivamente molto inferiore a quella registrabile nei vicini vigneti. Spesso il terreno smosso in corrispondenza dei muretti scoronati è quello dove si concentra il maggior numero di nuove piante arboree. La tenuta idrogeologica in occasione di piogge violente è sicuramente dovuta alla qualità delle sistemazioni idraulico-agrarie ottocentesche, eseguite e mantenute a regola d'arte fino al momento dell'abbandono, e alla copertura vegetale ormai affermata quando si sono verificate le maggiori criticità pluviometriche a partire dagli anni '90 del Novecento, che hanno prodotto danni anche importanti in altre località dei bacini imbriferi osservati. L'area di saggio piantata a vigneto dopo oltre vent'anni anni d'abbandono sta subendo una frana di colamento; un'altra frana, in lento movimento, interessa l'area di saggio destinata ad arboricoltura da legno dopo quasi venti anni d'abbandono.

Molto diversi sono i risultati delle osservazioni sulla costa livornese. Non sono presenti muri a secco, né piante camporili singole o in filari, trattandosi di ex seminativi nudi. La riconquista da parte della vegetazione forestale avviene per avanzamento frontale a partire da semi provenienti dai boschi confinanti. Entro 20 m dal bosco, 20 anni dopo l'abbandono si registrano oltre 500 piante per ettaro; questa densità è raggiunta anche nel 56% delle aree di saggio site a distanza maggiore dal bosco.

5. Discussione

5.1 Successioni secondarie e cambiamento climatico

Il periodo storico preso in esame, esteso tra il 1954 e il 2014, è caratterizzato da mutamenti climatici che, a livello locale, possono essere così sintetizzati: diminuzione del numero di giorni di pioggia estivi e aumento della frequenza delle estati con pochi giorni piovosi; aumento delle temperature medie annue e della durata del periodo termicamente vegetativo. I picchi invernali di gelo si mantengono pressoché invariati in termini di temperatura minima annuale e di frequenza delle gelate intense, mentre il numero medio di giorni di gelo l'anno decresce. In queste condizioni aumenta lo stress idrico al quale è sottoposta la vegetazione; le specie arboree più esigenti, come la rovere, non hanno alcuna speranza di re-insediarsi. Le specie sempreverdi della macchia mediterranea, competitive in situazioni di aridità, trovano nella Toscana interna un limite all'espansione dovuto al ripetersi di gelate intense. La sughera, per esempio, si trova nelle successioni post-colturali, soprattutto nelle fasi iniziali, sulle pendici orientali dei Monti del Chianti, in una stretta fascia altitudinale al di sopra della quale la stagione termicamente vegetativa è troppo corta e al di sotto della quale gli inverni sono troppo nebbiosi e le gelate troppo frequenti e intense; il cambiamento climatico potrebbe rendere competitiva questa specie arborea rispetto alle altre, limitatamente però ai terreni edaficamente idonei nella fascia altitudinale appropriata. Il ripetersi sempre più frequente di estati con pochi giorni piovosi causa la morte dei giovani alberi caducifogli non ancora

radicati in un volume di terra sufficientemente esteso e profondo: questo fenomeno si rileva sia dall'osservazione diretta (disseccamento delle chiome in agosto-settembre, senza nuova fogliazione la primavera successiva) sia nella distribuzione in classi d'età delle giovani piante arboree nelle successioni post-colturali, che si presenta irregolarmente disetanea, con bruschi salti, evidente effetto della perdita periodica d'intero classi d'età. Il fenomeno non affligge invece la pineta, né la macchia, che pur dissecca nelle estati siccitose, ma che è capace di defogliarsi e rivestirsi prontamente al ritorno delle piogge, e nel peggiore dei casi di riprendersi con vigore a partire dalle stesse ceppaie. Le pinete di pino d'Aleppo e la macchia si mostrano resilienti rispetto al cambiamento climatico in senso termo-xerofilo, mentre nell'entroterra tendono a perdurare lungamente le formazioni arbustive dominate dal ginepro e dalle ginestre, cui la Direttiva europea Natura 2000 riconosce interesse naturalistico, con particolare riferimento al SIC Monti del Chianti.

5.2 Mutamenti sociali e problematiche di gestione future

La situazione socio-economica e le caratteristiche della civiltà agro-silvo-pastorale del momento storico e della realtà geografica in cui si è verificato l'abbandono massivo delle campagne, a seguito della crisi della mezzadria, risulta il fattore decisivo dell'aspetto delle formazioni legnose postcolturali. Il fenomeno è irripetibile: la nuova fase di abbandono dei seminativi nudi ha prodotto successioni secondarie inevitabilmente diverse rispetto a quella avviata negli anni '60 del XX con l'abbandono dei seminativi arborati promiscui.

Le tendenze di tipo socio-economico che attualmente influiscono sull'evoluzione di queste successioni secondarie possono essere riassunte nei seguenti termini: I) da un lato, il recente annuncio della Regione Toscana di consentire la ricoltivazione di circa 200.000 ettari di superficie collinare, esclusa dal vincolo paesaggistico in quanto solo assimilata a bosco, dove si dovrebbe favorire il ritorno di piantagioni arboree tipiche (vite, olivo, fruttiferi). Una tale scelta potrebbe essere sostenuta anche dall'imminente disponibilità di contributi pubblici europei nell'ambito del nuovo PSR (Programma di Sviluppo Rurale) per il periodo 2014/2020.

II) Dall'altro lato, il progressivo deteriorarsi dei margini economici ricavabili per tutte le produzioni agricole (incluso il vino, oggetto di una crescente concorrenza a livello mondiale) è tale da contrastare in maniera significativa la tendenza sopra evidenziata. Di fatto, i dati recenti sull'uso del suolo (dal Censimento Generale dell'Agricoltura del 2011 in poi) mostrano che l'abbandono dei terreni agricoli rappresenta un serio problema in Toscana, in diverse aree. Inoltre, va ricordato che le diverse misure del PSR escludono, oggi ancora più che nel passato, gli agricoltori non-professionali (hobbyisti, part-time) dal poter esserne beneficiari. Ma gli agricoltori di questo tipo sono proprio quelli nei cui terreni è stato maggiormente osservato il tipo di successione secondaria oggetto del

presente studio o che detengono una grande parte dei terreni dove tali successioni sono in evoluzione. Di conseguenza, è molto probabile che le loro proprietà seguano in futuro l'influenza del mercato immobiliare, che solitamente non presta attenzione (né valorizza adeguatamente) ai temi della gestione del paesaggio rurale nel suo complesso.

Quale risultato complessivo delle tendenze socio-economiche in atto, ci si attende quindi un'ulteriore, sia pur lenta, espansione degli arbusteti e dei boschi semi-naturali, aventi le caratteristiche descritte nei precedenti paragrafi. Un'adeguata, o perlomeno migliorata gestione di tali successioni secondarie appare altamente raccomandabile, tenendo conto dell'importante ruolo che la protezione e la percezione del paesaggio rurale svolgono tuttora sia per i residenti che per i turisti. In questa prospettiva, le pratiche di gestione appropriata delle successioni secondarie citate dovrebbero ispirarsi ai seguenti principi base:

- incrementare il ruolo di tutela della biodiversità che possono svolgere i terreni agricoli abbandonati, con il fine di creare corridoi ecologici per specie animali e vegetali, nonché per ospitare insetti pronubi;
- prevenire i crescenti rischi di dissesto idro-geologico, contribuendo a un'oculata gestione del ciclo delle acque a livello di bacino imbrifero;
- contribuire alla creazione di paesaggi complessivamente più diversificati, specialmente in quelle aree finora eccessivamente dominate da una monocultura viticola; in questo modo si avrebbe un contesto maggiormente movimentato da colori e tessiture diverse, assai apprezzato dalla maggior parte dei residenti e dei turisti (il cui soggiorno rappresenta in molte zone un supporto indispensabile al mantenimento delle attività agro-silvo-pastorali nel territorio).

Proprio una maggiore valorizzazione delle successioni vegetazionali riscontrate, a fini educativi e turistici, rappresenta uno dei filoni più interessanti su cui lavorare in futuro.

Al fine di attuare queste pratiche, e di raggiungere l'obiettivo di una corretta gestione delle successioni secondarie, nonché del territorio nel suo complesso, è tuttavia richiesto anche un maggiore livello di consapevolezza (tecnica e culturale) da parte di tutti gli interessati. Accanto a questo, è necessario rendere disponibile e attuare un insieme flessibile e attentamente monitorato di misure agro-ambientali, tale da raggiungere però anche quegli agricoltori non-professionali che spesso gestiscono rilevanti parti del territorio, specie nelle aree considerate "marginali".

In questo senso, misure quali la detrazione degli oneri sostenuti per gli interventi di manutenzione delle sistemazioni idraulico-

agrarie dalla tassazione sui redditi delle persone e delle società, nonché contratti di servizio con strutture cooperative/consortili che coprano aree vaste (es. 2-3 Comuni limitrofi) a cui anche i singoli proprietari possano accedere ad un costo contenuto, rappresentano alcune delle opportunità da incentivare e divulgare con maggiore forza.

6. Conclusioni selvicolturali

In base a quanto rilevato, non si rende necessario, né opportuno, il rimboschimento artificiale dei terreni studiati, vuoi per motivi idrogeologici, vuoi per motivi naturalistici, dato che la Direttiva europea manifesta interesse per gli habitat 5130a e 4030.

Del resto, gli impianti d'arboricoltura da legno realizzati con finanziamenti comunitari hanno dato risultati incrementali modesti, anche a causa del ripetersi delle estati con pochi giorni piovosi, condizione che ha influito negativamente sull'attecchimento dei giovani alberi negli impianti e nelle successioni secondarie, e risultati paesaggistici discutibili, a causa della griglia d'impianto regolare che troppo spesso mal s'inserisce nel disegno sinuoso delle siepi e dei boschi ripari e che talvolta chiude apprezzate visuali panoramiche.

7. Conclusioni socio-economiche

I fattori di tipo socio-economico sono stati e saranno anche in futuro gli elementi fondamentali alla radice delle trasformazioni del paesaggio toscano e di quello europeo; il loro dinamismo è ovviamente più veloce e pervasivo di quello vegetazionale.

Il punto chiave rimane quello di rendere la comprensione e la disamina di tali fattori il più trasparente e aperta possibile, e di ricondurli alla visione generale di una gestione sostenibile del territorio che viene sostenuta dalle Autorità nazionali ed europee, e che rappresenta un diritto di ogni abitante.

Contrariamente a un refrain fin troppo ripetuto, non sono i vincoli territoriali (idrogeologico o paesaggistico) a impedire la rimessa a coltura dei terreni abbandonati.

Preme evidenziare come solo una delle aree di saggio sia stata trasformata in un vigneto specializzato, senza incontrare particolari difficoltà burocratiche; in molti casi si registra invece la rimessa a coltura amatoriale e approssimativa dei soli terreni più vicini alle abitazioni.

Nessuno di questi proprietari si è visto negare il permesso di rimettere a coltura la superficie agricola coltivata nell'ultimo dopoguerra, semplicemente non l'ha richiesto.

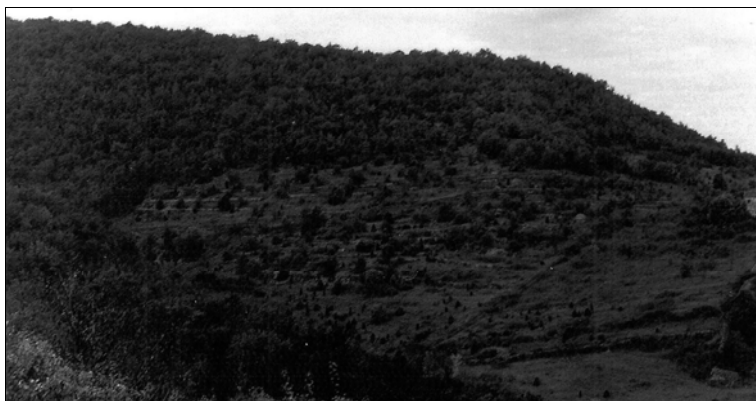


Figura 1. Successione secondaria nel Chianti nel 1983, circa 20 anni dopo l'abbandono dell'agricoltura.

Figure 1. Secondary succession in Chianti in 1983, some 20 years after the abandonment of agriculture.

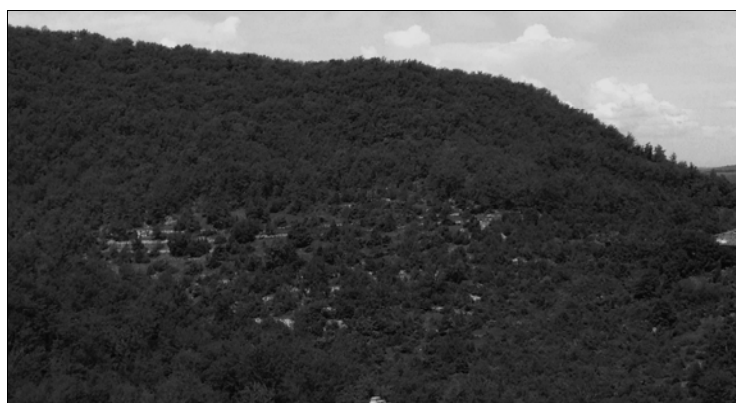


Figura 2. Successione secondaria nel Chianti nel 2014, circa 50 anni dopo l'abbandono dell'agricoltura.

Figure 2. Secondary succession in Chianti in 2014, some 50 years after the abandonment of agriculture (courtesy by Paolo Cianferoni).



Figura 3. Arbusteto deciduo con olmo e pino marittimo, 40 anni dopo l'abbandono dell'agricoltura.

Figure 3. Deciduous shrub land with scattered elm and pine trees, 40 years after the abandonment of agriculture.



Figura 4. Macchia mediterranea post-culturale con pino d'Aleppo dopo due incendi boschivi.

Figure 4. Post-culture matorral with Aleppo pine, after two forest fires.



Figura 5. Situazione ibrida con vecchi olivi sotto i quali vive una prateria cespugliata.

Figure 5. Hybrid situation with old olive trees with a bushy grassland underneath.

Figura 6. L'archetipo del paesaggio rurale toscano moderno: un angolo del Chianti curato, variegato, ordinato secondo il disegno antropico. In questa veduta si trovano otto aree di saggio.

Figure 6. The archetype of modern Tuscan countryside: a nice spot in Chianti, varied and sorted by anthropic design. In this view there are eight sample plots.



SUMMARY

Renaturation and recultivation of abandoned farmland in Tuscany 1954-2014

In 93 sites on coastal and inland Tuscan hills, evolution of land use, spontaneous and cultural vegetation on fields that were abandoned since 1960s or 1970s, are observed. Speed and manner with which forest conquers old fields depend on relic permanent crops and surrounding vegetation. Forest fires, early grazing and frequently dry summers affect secondary succession. Present climate is less suitable for new trees; shrubs become resilient and progressively close without evolving towards the forest, with no hope for needy species.

The European "Habitat" Directive (92/43/CEE) recognizes naturalistic interest to the above habitats 5130a and 4030. Extreme rainfall occurred with no significant damage; soil erosion is lower than in vineyards. Direct observation and remote sensing show some statistics: 34% of those abandoned fields is now wooded; 13% evolved into bushy and wooded pastures; 35% has been re-cultivated, 18% is managed in a hybrid situation with olive trees rooted in a bushy semi-natural grassland. Proper future management of this "hybrid country-side" represents a major challenge in Tuscany. Current socioeconomic factors point towards a further, slow expansion of the secondary successions, due to declining profitability of the few crop species (vineyards included) that can be cultivated

in such areas. Some basic principles upon which proper management can be practised are outlined. Better technical and cultural awareness by local stakeholders and a flexible set of agro-environmental measures are needed to achieve the expected result of a sustainable landscape management, including adequate tools to address even non-professional part-time farmers, owning a large part of the so-called "marginal" land.

BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO

Normative di riferimento adottate dalla Regione Toscana
– *Reference to adopted regional regulations:*

Variante al PIT con valenza di Piano Paesaggistico,
D.C.R. 2/7/2014 n. 58 comprensiva della cartografia
tematica e delle fotogrammetrie disponibili su navigatore GIS Geoscopio.

PSR Toscana, D.G.R. 21/07/2014 n. 616

Cartografia

Arrigoni P.V., Benesperi R., Dell'Olmo L., Ferretti G., 2006 – *Carta della Vegetazione Forestale della Provincia di Livorno*. Tassinari, Firenze

Casini S., De Dominicis V., 1996 – *Carta della Vegetazione del Chianti*. SELCA, Firenze

Giordano M.V., Legrottaglie P., Nevini R., 1986 – *Carta regionale dell'Uso del Suolo*. Regione Toscana, Giunta regionale. Firenze.

RESILIENZA AL CAMBIAMENTO CLIMATICO DELLE FORESTE MEDITERRANEE

**Federico Guglielmo Maetzke¹, Sebastiano Cullotta¹, Marcello Miozzo², Luciano Saporito³
Sebastiano Sferlazza¹, Donato Salvatore La Mela Veca¹**

¹Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università degli Studi di Palermo, Palermo;
federico.maetzke@unipa.it

²DREAM Italia soc. coop. Agricolo-Forestale, Pratovecchio (AR)

³Dipartimento dello Sviluppo Rurale e Territoriale della Regione Siciliana, Palermo

Gli ecosistemi forestali e pre-forestali della Sicilia sono caratterizzati da semplificazione e fragilità strutturale che potrebbero aumentare per effetto dei cambiamenti climatici in atto. In questo contesto si inserisce il Progetto LIFE11+ *Resilformed* che vede coinvolti il Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali dell'Università di Palermo, la D.R.E.Am Italia, il Corpo Forestale della Regione Siciliana ed il Dipartimento dello Sviluppo Rurale e Territoriale della Regione Siciliana in qualità di capofila. L'obiettivo generale del progetto è individuare opportuni interventi per salvaguardare i sistemi forestali mediterranei dai rischi derivanti dai cambiamenti climatici, aumentandone stabilità ecologica e resilienza, tramite: processi di naturalizzazione più diffusi, aumento della biodiversità compositiva e della diversità e complessità strutturale. Il progetto, attraverso l'attuazione di specifiche azioni, e il relativo monitoraggio, si è proposto di perseguire i seguenti risultati: 1) redazione di linee guida per la gestione forestale mediterranea efficace rispetto ai cambiamenti climatici; 2) aggiornamento del Piano Forestale Regionale; 3) realizzazione di un set di aree dimostrative, rappresentative delle principali categorie forestali mediterranee, per la valutazione applicativa delle buone pratiche di gestione forestale funzionale all'aumento della resilienza degli ecosistemi forestali; 4) formazione teorico/pratica del personale della Regione Siciliana; 5) informazione e sensibilizzazione dei cittadini. In questo contributo si illustra lo stato attuale del progetto, nel momento in cui sono state sviluppate e concluse tutte le azioni preparatorie che hanno permesso di individuare modelli di gestione selvicolturale, idonei al miglioramento o al consolidamento della resilienza delle categorie forestali considerate nel progetto, raccolti in cinque buone prassi gestionali (BP).

Parole chiave: cambiamento climatico, foreste mediterranee, resilienza, buone prassi selvicolturali.

Keywords: climate change, Mediterranean forests, resilience, best management practices.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fgm-res>

1. Introduzione

Oggi, gli ecosistemi forestali e pre-forestali della Sicilia sono caratterizzati da semplificazione e fragilità strutturale, minacciati dal degrado risultante dall'azione singola o congiunta degli incendi, del pascolo, di tagli irrazionali, di attacchi parassitari. Tuttavia, gli incendi rappresentano la principale fonte di degrado a causa della frequenza sempre maggiore e delle mutate condizioni climatiche della Sicilia tendenti all'aridità. Il cambiamento climatico in corso in Sicilia e nell'area mediterranea, infatti, mostra tendenze verso un incremento delle temperature medie, una riduzione delle precipitazioni ed una maggiore variabilità inter-annuale del regime di temperatura, precipitazioni di breve durata ad intensità elevata, siccità, ondate di calore, che, a loro volta, contribuiscono a ridurre la resilienza degli ecosistemi forestali (IPCC, Climate Change 2007). Da queste premesse nasce il Progetto LIFE11+ *Resilformed* - RESILienza al cambiamento climatico delle FOReste MEDiterranee che vede

coinvolti il Dipartimento Scienze Agrarie e Forestali dell'Università di Palermo, la Soc. Coop. D.R.E.Am Italia, il Comando del Corpo Forestale della Regione Siciliana e il Dipartimento dello Sviluppo Rurale e Territoriale della Regione Siciliana, in qualità di partner coordinatore. Lo scopo principale del progetto è individuare opportuni interventi per salvaguardare gli ecosistemi forestali mediterranei dai rischi derivanti dai cambiamenti climatici, aumentandone stabilità ecologica e resilienza.

Il progetto, attraverso l'attuazione di specifiche azioni preparatorie e di intervento e di monitoraggio, si è proposto di perseguire i seguenti risultati: 1) redazione di linee guida per la gestione forestale mediterranea efficace rispetto ai cambiamenti climatici; 2) aggiornamento del Piano Forestale Regionale; 3) realizzazione di un set di aree dimostrative, rappresentative delle principali categorie forestali, per la valutazione applicativa delle buone pratiche di gestione funzionale all'aumento della resilienza degli ecosistemi forestali; 4) attività formativa teorica e pratica del personale

della Regione Siciliana; 5) informazione e sensibilizzazione dei cittadini. In questo contributo è illustrato lo stato dell'arte del progetto, nel momento in cui sono state sviluppate e concluse tutte le azioni preparatorie che hanno permesso di individuare modelli di gestione selvicolturale idonei all'aumento o al consolidamento della resilienza delle categorie forestali considerate nel progetto. Tali modelli sono stati raccolti in cinque Buone Prassi gestionali (BP), a loro volta suddivise in tipologie di intervento in funzione delle categorie forestali che presentano maggiore sensibilità ai processi degradativi in atto. Gli interventi riconducibili alle cinque buone prassi sono stati avviati su circa 120 ettari di superficie ricadente in sei distretti forestali rappresentativi della variabilità ambientale regionale dei Monti Sicani, Madonie, Nebrodi, Etna, Calatino e l'isola di Pantelleria; essi ben rappresentano lo spirito di concretezza del progetto che ambisce a divenire un punto di riferimento in ambito mediterraneo per operatori, tecnici, legislatori e amministratori attivi nel mondo della gestione forestale, oltre che per gli *stakeholder* delle popolazioni locali che pur avendo una visione ed un approccio tradizionale alla gestione dei sistemi agro-forestali, costituiscono un importantissimo elemento di pressione sui sistemi naturali sia attraverso le attività agro-forestali sia attraverso gli abusi e gli atti illegali che si compiono principalmente con l'esercizio del pascolo e con l'innesco degli incendi.

2. Metodologia e risultati delle azioni preparatorie

Il percorso seguito per la definizione di modelli di gestione e l'individuazione di cinque Buone Prassi gestionali (BP) si è articolato attraverso lo sviluppo di quattro azioni preparatorie e un'azione di implementazione: A1) Identificazione cartografica su scala regionale e di paesaggio, delle aree a maggior rischio a causa dei cambiamenti climatici; A2) Analisi del valore delle pratiche derivanti da tradizioni e consuetudini locali; A3) Analisi, valutazioni e quantificazione degli effetti netti dei cambiamenti climatici negli ambienti forestali siciliani; A4) Definizione, attraverso indicatori, del ruolo di comunità e di ecosistemi nelle misure di adattamento ai cambiamenti climatici; B1) Definizione dei modelli gestionali ottimali per il miglioramento o il consolidamento della resilienza degli ambienti forestali. L'azione A1 ha rappresentato la base di partenza per lo sviluppo del progetto ed ha consentito di identificare cartograficamente le aree forestali sensibili ai cambiamenti climatici della Sicilia. A tal fine, sono state intersecate le informazioni contenute nella Carta della sensibilità al rischio desertificazione (Regione Siciliana, 2011) e nella Carta delle categorie forestali della Regione Sicilia (Regione Siciliana, 2009a) associando a ciascuna categoria forestale la corrispondente classe di sensibilità al rischio desertificazione. È stata così ottenuta la Carta della sensibilità al rischio desertificazione delle aree boscate della Sicilia a scala 1:25.000 (Fig. 1). La Carta della sensibilità al rischio desertificazione delle aree boscate della Sicilia è stata utilizzata, inoltre, per

identificare le aree forestali in cui predisporre interventi di corretta gestione, secondo i seguenti criteri: a) aree maggiormente sensibili alla desertificazione; b) localizzazione all'interno di siti Natura 2000 e/o Parchi e Riserve; c) aree forestali di proprietà del Demanio regionale; d) ampia rappresentatività delle principali categorie forestali regionali; e) individuazione di contesti selvicolturali diversificati; f) contiguità territoriale e localizzazione all'interno di un singolo comune. Sulla base dei criteri sopra riportati sono state localizzate complessivamente 7 aree d'intervento in sei distretti forestali previsti dal progetto e individuati nell'ambito dei Monti Sicani, Madonie, Nebrodi, Etna, Calatino e Pantelleria (Fig. 2). L'azione A2 ha previsto il censimento e la valutazione qualitativa delle pratiche gestionali e selvicolturali normalmente eseguite a carico dei boschi naturali e/o semi-naturali e nei rimboschimenti sia da enti gestori pubblici sia da privati nell'ultimo trentennio in Sicilia, allo scopo di valutarne l'efficacia e l'incidenza sugli ecosistemi forestali. Le indagini hanno interessato nove categorie forestali che, nel complesso, rappresentano più del 60% della superficie forestale e pre-forestale regionale (Camerano *et al.*, 2011): leccete, sugherete, querceti caducifogli, cerrete, faggete, pinete di pino laricio, pinete di pini mediterranei, macchia mediterranea e i rimboschimenti.

L'azione A3 è stata finalizzata a valutare e quantificare i principali effetti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi forestali. È stato implementato un sistema di monitoraggio sia attraverso indagini diacroniche sui principali sistemi di paesaggio forestale e pre-forestali dell'Isola, sia attraverso il confronto tra dati storici riferibili a indagini campionarie su specie e habitat e dati attuali rilevati attraverso la fotointerpretazione di supporti cartografici recenti. L'indagine diacronica, condotta in ciascuna delle sette aree di studio e considerando quattro momenti storici (1955, 1968, 1988, 2012), ha permesso di individuare le varianti/invarianti forestali, ovvero quelle formazioni forestali che hanno/non hanno subito variazioni in termini di uso e copertura del suolo nel periodo di studio. Infine, in funzione dei dati ottenuti riguardo alle diverse categorie forestali, alle invarianti e varianti, il confronto diacronico è stato integrato con analisi di dati di un campione di punti dell'Inventario Forestale della Regione Siciliana allo scopo di acquisire informazioni quali-quantitative sulle nove categorie forestali di progetto. L'azione A4 rappresenta l'ultima delle azioni preparatorie del progetto e ha riguardato l'individuazione di indicatori forestali sintetici utili per valutare il grado di resilienza dei popolamenti forestali ai cambiamenti climatici. In particolare, tali indicatori saranno utilizzati per la valutazione e la verifica *ex post* degli interventi dimostrativi delle principali tecniche selvicolturali a favore delle dinamiche evolutive degli ecosistemi forestali. A tal fine, è stato predisposto un piano di campionamento per caratterizzare in termini quantitativi gli indicatori forestali a maggior correlazione con le invarianti forestali, ovvero su quelle componenti del manto forestale che nell'ultimo cinquantennio (1955-2012) non hanno subito

trasformazioni nell'uso e nella copertura del suolo, individuate con l'analisi diacronica svolta nell'azione A3. In particolare, la caratterizzazione dendrometrico-strutturale di soprassuoli forestali, riconducibili a undici differenti tipologie forestali e nove categorie forestali, ha permesso di descriverne con precisione lo stato attuale e fornire indicazioni sulle condizioni e sulle dinamiche evolutive che possono innescarsi a seguito dell'esecuzione degli interventi dimostrativi di cui sopra. L'azione B1 ha permesso di realizzare un abaco di buone pratiche e di modelli gestionali in grado di aumentare la resilienza degli ambienti forestali. È stato adottato un approccio metodologico rigoroso per valutare in termini oggettivi le condizioni attuali e quelle auspicabili in corrispondenza di formazioni molto diverse: la definizione dello stato attuale e di quello auspicabile sotto il profilo della resilienza ai cambiamenti climatici si è tradotta nell'esame di una serie di attributi quantitativi e qualitativi relativi alla vegetazione e al contesto stazionale in cui essa si colloca. Il procedimento logico seguito per giungere alla definizione delle necessità d'intervento partendo dall'esame dei singoli parametri è schematizzato in Figura 3. Il punto di partenza è stato l'esame del singolo parametro allo stato attuale, si è definita la condizione "ottimale" auspicabile per garantire una buona resilienza forestale, quindi è stato valutato se in assenza di interventi colturali l'evoluzione naturale della formazione forestale possa condurre o meno nella direzione auspicata e con quali ritmi. Nel caso in cui l'evoluzione naturale non proceda nel senso auspicabile e/o i tempi necessari per l'evoluzione dovessero essere troppo lunghi, sono stati definiti gli interventi da attuare per modificare o accelerare le dinamiche verso la condizione "ideale". La metodologia di lavoro così impostata è sfociata nella redazione di una "scheda di valutazione della resilienza forestale" attraverso la quale si manifesta tutto il procedimento descritto consentendo una precisa definizione delle azioni colturali proponibili per l'incremento della resilienza degli ecosistemi forestali ai cambiamenti climatici.

3. Definizione delle Buone Prassi (BP) e degli interventi specifici

La somma degli interventi definiti per i singoli parametri ha fornito una chiara definizione delle azioni colturali da intraprendere sui soprassuoli in esame: è stato possibile definire i modelli gestionali da applicare in relazione alla categoria (o tipologia) forestale di appartenenza, raccolti in cinque principali prassi gestionali ritenute significative per la prevenzione dell'impatto dei cambiamenti climatici e che agiscono principalmente sul miglioramento della resilienza ecosistemica. Le BP definite sono le seguenti:

- *BP01, Interventi a favore della mescolanza e della tenuta idrogeologica del soprassuolo* - Pratiche a favore di specie edificatrici del suolo (nutrienti, tessitura e struttura), che contemporaneamente assicurino o conservino adeguati livelli di sostanza organica nel suolo, garantiscano il miglioramento del rifornimento idrico dello stesso e condizioni di luce e temperatura

favorevoli all'accelerazione delle dinamiche successionali progressive;

- *BP02, Interventi di rinaturalizzazione di soprassuoli artificiali* - Interventi finalizzati ad assecondare i processi di rinaturalizzazione con l'obiettivo di aumentare la stabilità e quindi l'efficienza ecologico-strutturale dell'ecosistema, ma anche interventi di reinserimento di specie autoctone in soprassuoli privi di piante portaseme;

- *BP03, Interventi di ripristino e restauro di aree degradate* - Interventi selvicolturali su boschi degradati (per pascolo o percorsi dal fuoco) finalizzati al recupero del soprassuolo forestale (ad es., succisione per le specie quercine o introduzione di specie autoctone più resistenti agli incendi);

- *BP04, Interventi a favore dello sviluppo della complessità strutturale dei soprassuoli* - Interventi selvicolturali di conversione dei boschi cedui (leccete, querceti caducifogli, faggete) all'interno delle aree protette, al fine di creare delle comunità con maggiore produttività e stabilità ecosistemica;

- *BP05, interventi a favore delle connettività nei sistemi agro-forestali* - Interventi selvicolturali finalizzati a ridurre la frammentazione delle superfici forestali in modo da aumentarne la connettività e attenuare l'influenza delle attività antropiche delle aree circostanti (aree agricole, e aree pascolate).

In particolare, ciascuna BP prevede diverse tipologie di intervento differenziate in funzione delle categorie (o tipologie) forestali che presentano maggiore sensibilità ai processi degradativi in corso (Tab. 1). Gli interventi riportati in Tabella 1 sono stati progressivamente avviati nelle 6 aree dimostrative progettuali (Sicani, Madonie, Nebrodi, Etna, Calatino e Pantelleria) per una superficie complessiva d'applicazione pari a circa 120 ettari.

4. Conclusioni e fasi successive

Nell'ambito del progetto sono stati individuati modelli di gestione selvicolturale, raccolti in cinque buone prassi, idonei all'aumento o al consolidamento della resilienza delle principali categorie forestali siciliane all'impatto dei cambiamenti climatici.

La dimostrabilità concreta delle buone prassi sviluppate è stata assicurata attraverso la progettazione e l'esecuzione di specifici interventi, differenziati in funzione della tipologia forestale e delle diverse criticità emerse, orientati alla corretta gestione selvicolturale, alla conservazione e salvaguardia della biodiversità e del paesaggio, al mantenimento e/o miglioramento dell'assetto idrogeologico del territorio. Nelle fasi successive seguirà il monitoraggio degli interventi allo scopo di definire e valutare l'entità degli effetti sulle formazioni forestali sia nel breve che nel lungo periodo. In particolare, sarà attivata una rete di monitoraggio consistente nell'individuazione di una serie di siti di intervento accoppiati a siti di non intervento per verificare, a parità di altre condizioni, l'efficacia degli interventi realizzati, con particolare riferimento a quelle azioni il cui effetto è prevedibile durante gli anni di sviluppo del progetto stesso (BP02 e BP04).

Oltre agli interventi dimostrativi il progetto prevede la messa a punto di un modello di pianificazione partecipata con lo scopo di affrontare alcuni dei temi di maggiore importanza che riguardano in Sicilia, come in gran parte dell'area mediterranea, il rapporto tra risorse naturali e pressione antropica. Si prevede, infatti, la realizzazione di modelli di pianificazione forestale, con

il coinvolgimento delle popolazioni locali, per ciascuno dei sei distretti forestali e per una superficie totale pari a 1800 ettari. Il complesso di risultati ottenuti da Resilformed costituirà pertanto la base di partenza per l'aggiornamento del Piano Forestale Regionale (PFR) e per l'impostazione di politiche efficaci di monitoraggio e di mitigazione dei danni imputabili ai mutamenti climatici.

Tabella 1. Interventi previsti per ciascuna buona prassi (BP) differenziati per tipologia forestale.
Table 1. Interventions provided for each good practice (BP) for different forest types.

Tipologia forestale	Buona Prassi	Tipologia di intervento
Rimboschimento di Eucalitto (RI10X)	BP02	a) Diradamenti a buche a carico dell'eucalitto; b) Impianto di specie arbustive e arboree autoctone (<i>Prunus spinosa</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Pyrus amygdaliformis</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> e <i>Quercus pubescens</i> s.l.).
	BP05	Realizzazione di fasce boscate con funzione di corridoio ecologico con impianto di specie quercine.
Rimboschimento di Eucalitto, var. con latifoglie in successione (RI10B)	BP02	a) Diradamenti selettivi a carico dell'eucalitto volti alla rinaturalizzazione del soprassuolo; b) Semina di sughera nelle aree contigue ai vecchi nuclei esistenti.
Rimboschimento di latifoglie varie (RI20X)	BP03	a) Rinfoltimento e sottopiantagione di specie arbustive ed arboree autoctone (ad es., <i>Crataegus laciniata</i> e <i>Acer campestre</i>); b) Realizzazione di chiudenda per la protezione dal pascolo bovino; c) Riceppatura a carico degli individui di roverella e cerro deperienti e/o malformati; d) Interventi di regimazione idrica superficiale: costruzione di graticciate con materiale vegetale.
Rimboschimento mediterraneo di conifere, var. a pino d'aleppo (RI30B)	BP05	Realizzazione di fasce boscate con funzione di corridoio ecologico con impianto di specie quercine.
Rimboschimento mediterraneo di conifere, var. con latifoglie in successione (RI30G)	BP02	Diradamento selettivo a carico del pino d'Aleppo in corrispondenza dei nuclei di rinnovazione affermata di querce e specie sporadiche autoctone.
Rimboschimento montano di conifere, var. con latifoglie in successione (RI40G)	BP02	Diradamenti selettivi a carico del cedro dell'Atlante e del pino radiata.
Pineta di pino marittimo (PM20X)	BP04	a) Diradamento selettivo a carico del pino marittimo teso a favorire le piante portasemi di leccio; b) Sfollo a carico della spessina di pino marittimo.
Pineta superiore di Pino laricio (PL30X)	BP02	Diradamenti selettivi delle conifere esotiche (abete bianco e douglasia) nella perticaia.
Querceto xerofilo di roverella dei substrati carbonatici (QU40X)	BP03	Tramarratura delle ceppaie di roverella bruciate, deperienti e/o malformate.
Lecceta xerofila mesomediterranea, var. con roverella s.l. (LE31A)	BP04	Diradamento selettivo misto a carico del leccio e della roverella.
	BP02	a) Diradamenti selettivi a carico del pino radiata; b) Semina di specie quercine.
Lecceta mesoxerofila (LE40X)	BP04	Diradamento selettivo misto a carico del leccio finalizzato ad aumentare la complessità strutturale e la composizione specifica del bosco.
Sughereta termomediterranea costiera (SU10X)	BP01	Interventi di regimazione idrica superficiale: costruzione di graticciate con materiale vegetale da eseguirsi tramite l'impiego dei residui di utilizzazione derivante dal taglio dell'eucalitto.
	BP02	Diradamenti selettivi a carico dell'eucalitto volti alla rinaturalizzazione.
	BP03	Riceppatura a carico delle piante deperienti e/o malformate di sughera.
Cerreta montana (CE20X)	BP04	Diradamenti selettivi dal basso a carico del cerro in corrispondenza dei nuclei di specie sporadiche e dei migliori individui di cerro.
Faggeta mesofila dei substrati silicatici (FA10X)	BP01	a) Interventi di regimazione idrica superficiale: costruzione di graticciate con materiale vegetale; b) Rinfoltimento con piccoli nuclei di specie arboree autoctone (<i>Acer campestre</i> , <i>Melo selvatico</i> , <i>Biancospino</i>) con funzione di cuscinetto attorno ai nuclei più consistenti faggio; c) Realizzazione di chiudenda per la protezione dal pascolo bovino.
Faggeta mesofila calcifila (FA30X)	BP04	Diradamenti selettivi finalizzati all'aumento della complessità strutturale favorendo migliori condizioni di sviluppo per le piante di maggiori dimensioni.

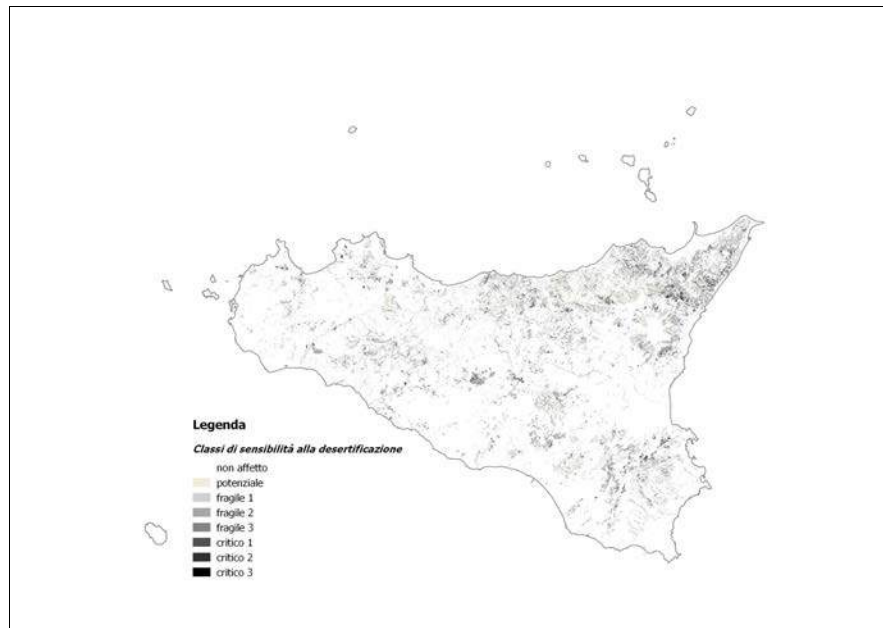


Figura 1. Carta della sensibilità al rischio desertificazione delle aree boscate della Sicilia.
Figure 1. Map of desertification risk sensitivity of the wooded areas of Sicily.

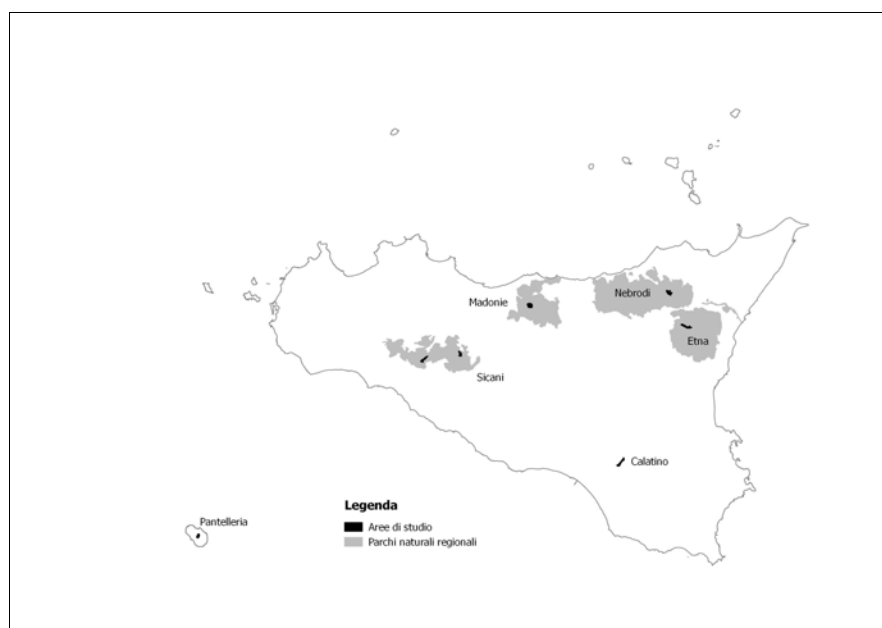


Figura 2. Aree dimostrative di intervento.
Figure 2. Demonstration areas of intervention.



Figura 3. Procedimento di valutazione di ciascun parametro e definizione delle necessità d'intervento ai fini della resilienza forestale.

Figure 3. The method of evaluation of each parameter and defining needs intervention for the purpose of resilience forestry.

SUMMARY

Climate change resilience of Mediterranean forests

Forest and pre-forest ecosystems of Sicily are characterized by a high structural simplification and fragility that are expected to worsen according to the ongoing climate change processes. In this context that the project LIFE11+ *Resilformed* involving the Department of Agricultural and Forest Sciences of the University of Palermo, the DREAM Italia the Forest Service of the Sicilian Region and the Department of Rural and Land Development of the Sicilian Region as project leader. The aim of the project is to identify appropriate actions to safeguard the Mediterranean forest ecosystems from the potential risks induced by climate change, increasing ecological stability and resilience by: promote renaturalization processes, increasing biodiversity and structural diversity.

The project, through the implementation of specific actions, and their monitoring actions, is aimed to achieve the following results: 1) forest management guidelines for the mitigation of climate change processes; 2) updating the Regional Forest Plan; 3) implementation of a set of demonstrative areas, representative of the main Mediterranean forest categories, to evaluate the application of good forest management practices to increase the resilience of the forest ecosystems; 4) theoretical and practical training of the Regional Forest Service staff; 5) public information and education. This contribution discusses the current status of the project, on the basis of the completed preparatory actions, and shows the identified models of forest management, suitable to improve or consolidate the resilience of the analyzed forest categories, identified five best management practices (GP).

BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- Camerano P., Cullotta S., Varese P., 2011 – *Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Tipi Forestali*. Regione Siciliana, 192 pp. ISBN 978-88-905700-2-5.
- Clementi G., Traina G., Vinciguerra S., 2013 – *Report Azione A2 - Analisi del valore delle pratiche derivanti da tradizioni e consuetudini locali*. Progetto LIFE+ ENV/IT/000215 RESILFORMED, pp. 68. <http://www.resilformed.eu>.
- Florenzano G.T., Londi G., Campedelli T., Cutini S., 2012 – *Report Azione A3 - Analisi, valutazioni e quantificazione degli effetti netti dei cambiamenti climatici negli ambienti forestali siciliani. Studio a scala vasta dell'avifauna nidificante nei boschi della Sicilia e bibliografia*. Progetto LIFE+ ENV/IT/000215 RESILFORMED, pp. 32. <http://www.resilformed.eu>.
- Hofmann A., Cibella R., Bertani R., Miozzo M., Fantoni I., Luppi S., 2011 – *Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Sistema informativo forestale*. Assessorato Territorio e Ambiente, Regione Siciliana, pp. 208. ISBN 978-88-905700-0-1.
- IPCC, Climate Change 2007 – *Mitigation of climate change*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Inter-governmental Panel on Climate Change. Metz B., Davidson O.R., Bosch P.R., Dave R., Meyer L.A. (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA., pp. 863. ISBN 978-0-521-88011-4 hardback, ISBN 978-0-521-70598-1 paperback.
- Maetzke F.G., Cullotta S., La Mela Veca D.S., 2013 – *Report Azione A1 – Identificazione cartografica su scala regionale di paesaggio delle aree a maggior rischio a causa dei cambiamenti climatici*. Progetto LIFE+ ENV/IT/000215 RESILFORMED, pp. 76. <http://www.resilformed.eu>.
- Maetzke F.G., Cullotta S., La Mela Veca D.S., Clementi G., 2013 – *Report Azione A3 - Analisi, valutazioni e quantificazione degli effetti netti dei cambiamenti climatici negli ambienti forestali siciliani. Monitoraggio indicatori componente forestale*. Progetto LIFE+ ENV/IT/000215 RESILFORMED, pp. 164. <http://www.resilformed.eu>.
- Maetzke F.G., Cullotta S., La Mela Veca D.S., Contrino P., 2013 – *Report Azione A3 - Analisi, valutazioni e quantificazione degli effetti netti dei cambiamenti climatici negli ambienti forestali siciliani. Indagine diacronica sui principali paesaggi forestali siciliani*. Progetto LIFE+ ENV/IT/000215 RESILFORMED, pp. 147. <http://www.resilformed.eu>.
- Maetzke F.G., Cullotta S., La Mela Veca D.S., Sferlazza S., Clementi G., 2013 – *Report Azione A4 - Definizione, attraverso indicatori, del ruolo di comunità e degli ecosistemi nelle misure di adattamento ai cambiamenti climatici. Componente Forestale*. Progetto LIFE+ ENV/IT/000215 RESILFORMED, pp. 49. <http://www.resilformed.eu>.
- Maetzke F.G., Cullotta S., La Mantia T., La Mela Veca D.S., Pizzurro G.M., 2008 – *Individuazione di aree ecologicamente omogenee e di un sistema di aree a priorità di intervento per l'ampliamento della superficie forestale in Sicilia*. *Forest@*, 5: 280-295. <http://dx.doi.org/10.3832/efor0543-0050280>
- Miozzo M., Fantoni I., Clementi G., Traina G., Vinciguerra S., 2013 – *Report Azione B1 – Individuazione dei modelli gestionali ottimali per il miglioramento o il consolidamento della resilienza degli ambienti forestali*. Progetto LIFE+ ENV/IT/000215 RESILFORMED, pp. 36. <http://www.resilformed.eu>.
- Regione Siciliana, Assessorato dei beni culturali ambientali e della pubblica istruzione 1999 – *Linee guida del Piano Territoriale Paesistico Regionale*, approvato con D.A. n. 6080 del 21 maggio 1999 su parere favorevole reso dal comitato tecnico scientifico del 30 aprile 1996.
- Regione Siciliana, Assessorato del territorio e dell'ambiente 2011 – *Carta della sensibilità alla desertificazione della Regione Sicilia*.
- Regione Siciliana, Assessorato del territorio e dell'ambiente, Comando del Corpo Forestale dello

Stato 2009a – *Carta delle Categorie Forestali della
Regione Sicilia.*
Regione Siciliana, Assessorato del territorio e dell'am-

biente, Comando del Corpo Forestale dello Stato
2009b) – *IFRS, Inventario Forestale Regione Sici-
liana.*

EFFICACIA DEGLI INTERVENTI DI RESTAURO ECOLOGICO LUNGO IL TRACCIATO FERROVIARIO AD ALTA VELOCITÀ TO-MI

Antonio Nosenzo¹, Fabio Meloni¹, Massimiliano Ferrarato², Paola Ferrazzi¹, Michele Freppaz¹
Michele Lonati¹, Sara Martelletti¹, Andrea Paone¹, Flavia Cucerzan¹, Renzo Motta¹

¹DISAFA, Università degli Studi di Torino, Grugliasco (TO) Italy; antonio.nosenzo@unito.it

²ARPA Piemonte, Dipartimento di Geologia e Dissesto, Torino Italy

La realizzazione di un tracciato ferroviario ad alta velocità nel nord-ovest dell'Italia ha degradato alcuni popolamenti forestali naturali e alcuni siti appartenenti alla rete Natura 2000. Gli ecologi, così come richiesto dalla normativa vigente, devono riuscire a trovare delle misure compensative che bilancino il danno ecologico, tramite la ricostituzione di habitat, dell'ecologia e delle funzioni che sono state danneggiate o distrutte. In generale le opere compensative vengono raramente monitorate o non ne viene valutato l'esito. Gli obiettivi di questa ricerca sono esaminare, a sette anni dall'impianto, i risultati ottenuti in 32 rimboschimenti effettuati lungo il tracciato ferroviario ad alta velocità e confrontare la vegetazione attualmente sviluppata con quella ipotizzata come obiettivo del restauro. I criteri di valutazione comprendono biodiversità (es. indice QBS, presenza di specie invasive o nemorali), crescita degli alberi e tasso di mortalità, proprietà fisico-chimiche del suolo. La maggior parte degli impianti non hanno avuto successo, come evidenziato dalla lenta crescita arborea, dall'elevata mortalità delle piante, dal ridotto livello di biodiversità e dall'elevata presenza di specie invasive. Ciò può essere dovuto sia all'impiego di tecniche di impianto non appropriate sia alla mancanza di cure colturali negli anni successivi all'impianto. Di conseguenza nasce l'esigenza di ripensare completamente l'approccio delle tecniche di rimboschimento per le compensazioni ecologiche, in termini di distribuzione spaziale degli impianti, del metodo di messa a dimora, della selezione delle specie arboree, della gestione dei rimboschimenti e degli obiettivi ecologici.

Parole chiave: restauro ecologico, compensazioni, rimboschimenti.

Keywords: restoration ecology, compensation, tree plantation.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-an-eff>

1. Introduzione

Negli ultimi decenni l'Italia, come il resto dell'Europa, ha assistito a una progressiva proliferazione di grandi infrastrutture di trasporto come strade e ferrovie ad alta velocità. La costruzione e l'uso di tali infrastrutture hanno determinato la perdita, il degrado e la frammentazione degli habitat (Andrews, 1990) nonché il consumo di ampie superfici di suolo con la modificazione di popolamenti forestali naturali e di siti Natura 2000. Per ridurre l'esito negativo di tali opere il Codice dell'Ambiente (D.lgs. 152/2006) prevede che, durante e/o dopo la realizzazione delle stesse, vengano attuate misure di mitigazione o compensazione. All'interno di questo contesto possono essere inseriti gli interventi di *restoration ecology* che hanno come obiettivo primario la restituzione di un ecosistema in grado di riacquisire in tempi più o meno rapidi l'integrità ecologica intesa come "la capacità di un ecosistema di sostenere e mantenere una comunità adattativa ed equilibrata di organismi aventi una composizione di specie, diversità e funzioni paragonabile a quella degli habitat naturali all'interno di una regione" (Karr e Dudley, 1981). Ovviamente se l'area che è stata alterata a causa dell'intervento dell'uomo venisse abbandonata, con il tempo, naturalmente, si insiederebbero una serie di

successioni vegetazionali. Il processo naturale, tuttavia, a causa del rimaneggiamento antropico del substrato e dell'asportazione del *topsoil*, con conseguente quasi scomparsa della *seedbank* e rimozione degli apparati radicali (Parrotta *et al.*, 1997), richiede tempi anche molto lunghi. Le pratiche di *restoration ecology*, quali la piantumazione di aree degradate e interventi migliorativi delle caratteristiche fisico-chimiche del suolo, sono pertanto volti ad accelerare il processo di recupero. Troppo spesso però gli interventi di *restoration ecology* si considerano completati al termine del periodo di manutenzione delle aree. In realtà, per poter considerare riuscito un intervento bisognerebbe osservare il popolamento in un arco temporale più ampio, cercando anche di capire i motivi di eventuali fallimenti.

Obiettivo del presente lavoro è quello di valutare il successo raggiunto da opere di mitigazione e ripristino a sette anni dalla loro realizzazione, valutando in particolare: (1) vitalità, accrescimenti, densità e composizione specifica della componente arboreo-arbustiva; (2) composizione specifica e densità della componente erbacea seminata e spontanea; (3) qualità del suolo sia attraverso analisi chimico-fisiche che tramite l'impiego dell'indice QBS-ar (Qualità Biologica del Suolo), fondato sui microartropodi presenti; (4) relazioni che intercorrono fra caratteristiche del suolo e

della vegetazione, applicando il metodo parametrico di Spearman.

2. Materiali e metodi

2.1. Area di studio

I rilievi necessari per il presente lavoro sono stati effettuati nel periodo compreso fra settembre 2013 e aprile 2014, lungo la linea ad Alta Velocità - Alta Capacità (AV-AC) Torino-Milano, nel tratto che va da Torino a Novara (84,6 km).

La valutazione del successo raggiunto dalle opere di mitigazione è stata effettuata per alcune aree di cantiere, situate all'interno dei confini comunali di Novara (NO), Romentino (NO), Carisio (VC), Greggio (VC), Santhià (VC), Villarboit (VC), Chivasso (TO) e Settimo Torinese (TO). I cantieri interessati da questo studio sono situati ad una quota media di 150 m s.l.m. nella pianura piemontese (Italia nord-occidentale), caratterizzata dalla presenza di depositi alluvionali a prevalenti ghiaie, sabbie e limi (Carta litologica del Piemonte), su cui hanno potuto svilupparsi, a causa di differenti fattori di formazione, entisuioli, inceptisuioli e alfisuioli (Carta Pedologica del Piemonte). Il clima è caratterizzato da un regime pluviometrico di tipo bimodale (Cortemiglia, 1999), con due minimi di precipitazione: uno in estate e l'altro in inverno. La temperatura media annua oscilla, a seconda dell'area di cantiere analizzata, fra i 12 e i 13 °C. Il mese più caldo è luglio, mentre quello più freddo è gennaio. A causa della posizione geografica in cui si trova la Pianura Padana, chiusa cioè fra alte catene montuose che ostacolano in parte i venti, favorendo l'accumulo di umidità, è frequente il fenomeno della nebbia. A seguito di analisi degli 80 cantieri che sono stati necessari per la costruzione della linea AV-AC Torino-Milano sono stati selezionati 32 cantieri. Questi sono stati scelti a seconda dell'estensione, della significatività della copertura vegetazionale e della disponibilità di informazioni riguardanti gli interventi svolti.

2.2. Componente arboreo-arbustiva

La componente arboreo-arbustiva è stata rilevata all'interno di 32 aree di saggio o circolari (raggio 10 m) o rettangolari (15 X 20 m), a seconda della geometria dell'area di cantiere. Per ognuna si è proceduto al cavallettamento totale, rilevando altezza, diametro, densità della componente arborea e arbustiva, composizione specifica, presenza/assenza di danni causati dalla fauna selvatica.

Ai fini statistici è stato necessario cavallettare 10 individui per la componente arborea e 10 individui per la componente arbustiva, cercandoli, se non presenti all'interno, fuori dell'area di saggio.

2.3. Indice QBS-ar

Per calcolare l'indice di Qualità Biologica del Suolo (Parisi, 2001) le aree di saggio sono state suddivise in classi di successo (basso, medio, alto). Per ogni classe di successo sono state selezionate due aree di saggio, in cui effettuare i prelievi della pedofauna; inoltre il rilievo è stato effettuato in un suolo indisturbato per avere un

testimone. Per ogni area di saggio sono stati prelevati tre campioni di suolo, ciascuno di 1 dm³ (3 dm³ totali). In laboratorio, utilizzando l'estrattore di Berlese-Tullgren è stata effettuata l'estrazione dei microartropodi sfruttando la reazione di fuga della fauna edafica dalla luce e dal progressivo riscaldamento e essiccamento del suolo (Matthey *et al.*, 1997; Angelini *et al.*, 2002; D'Avino, 2002). Nel giro di dieci giorni i microartropodi (dimensioni < 2 mm) sono via via caduti in recipienti contenenti una soluzione costituita da due parti di alcol 70% e una parte di glicerina, per consentirne la conservazione. L'identificazione dei microartropodi è stata effettuata utilizzando stereomicroscopio, microscopio ottico, specifiche guide di riconoscimento (Coineau *et al.*, 1997; Matthey *et al.*, 1997; D'Avino, 2002) e testi entomologici (Tremblay, 1991-2000). Al termine di questa fase ad ogni forma biologica, idonea a vivere in suoli più o meno in buone condizioni, è stato assegnato un indice ecomorfologico (EMI). Dalla somma dei valori EMI è stato calcolato il QBS-ar.

2.4. Componente pedologica

Per ciascuna area di saggio sono stati eseguiti due *minipit* (64 totali) posti a 5 metri dal centro dell'area di saggio lungo una direttrice random. In corrispondenza di ognuno di essi per ciascun orizzonte individuato, è stato eseguito sia il prelievo di suolo sia la misura di resistenza a penetrazione tramite penetrometro. Infine è stata stimata la profondità del suolo tramite trivella pedologica. In laboratorio, a seguito di essiccazione dei campioni raccolti, in stufa a temperatura di 40 °C per 4-5 giorni, sono stati analizzati quantitativo di carbonio totale e azoto, pH, contenuto di carbonati, tessitura e quantitativo di scheletro. Si è anche proceduto ad effettuare un'analisi del WAS (*Wet Aggregate Stability*), al fine di valutare l'erodibilità del suolo (Zanini *et al.*, 1998).

2.5. Componente erbacea

In corrispondenza di ciascun *minipit* è stato eseguito un rilievo vegetazionale (64 totali, due per area di saggio a 5 m dal centro lungo una direttrice random), valutando entro un'area circolare con raggio 2 m, la percentuale di copertura totale e la composizione specifica percentuale per le specie con presenza >1%. Inoltre si è valutata la composizione in termini di specie seminate, spontanee, annuali e perenni.

2.6. Analisi statistiche

Con lo scopo di analizzare contemporaneamente variabili pedologiche, erbacee e selvicolturali, sono stati calcolati gli indici di correlazione di Spearman e di Pearson. Per le variabili di suolo analizzate si è invece fatta l'analisi della varianza mediante ANOVA, così da valutare la presenza di differenze significative, per le variabili analizzate, a livello di orizzonte.

3. Risultati e discussione

3.1. Componente arboreo-arbustiva

Complessivamente si può osservare che accrescimenti e densità della componente arboreo-arbustiva non

seguono un andamento univoco, ma presentano elevata variabilità nelle diverse stazioni di rilievo.

I valori di accrescimento arboreo risultano relativamente bassi, con valori medi di diametro compresi tra 0,9 e 8,9 cm e valori medi di altezza compresi tra 0,8 e 4,7 m. La specie che nei diversi interventi ha avuto maggior successo è stata *Populus alba* L. La componente arbustiva risulta avere migliore riuscita, con accrescimenti minimi simili a quelli rilevati nella componente arborea e quelli massimi pari a 2,9 m per l'altezza e 3,5 cm per il diametro. Tra le specie arbustive *Crataegus monogyna* Jacq. ha mostrato gli accrescimenti maggiori.

Per quanto riguarda la densità hanno avuto anche in questo caso più successo le specie arbustive, soprattutto in suoli ricchi di argilla e limo, a indicare che probabilmente gli arbusti sopportano meglio condizioni di ristagno idrico. Si deve inoltre sottolineare che il dato di densità è stato fortemente influenzato da interventi di risarcimento e infittimento non sempre documentati (da 318 a 3185 piante/ha). Le tabelle 1 e 2 mostrano in modo riassuntivo i risultati ottenuti. I principali fattori di disturbo rilevati sono la presenza di specie invasive e i danni da ungulati e lagomorfi. Tra le invasive è stata osservata una forte presenza di *Reynoutria japonica* Houtt. e di *Prunus serotina* Ehrh., mentre per i danni da ungulati quello più frequente è stato il brucamento. In generale quest'ultimo ha interessato maggiormente le specie arbustive. Tra le arboree le più appetite sono risultate *Carpinus betulus* L., *Fraxinus excelsior* L. e *Quercus robur* L., colpita anche da Oidio e con galle di Imenotteri Cinipidi.

3.2. Indice QBS-ar

Nelle 7 stazioni esaminate, sono stati prelevati 1164 microartropodi appartenenti a sei ordini di Esapodi (insetti): Collembola (nessuna forma euedafica, cioè ben adattata all'ambiente suolo e indicatrice di suoli buoni dal punto di vista biologico), Hemiptera, Thysanoptera, Coleoptera, Hymenoptera, Diptera; altre classi di artropodi, oltre agli insetti, sono Arachnida, Chilopoda, Crustacea (ordine Isopoda) e Symphyla. Il taxon più rappresentato è quello degli Acari fra cui prevalgono gli Oribatidi, ben adattati alla vita edafica. Da queste analisi è risultato che, secondo l'indice QBS-ar, i suoli in cui è stato effettuato il prelievo possono essere distribuiti in due classi di qualità II e III, in una scala da I a V. La classe II è caratterizzata dalla presenza di un gruppo euedafico e QBS-ar < 50. La classe III invece corrisponde alla presenza di uno o due gruppi euedafici e QBS-ar > 50. Si è osservata una buona corrispondenza fra qualità biologica del suolo e classi di successo degli interventi di ripristino basate sugli accrescimenti di *Quercus robur* L. Nonostante non si siano osservate tracce di inquinamento evidenti i valori di QBS-ar sono relativamente bassi. Questo risultato è legato essenzialmente a due fattori: il periodo di rilievo e il tipo di substrato. Rilevando la fauna edafica nel periodo estivo, a causa del caldo, che fa scegliere ai microartropodi strati più profondi e più freschi dei primi 10 cm analizzati e degli sfarfallamenti

di vari insetti che passano gli stadi giovanili nel suolo il numero potrebbe essere stato sottostimato. La scarsa porosità e la ridotta potenza del suolo potrebbero inoltre rendere quest'ultimo poco favorevole alla presenza di microartropodi.

3.3. Componente pedologica

Le analisi effettuate hanno mostrato notevole variabilità delle caratteristiche chimico-fisiche delle diverse aree di cantiere oltre che nei parametri riferiti agli orizzonti A e quelli degli orizzonti B e C. Dando dei dati medi i suoli analizzati presentano tessitura franco-sabbiosa, con scheletro del 30%, contenuto in carbonio pari all'1,3% e rapporto C/N pari a 12. La struttura si presenta spesso massiva con valori di resistenza a penetrazione pari a 2 kg/cm². Negli orizzonti più profondi questi si attestano attorno a valori di 3,5 kg/cm², indicando la presenza di forte compattazione, dovuta al passaggio di mezzi pesanti. La presenza di strutture redoximorfiche rivela che tali suoli sono soggetti a ristagno idrico.

3.4. Componente erbacea

Dai rilievi condotti, sono state osservate in totale 105 specie, di cui 15 arbustive, 13 erbacee seminate e 77 erbacee spontanee. Di queste 44 sono annuali e lasciano il suolo scoperto durante il periodo estivo, riducendo l'efficacia dell'inerbimento.

Nonostante la presenza di specie spontanee quelle seminate presentano percentuali di insediamento elevate (copertura media del 67%), ma piuttosto variabili a seconda del sito con valori estremi compresi tra 0 e 100%. In condizioni favorevoli comunque le specie presenti nei miscugli seminati (a dominanza di *Festuca arundinacea* Schreb.) hanno mostrato una buona competitività, diventando quasi esclusive.

4. Conclusioni

Gli interventi di ripristino presi in considerazione dal presente lavoro hanno evidenziato scarso successo. Gli accrescimenti delle specie arboreo-arbustive sono ridotti, così come ridotte sono la biodiversità della pedofauna e la qualità biologica del suolo. La presenza di specie erbacee invasive risulta elevata e le condizioni pedologiche ancora fortemente disturbate dalla passata azione antropica, con semplificazione del profilo (generalmente presenza di orizzonte A e C) e compattamento che porta a situazioni diffuse di ristagno idrico.

Appare inoltre evidente la generale difficoltà di ricostruire a posteriori l'evoluzione dei lavori svolti e di poter quindi effettuare confronti utili a stabilire il livello di restauro raggiunto, nonostante venga imposta ai soggetti realizzatori dell'opera infrastrutturale la redazione di un dettagliato Piano di Monitoraggio Ambientale. Alla luce di quanto osservato risulta necessario ridefinire l'approccio metodologico degli interventi di mitigazione e ripristino, in termini di distribuzione dei progetti, metodi e gestione dell'impianto, selezione delle specie e monitoraggi successivi.

Tabella 1. Massimi e minimi di accrescimento.
Table 1. Growth maximum and minimum.

Area di saggio	H (m)			D (cm)		
	media arborea	media arbustiva	media TOTALE	medio arborea	medio arbustive	medio TOTALE
Min	0,8	0,8	0,7	0,9	0,5	0,8
Max	4,7	2,9	3,3	8,9	3,5	4,7

Tabella 2. Massimi e minimi di densità.
Table 2. Density maximum and minimum.

Area di saggio	Densità media (p/area saggio)			Densità media (p/ha)		
	arborea	arbustiva	TOTALE	arborea	arbustiva	TOTALE
Min	4	1	10	127	32	318
Max	55	74	100	1833	2357	3185

SUMMARY

Effectiveness of tree planting for ecological restoration along a high-speed railway track

The building of a high-speed railway in north-western Italy has affected some natural forests and Natura 2000 sites. According to the current regulations, ecosystem stewards have to negotiate measures to “compensate” the ecological damage, i.e., replace the habitats, ecological values, and functions that are damaged or lost. Usually such actions are rarely followed up or evaluated for their success. The aims of this research are to evaluate the outcome of 32 tree plantations along the high-speed railway seven years after their completion, and to compare the current vegetation with the expected restoration targets. Evaluation criteria include biodiversity (e.g., QBS index, presence of invasive or nemoral species), tree growth and mortality rate and soil physical and chemical parameters. Most of the projects were unsuccessful, as they exhibited slow tree growth, high tree mortality, low biodiversity and high abundance of invasive species. This was due both to questionable planting techniques and to the lack of plantation management in the following years. Consequently, we advocate the need to rethink a comprehensive approach to tree planting practices for ecological compensation, in terms of spatial distribution of the projects, planting methods, tree species selection, plantation management, and ecological goals.

BIBLIOGRAFIA

Andrews A., 1990 – *Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A Review*. Australian Zoologist, 26: 1-30-14.

Angelini P., Fenoglio S., Isaia M., Jacomini C., Migliorini M., Moris A., 2002 – *Tecniche di biomonitoraggio della qualità del suolo*. ARPA Piemonte, Torino, pp. 106.

Coineau Y., Cléva R., Du Chatenet G., 1997 – *Ces animaux minuscules qui nous entourent*. Delachaux et Niestlé.

Cortemiglia G.C., 1999 – *Serie climatiche ultracentenarie*. Regione Piemonte.

D’Avino L., 2002 – *Esposizione del metodo di Vittorio Parisi per la valutazione della Qualità Biologica del Suolo (QBS) e proposta di standardizzazione delle procedure*. Museo di Storia Naturale dell’Università di Parma. CD ROM - Parma, gennaio 2002

Karr J.R., Dudley D.R., 1981 – *Ecological perspective and water quality goals*. Environmental Management, 5: 55-68.

Matthey W., Della Santa E., Wannenmacher C., 1992 – *Guida pratica all’ecologia*. Zanichelli, Bologna, pp. 230.

Parisi V., 2001 – *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. Acta Naturalia de “L’Ateneo Parmense”, 37 (3/4): 97-106.

Parrotta J.A., Knowles O.H., Wunderle Jr. J.M., 1997 – *Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Arizona*. Forest Ecology and Management, 99: 21-42.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00192-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00192-8)

Tremblay Y.E., 1991, 1994, 1997, 2000 – *Entomologia applicata*. Liguori Editore, Napoli, voll. 2-3-4.

Zanini E., Bonifacio E., Albertson J.D., Nielsen D.R., 1998 – *Topsoil aggregate breakdown under water-saturated conditions*. Soil Science, 163 (4): 288-298.

<http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199804000-00004>

LA FORESTA URBANA PER LA CITTÀ SOSTENIBILE. VERSO UN INVENTARIO ITALIANO DEI BOSCHI URBANI E PERIURBANI

Chiara Serenelli¹, Fabio Salbitano², Giovanni Sanesi³, Silvia Brini⁴, Anna Chiesura⁴

¹Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, chiaraserenelli81@gmail.com

²Università degli Studi di Firenze, GESAAF, Firenze

³Università degli Studi di Bari, Dipartimento di Scienze Agro-Alimentari e Territoriali, Bari

⁴Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma

Il *Bosco Urbano* è un concetto complesso, non sempre adeguatamente rappresentato in Italia dalla nozione di *verde urbano* di solito associata, nella pianificazione, alla definizione quantitativa degli *standard urbanistici*. Una ricerca condotta dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali (Firenze) con l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (Roma) ne svela la ricchezza attraverso una raccolta dati estesa al territorio italiano. L'obiettivo è creare un inventario nazionale che descriva in termini quantitativi e qualitativi le aree boscate presenti nelle principali città italiane in ambiente urbano e periurbano. L'articolo presenta i primi risultati dell'indagine, rivolta ad un campione territoriale di 31 Comuni, illustrando l'approccio metodologico adottato, gli strumenti utilizzati e sottolineandone i problemi non ancora del tutto risolti. Tra gli aspetti critici si evidenzia in particolare la necessità di adeguare la complessità intrinseca dell'oggetto di studio alla necessità di produrre informazioni generalizzabili e standardizzabili, che non perdano di vista i dettagli dell'analisi. Tra le potenzialità è sicuramente il fatto di avere a che fare con un tema ritenuto centrale per la ricerca scientifica a livello internazionale. Il lavoro è finalizzato a far emergere l'importanza del sistema forestale urbano nei processi di pianificazione della città sostenibile, considerando il ruolo del *Bosco Urbano* nella progettazione di Infrastrutture Verdi per la produzione di Servizi Ecosistemici nella città contemporanea.

Parole chiave: foresta urbana e periurbana, inventari forestali, infrastruttura verde, servizi ecosistemici.

Keywords: urban and periurban forest, forest inventories, green infrastructure, ecosystem services.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-cs-laf>

1. La foresta urbana e periurbana. Strumenti e metodi per un inventario nazionale

Tra Settembre 2013 e Agosto 2014 l'Accademia Italiana di Scienze Forestali ha condotto, per conto di ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), un progetto di ricerca per la costruzione di un inventario nazionale delle foreste urbane e periurbane, con il duplice obiettivo di delineare una definizione standardizzata di "bosco urbano" a livello nazionale e individuare un set di indicatori chiave per la realizzazione di una banca dati estesa al territorio delle principali città italiane.

Il primo passo nell'organizzazione teorica e metodologica del lavoro è stato circoscrivere una definizione di partenza di "bosco", che fungesse da base per la raccolta dati.

È noto come questo aspetto rappresenti di per sé un fattore di complessità, non solo di natura scientifica, ma anche giuridica e progettuale (Cerofolini, 2014). Alcuni autori (Randrup *et al.*, 2005) sostengono infatti che sia la stessa complessità del concetto di foresta a renderne difficile una definizione standardizzata, nonostante gli sforzi che le organizzazioni internazionali come la FAO stiano facendo verso un approccio integrato.

Tuttavia le finalità e le tempistiche del lavoro hanno spinto verso una prima semplificazione, che ha condotto all'adozione della definizione proposta dalla FAO e utilizzata nell'ultimo Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio (INFC, 2005), secondo cui il bosco è un "territorio con copertura arborea superiore al 10%, su un'estensione maggiore di 0,5 ettari e con alberi alti, a maturità, almeno 5 metri" e una larghezza minima della tessera di 20 metri. Se da un lato questa definizione, non solo non coincide con quanto enunciato dalla normativa nazionale, ma non risulta nemmeno esaustiva delle situazioni riscontrabili in un'area urbanizzata, dall'altro consente di gettare delle basi condivise e valide per una prima indagine conoscitiva, partendo dalle fonti esistenti.

Nel lavoro si è comunque tenuto conto del fatto che il concetto di foresta urbana sia difficilmente circoscrivibile ai suddetti valori quantitativi, considerando che all'interno di una città il bosco può rappresentare "l'insieme della vegetazione compresa nell'ambito urbano, suburbano e nella frangia città campagna", ovvero l'intero sistema degli "spazi verdi urbani" (Sanesi, 2002). Quest'ultimo "include (...) lembi residui di superfici agricole, spazi naturali, alberate, viali, giardini e parchi di ville storiche, ville comunali, orti, aree ripariali, bo-

schetti, aree forestali, fasce di rispetto stradali e ferroviarie, incolti, ecc.” (Agrimì, 2013).

È quindi chiaro come la costruzione di un inventario dei boschi urbani e periurbani porti con sé la doppia necessità di non perdere di vista la complessità del problema e, contemporaneamente, di semplificare il procedimento metodologico affinché tale complessità non ostacoli il completamento di un'indagine che si sta rivelando sempre più centrale nel panorama internazionale.

Progetti recentemente conclusi, come “Emonfur”¹ (AA.VV., 2014), hanno già evidenziato la necessità di istituire a livello comunitario una rete di ricerche nel campo della forestazione urbana, per orientare questa disciplina verso un approccio comune, attraverso cui si possa organizzare e gestire una banca dati articolata e condivisa che non sia esclusivamente uno strumento analitico, ma anche progettuale (Sanesi, 2014). L'attuazione di politiche, piani e progetti di gestione sostenibile del verde urbano, esige un approccio non riduzionistico al problema e una visione sistemica. Il concetto di verde urbano è poco rappresentato dal termine “area verde”, utilizzato nella legislazione urbanistica, mentre risulta maggiormente articolato nella nozione di “Infrastruttura Verde” (Tzoulas *et al.*, 2007), di cui si sta iniziando ad indagare la valenza alla scala urbana (European Environment Agency, 2011), sulla base di una loro multifunzionalità orientata alla produzione di Servizi Ecosistemici (Taylor Lovell e Taylor, 2013).

L'inventario sui boschi urbani e periurbani italiani può rappresentare un punto di avvio di un'indagine completa delle potenzialità nazionali in termini di infrastrutture verdi urbane.

2. I boschi urbani e periurbani nelle principali città italiane. Articolazione dell'indagine e primi risultati

La ricerca ha condotto ad un'analisi piuttosto dettagliata di un campione di trentuno Comuni italiani scelti tra quelli oggetto di studio nell'ambito del Rapporto ISPRA “Qualità dell'ambiente urbano”, essendo per questi già disponibili alcuni dati potenzialmente utili (es. verde urbano e strumenti di governo del territorio). Nello specifico, il campione è costituito dalle venti città più popolate in ogni Regione² più altre undici scelte tra i Comuni con oltre 60.000 abitanti.

I casi studio sono, nel dettaglio: Ancona, Aosta, Bari, Bologna, Bolzano, Cagliari, Campobasso, Catania, Firenze, Genova, L'Aquila, Lucca, Milano, Napoli, Padova, Palermo, Parma, Perugia, Pesaro, Pescara, Piacenza, Potenza, Reggio Calabria, Roma, Terni, Torino, Trento, Trieste, Venezia, Verona, Viterbo.

Il lavoro è stato organizzato per fasi diverse, ma non del tutto separate tra loro, e caratterizzate in molte occasioni da consequenzialità. Nella fattispecie le fasi sono così articolate: 1) distribuzione di un questionario

conoscitivo volto a raccogliere i dati a disposizione degli uffici comunali competenti, inviato tramite e-mail, accompagnato da una lettera di presentazione del progetto e un glossario di supporto alla compilazione; 2) raccolta ed elaborazione dati autonoma rispetto alla ricerca tramite questionario; 3) approfondimento del caso studio di Firenze, finalizzato all'elaborazione di un geodatabase costruito in collaborazione con il Sistema Informativo Territoriale del Comune, Servizio Sviluppo Infrastrutture Tecnologiche³.

La prima fase non ha portato ai risultati previsti, in quasi nessuno dei casi analizzati, per l'eccessiva complessità della struttura del questionario, difficilmente affrontabile da parte del personale degli uffici competenti dei Comuni. La seconda e la terza fase sono andate avanti quasi di pari passo.

Per tutte le città analizzate, l'indagine è stata condotta tramite selezione e raccolta degli *open data* dei relativi sistemi informativi territoriali, mantenendo contatti diretti con gli uffici comunali, telematici e telefonici, distribuiti per tutta la durata della ricerca.

In base a quanto emerso in questa fase, è possibile affermare che le informazioni riconducibili al tema dei boschi urbani e periurbani in Italia risultano notevolmente frammentate e disperse. Analizzando i sistemi informativi dei singoli comuni è molto difficile riscontrare informazioni comparabili. Nonostante l'apparente uniformità delle fonti cartografiche e inventariali (es. Carta Tecnica Regionale, Aree Verdi Urbane, ecc.), le disparità di organizzazione, rappresentazione e accessibilità dei dati tra i singoli Comuni ha posto degli effettivi ostacoli alla ricerca. Inoltre, sono molto diversificate e disomogenee anche le stesse situazioni riscontrabili all'interno delle città, per la natura geografica e territoriale dell'ambiente urbano, in Italia molto differenziata tra le diverse Regioni. Per questi motivi, come prima e principale fonte dei dati, sono stati utilizzati gli inventari forestali regionali, nella fattispecie, dove esistenti, le Carte Regionali dei Tipi Forestali, contenenti informazioni piuttosto dettagliate anche alla scala urbana, seppur non esaustive delle casistiche riscontrabili in ambiente urbano. Questi dati sono quindi stati confrontati con quelli reperibili da altre fonti accessibili (regionali o comunali), per integrare le informazioni mancanti della cartografia forestale.

L'utilità degli inventari forestali regionali ne conferma la loro valenza in termini gestionali e di pianificazione territoriale (Pignatti *et al.*, 2004), anche in un ambiente fortemente antropizzato come quello della città, dove le dinamiche accelerate di urbanizzazione comportano una costante perdita e frammentazione del verde e del paesaggio (Sanesi, 2002; Paolinelli, 2003) e dove l'analisi del rapporto tra risorse forestali e dinamiche socio-culturali si deve ancora di più avvalere di un approccio multidisciplinare e integrato, e allo stesso tempo condiviso e omogeneo (Salbitano e Sanesi, 2010).

¹ Establishing a Monitoring Network to assess lowland Forest and Urban plantation status in Lombardy Region and Slovenian (LIFE+ 10 ENV/IT/399).

² In tutti i casi le città sono capoluoghi di Regione, tranne Reggio Calabria, più popolosa di Catanzaro.

³ Insieme a Linea Comune S.p.a., con la supervisione di Elena Marrassini P.O. Geoportale e PA Digitale, Direzione Sistemi Informativi e il supporto tecnico di Gabriele Andreozzi.

È stato possibile utilizzare le banche dati forestali della relativa Regione, in tutti i casi studio tranne Aosta, Bari, Cagliari, Firenze, Lucca, Napoli, Reggio Calabria. In questi casi - tranne la Valle d'Aosta, dove non è stato possibile accedere agli archivi, seppur esistenti - la Regione non dispone di una carta forestale completa per tutto il territorio, pertanto la fonte informativa di partenza è stata sostituita rispettivamente con le seguenti: Corine Land Cover al IV livello (2006, archivio Geoportale Nazionale); Carta Regionale dell'Uso del Suolo; Open Data Regionale su boschi e aree verdi; Carta dell'Uso del Suolo e altri archivi comunali; Carta provinciale dell'Uso del Suolo; Carta Regionale dell'Uso del Suolo e Carta della vegetazione e uso del suolo di Napoli (Università di Napoli); Open Data Regionale su boschi e foreste.

La selezione dei boschi ha riguardato l'intera superficie comunale, anche se gli attributi "urbano" e "periurbano" portano con sé un'ulteriore esigenza di puntualizzazione. Non è detto infatti che i boschi appartenenti a un intero comune abbiano tutti un carattere urbano o periurbano. Lo sono solo quelli che ricadono all'interno delle aree del comune definibili tali. L'area urbana di un Comune è stata delimitata in questo caso selezionando le "superfici artificiali" del Corine Land Cover (codice 1 in legenda) inclusive delle zone residenziali, industriali, commerciali, infrastrutturali e legate ad altre attività antropiche non agricole, tra cui le aree verdi urbane e le aree sportive e ricreative.

Il "periurbano" è stato calcolato a partire dalla superficie urbanizzata, secondo l'algoritmo elaborato dal JRC per il progetto Moland (Monitoring Land use/cover Dynamics) espresso come una dimensione lineare disegnata a partire dalla delimitazione perimetrale della superficie artificiale ($\text{larghezza buffer} = 0,25\sqrt{A}$, con A = valore della superficie urbanizzata).

Essendo molto diverse tra loro le città italiane presentano diverse estensioni e forme dei buffer periurbani. Nei casi dove il rapporto tra la superficie comunale e quella urbanizzata è molto prossimo all'unità, il buffer periurbano si avvicina o supera i confini comunali. In questi casi tutti i boschi individuati nel Comune possono essere considerati urbani o periurbani.

Nei casi invece in cui il buffer periurbano resta dentro il confine amministrativo, ovvero la città non ha un'urbanizzazione molto estesa rispetto al territorio comunale, il numero e l'estensione dei boschi urbani e periurbani risultano minori di quelli che si riscontrano in tutto il territorio comunale.

L'indagine ha condotto quindi a costruire una panoramica della situazione forestale nelle 31 città del campione territoriale.

L'Aquila risulta essere la città con la più alta percentuale di superficie boscata rispetto al territorio comunale (61,3%) anche se il dato diminuisce drasticamente restringendo il campo al solo buffer periurbano (9% circa). Trento ha analogamente un elevato valore di superficie boscata con oltre il 56% entro i confini amministrativi, che si riduce a circa il 38% limitando il calcolo ai boschi inclusi all'interno del buffer periurbano. Il valore è inoltre calcolato in questo caso per difetto, non tenendo conto del dato sulle aree verdi

urbane, che non è stato possibile reperire, e in sostituzione del quale si è proceduto ad una selezione delle stesse dall'archivio Open Street Map (fonte OSM), risultante tuttavia parziale e non esaustivo.

Detiene il valore più basso Cagliari, con solo l'1,2% di superficie boscata urbana e periurbana.

Volendo operare un confronto tra questi ultimi due Comuni, essi presentano un'estensione del territorio comunale rispettivamente di 158 e 85 km² (fonte ISTAT) di cui urbanizzati 28 e 32 km² (fonte CLC IV livello 2006), ovvero circa il 18% del territorio comunale di Trento è urbanizzato, contro il 38% di Cagliari. I numeri confermano quanto si potrebbe intuire pensando le due città a confronto: Trento è una città molto più *verde* di Cagliari, e lo si comprende non solo dall'estensione della sua superficie urbanizzata rispetto alla totalità del territorio comunale, ma anche dalla quantità di superficie boscata presente. Tuttavia la ricerca ha mostrato come questo tipo di confronto, basato sull'assolutezza delle informazioni numeriche, sia riduttivo e trascuri alcuni elementi fondamentali: in primo luogo la geografia territoriale e urbana e le correlate condizioni climatiche. Città a carattere montano, Trento, con un clima di tipo subcontinentale-temperato; città costiera collinare, Cagliari, con un clima mediterraneo secco, di tipo temperato sub-tropicale. Sviluppata nella Valle dell'Adige Trento è circondata da una corona di monti, dove si sviluppa la parte forestale; Cagliari poggia la sua infrastruttura verde su alcuni parchi urbani inseriti nel tessuto edilizio, con sporadiche situazioni forestali, tra cui spicca il bosco di pino d'Aleppo di Monte Urpino. In quest'ultimo caso i pochi boschi presenti diventano fondamentali a reggere il sistema del verde urbano, nel caso di Trento un complesso sistema boschivo circonda tutta la città, con cui è importante comprendere e gestire le relazioni. Questo confronto permette di affermare che in questo genere di ricerca il dato quantitativo deve sempre tener conto del contesto di riferimento, e anche laddove il primo sembra trascurabile, è il secondo a stabilirne l'importanza e la rilevanza a fini gestionali.

Poco dotate di superfici boscate sono anche le città di Padova, Venezia e Parma, che si attestano rispettivamente al 2%, 1,6% e 1,3%, considerando i boschi ricadenti all'interno del buffer periurbano. A Venezia ciò è dovuto alla grande superficie di territorio comunale occupata dall'ambiente lagunare. Il Comune è conscio dell'importanza dello sviluppo forestale nella città e cerca di condurlo attraverso il progetto denominato "Il bosco di Mestre", coordinato dall'associazione omonima (www.assboscomestre.it). A Padova e Parma il dato può risultare leggermente falsato dal fatto di aver trascurato nell'indagine l'eventuale componente forestale delle aree verdi urbane, per una mancata reperibilità di informazioni da fonti comunali o di dettaglio alla scala urbana. In entrambi i casi l'indagine è rimasta circoscritta alla selezione dei boschi urbani e periurbani dalla Carta dei Tipi Forestali. Nel caso di Padova la ricerca tramite questionario è stata giudicata fin dall'inizio troppo onerosa per il referente comunale, in termini di tempo e risorse umane, pertanto difficilmente affrontabile. Ciò è indicatore del fatto che in questo tipo

di ricerca non ci si può limitare alla consultazione di un'unica fonte, perché spesso essa non è rappresentativa della situazione nel suo complesso; inoltre la difficoltà di reperimento dati può portare a un risultato non del tutto attendibile.

È piuttosto bassa la presenza forestale nel territorio comunale il Comune di Milano (3,3) seguita da quella di Bari (5,8). I due casi tuttavia restano poco confrontabili, non solo per la diversa estensione del territorio comunale, ma anche perché l'indagine è stata condotta con presupposti metodologici diversi.

Per Milano, l'analisi condotta dal Comune⁴ ha rivelato una prima differenziazione di base tra vere e proprie "foreste urbane" e aree a "verde attrezzato", per un totale di 592,62 ha. Le foreste urbane sono state a loro volta suddivise in tre tipologie: formazioni aspecifiche (47%); boschi antropogeni (31%); robinieti (22%). Sono state escluse dall'indagine le aree propriamente urbane, ovvero parchi e giardini esistenti nelle zone più centrali della città.

Nel caso di Bari invece queste ultime hanno rappresentato un dato molto importante, escludendo le quali il risultato sarebbe stato nullo. Nel territorio del Comune è stata riscontrata la presenza di circa 684 ha di superficie boscata, la maggior parte della quale corrispondente alla tipologia delle "aree verdi urbane". Considerando la carenza di veri e propri caratteri forestali nelle aree censite, è difficile parlare di veri e propri boschi, trattandosi in prevalenza di giardini pubblici con superfici pavimentate prive di caratteri di naturalità e scarsa copertura arborea. Si tratta infatti di elementi sporadici immersi nel tessuto edilizio, tuttavia rilevanti, volendo considerare l'inventario utile a fornire un primo quadro conoscitivo per una corretta pianificazione e gestione del verde, potenzialmente finalizzata alla progettazione di reti ecologiche o infrastrutture verdi in ambito urbano.

Occupano oltre il 28% dell'intero territorio comunale, invece, i boschi urbani e periurbani del Comune di Torino, dove, differentemente da altre zone, gli archivi *open source* hanno fornito un dato abbastanza esauritivo sulla distribuzione e i caratteri delle aree verdi urbane, costituite da parchi, giardini e piazze alberate di proprietà pubblica. Il vero e proprio patrimonio forestale, concentrato sulle pendici dell'area collinare di sud-est dove si trova il Parco Regionale della collina di Superga, è costituito in netta prevalenza da boschi di latifoglie, su cui dominano i querceti e i robinieti, pochi sono i rimboschimenti e una parte rilevante è occupata dai saliceti lungo il corso del fiume Stura di Lanzo e del Po.

Roma e Firenze presentano una percentuale simile di copertura forestale, rispettivamente il 14,8% e il 13%. Questo valore corrisponde tuttavia ad un'estensione molto diversa, data la forte disparità delle superfici comunali e urbanizzate tra le due città: 19.000 ha di boschi sono presenti a Roma, inclusi i grandi parchi storici; poco più di 1.300 ha occupano i boschi di Firenze, prevalentemente distribuiti nelle fasce collinari

a nord e a sud del centro storico, dove nella maggior parte dei casi si tratta di boschi di latifoglie. Anche questi dettagli rilevano la necessità di un'analisi del contesto, non solo dal punto di vista della natura dei luoghi, ma anche del loro carattere antropico, dell'estensione territoriale definita dai limiti amministrativi e certamente del fatto che questi ultimi spesso rappresentano un ostacolo alla corretta definizione del sistema forestale urbano e periurbano.

3. Verso una classificazione tipologica dei boschi urbani e periurbani

Al di là dell'aspetto quantitativo dell'analisi, il procedimento adottato ha portato a delineare una prima caratterizzazione tipologica dei boschi urbani e periurbani presenti in tutte le città italiane, esprimibile come segue (Serenelli *et al.*, 2014; Salbitano *et al.*, 2014).

1) *Aree boscate*: sono quelle le cui caratteristiche si avvicinano a una maggiore naturalità possibile, pur essendo rilevabili in ambito urbano o periurbano. Si tratta di boschi di latifoglie, conifere o misti, secondo la descrizione del terzo livello Corine, che generalmente presentano altri caratteri forestali, oltre alla copertura arborea (es. presenza di terreno naturale, di sottobosco, gestione di tipo forestale ecc.). Pur se il concetto di proprietà in questo caso risulta piuttosto elaborato e di difficile definizione, questa tipologia può presentare situazioni in cui vi è una prevalenza di terreni di proprietà pubblica - il cui carattere è la fruibilità - o privata, quindi generalmente recintati; si tratta inoltre di aree spesso solcate da strade e gestite come vere e proprie aree forestali.

2) *Aree a vegetazione arborea e arbustiva in evoluzione* (di tipo non specificato): si tratta di quelle non costituenti veri e propri boschi allo stadio maturo, bensì aree vegetate, spesso con specie prevalentemente arbustive o a portamento arbustivo, caratterizzate da un accentuato dinamismo. Sono spesso localizzate in zone marginali della città, aree che hanno subito rapidi processi di trasformazione (dovuti ad esempio alla rapida crescita delle infrastrutture), in posizione spesso interstiziale o in zone rurali ai margini di aree coltivate o lungo le sponde fluviali. Vi rientrano anche quelle aree definite dalle carte forestali come macchie o garighe.

3) *Boschi di parchi storici*: sono molto diffusi nelle città italiane, pertanto sono classificabili come tipo a parte. In alcuni casi, come Firenze e Roma, sono contraddistinti da un disegno planimetrico molto caratterizzato, associato a quello del giardino formale. Si tratta di spazi prevalentemente privati, ma anche pubblici, in cui non è possibile considerare l'elemento bosco separato dal sistema generale del parco, perché, pur se rimaneggiati, sono ideati secondo un disegno organico. Generalmente si tratta di boschi misti di conifere e latifoglie e in molti casi classificati dagli inventari locali come "verde urbano".

4) *Parchi urbani*: sono includibili in un inventario di boschi urbani e periurbani, perché in alcuni casi costituenti delle vere e proprie aree boscate, o in cui la

⁴ Settore Verde e Agricoltura, Comune di Milano, referente dr. agr. Riccardo Scipioni.

copertura arborea è consistente, anche se associata a una maggiore artificialità del substrato. Si differenziano dal primo tipo per l'uso pubblico e la presenza di attrezzature e arredi funzionali ad esso, e dal terzo perché non hanno necessariamente un valore storico. Spesso sono caratterizzati da presenza di specie esotiche e sono sottoposti a una gestione diversa rispetto ai tipi precedenti. Anche in questo caso, ad un livello più generale, si può parlare di "aree verdi urbane".

5) *Piazze alberate*: si distinguono dalla precedente categoria sia per la dimensione (generalmente più piccola) sia per alcuni caratteri morfologici e architettonici (forma più regolare, presenza di pavimentazioni e aiuole, etc.). Anche se non si possono considerare veri e propri boschi e nonostante costituiscano il tipo più artificiale di quelli individuati, sono state incluse perché rispondenti alla definizione usata ai fini dell'inventario e perché comunque rappresentativi dello *spazio verde* urbano.

6) *Vegetazione boschiva ripariale*: sono le aree che per spessore (> 20 m) si differenziano dalle fasce alberate vere e proprie, occupando un margine più ampio della sponda del fiume o del torrente, anche se con geometrie lineari. In alcuni casi si tratta di una composizione che mescola i primi due tipi (boschi, in prevalenza di latifoglie, con specie adatte ad ambienti umidi, e aree a vegetazione in evoluzione) e sono caratterizzate da accentuato dinamismo. Sono state considerate importanti per via delle potenzialità che hanno in termini di

connessioni ecologiche e tra diverse aree boscate e perché rilevabili in quasi tutte le città italiane, per via della presenza di fiumi e torrenti, anche di interesse paesaggistico.

7) *Orti botanici*: anche se valutabili appartenenti alla categoria dei boschi di parchi storici, possono essere considerati a sé, sia per il ruolo che spesso rivestono legato alla ricerca scientifica in ambito botanico, sia perché non si tratta necessariamente di aree a carattere storico. Non sono considerati boschi secondo le definizioni forestali, per via dell'elevato grado di artificialità che presentano, ma sono comunque spazi interessanti ai fini di una definizione delle aree boscate in ambiente urbano, in particolar modo per le specie arboree che contengono e per la possibile presenza di alberi monumentali al loro interno.

Si è quindi in generale di fronte a situazioni molto diversificate, per estensione, copertura arborea e tipologia forestale, a volte poco confrontabili tra loro, pertanto difficilmente ascrivibili ad una categoria unitaria, ma pur sempre trattabili alla stregua di boschi, in particolare per quanto riguarda approcci innovativi di tipo gestionale.

Si capisce pertanto che il bosco urbano è molto più di una definizione, è un concetto complesso che è necessario sondare per far incontrare approcci forestali e urbanistici e per individuare nuovi metodi di tutela e di gestione del patrimonio arboreo urbano.

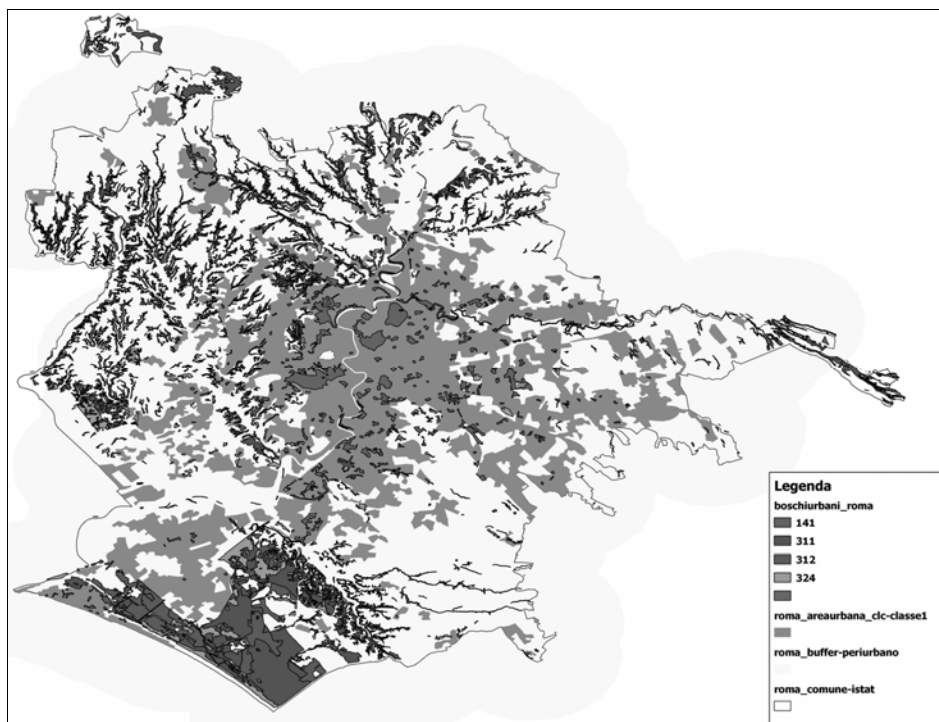


Figura 1. Roma, rappresentazione dei boschi urbani e periurbani, originale in scala 1: 200.000.



Figura 2. Firenze, rappresentazione dei boschi urbani e periurbani, originale in scala 1:75.000, secondo quanto emerso dalla costruzione del geodatabase.



Figura 3. Firenze, esempio di bosco urbano (Parco di Villa Favorita e dintorni), foto di C. Serenelli, 2014.



Figura 4. Ancona, esempio di bosco urbano (Parco del Cardeto), foto di C. Serenelli, 2014.

SUMMARY

The Urban Forest for a sustainable city. Toward an Italian inventory of urban and periurban forests

Urban Forest is a complex concept that does not always find a good correspondence, in Italy, in the notion of *urban greening*, which in urban planning is generally represented by the quantitative definition of *standards*, coming from the Italian urban legislation. Its richness is revealed by a data collection on the

Italian peninsula conducted by the Accademia Italiana di Scienze Forestali (Florence), with the Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (Rome). The goal of the project is to create a national inventory describing the main Italian cities' forests, in urban and suburban contexts, by using qualitative and quantitative analysis indexes. The paper presented describes the first outcomes of the inquiry that has been addressed to a territorial sample of 31 Italian Municipalities. Methods and operative tools will be presented; problems that are currently to be solved will be outlined. A relevant critical aspect of the project is the

necessity of adjusting the intrinsic complexity of the topic to the need of producing generalized and standardized information, without losing analytical details. Surely one of the potentialities of the project is the centrality of its focus for international scientific research fields. The work aims to finding out the importance of the urban forests system into the sustainable city planning processes, and it takes into account the role of the “Urban Forest” in the process of designing Green Infrastructure to improve Ecosystem Services in the contemporary city.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2014 – *Urban and Periurban Forests. Management, monitoring and eco system services. EMoNFUr Life+ project experiences.*
- Agrimi M., 2013 – *Significato e ruolo della “foresta urbana” nella gestione territoriale in Italia.* L'Italia Forestale e Montana, 68 (1): 11-23.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2013.1.01>
- Cerofolini A., 2014 – *La definizione giuridica di bosco nell'ordinamento italiano.* L'Italia Forestale e Montana, 69 (1): 37-45.
<http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2014.1.03>
- European Environment Agency, 2011 – *Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems.*
- INFC, 2005 – *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio.* MiPAF – Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA-ISAFA, Trento.
- Paolinelli G., 2003 – *La frammentazione del paesaggio periurbano. Criteri progettuali per la riqualificazione della piana di Firenze.* FUP, Firenze.
- Pignatti G., Terzuolo P.G., Varese P., Semerari P., Lombardi V.N., 2004 – *Criteri per la definizione dei tipi forestali nei boschi dell'Appennino Meridionale.* Forest@, 1 (2): 112-127.
- Randrup T.B., Konijnendijk C., Dobbertin M.K., Prüller R., 2005 – *The Concept of Urban Forestry in Europe.* In: *Urban Forests and Trees. A reference book*, a cura di Konijnendijk C. et al. Springer Berlin Heidelberg, pp. 9-21.
http://dx.doi.org/10.1007/3-540-27684-X_2
- Salbitano F., Serenelli C., Sanesi G., Semenzato P., 2014 – *Towards a typology of urban and periurban forests (UPF) in Italy.* Box in “Urban and Periurban Forests. Management, monitoring and eco system services. EMoNFUr Life+ project experiences”. pp. 28-33.
- Salbitano F., Sanesi G., 2010 – *Selvicoltura. Pae-saggio: funzioni culturali e sociali della foresta.* L'Italia Forestale e Montana, 65 (2): 157-161.
<http://doi: 10.4129/ifm.2010.2.08>
- Sanesi G., 2002 – *Stato dell'arte della regolamentazione del verde urbano in Italia. Prima indagine sui capoluoghi di provincia.* Genio Rurale-Estimo e Territorio, 7-8: 3-10. ISSN 0016-6863.
- Sanesi G., 2014 – *Il protocollo di monitoraggio. Proposta di utilizzo a livello europeo.* Intervento alla conferenza finale del progetto Emonfur, “Urban forests: the lungs of the city”, Milano, 17 giugno 2014.
- Serenelli C., Salbitano F., Sanesi G., Semenzato P., 2014 – *I boschi urbani: verso un inventario nazionale.* Box in “Qualità dell'ambiente urbano. X Rapporto ISPRA”, pp. 226-229.
- Taylor Lovell S., Taylor J.R., 2013 – *Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States.* Landscape Ecology, 28: 1447-1463.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-013-9912-y>
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Ka'zmierzak A., Niemela J., James P., 2007 – *Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: a literature review.* Landscape and Urban Planning, 81: 167-178.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>

SESSIONE / *SESSION* 3

ABSTRACTS

LA PLACE DU PAYSAGE DANS LES ACTIVITES DE L'ASSOCIATION (FRANÇAISE) FORÊT MÉDITERRANÉENNE

Jean Paul Chassany¹, Gilles Bonin¹, Denise Afxantidis¹

¹ Association Forêt Méditerranéenne

L'association Forêt Méditerranéenne, lors de sa création en 1978, s'est donnée pour objectif de «favoriser la diffusion des connaissances et les échanges d'information sur les espaces naturels et forestiers méditerranéens, afin de faire reconnaître les spécificités des forêts méditerranéennes».

Dans ce but, elle a développé des actions diverses (rencontres, journées d'étude, colloques, tournées de terrain...) qui trouvent leur prolongement dans la publication de deux périodiques dont, en particulier, la revue trimestrielle éponyme *Forêt Méditerranéenne* (120 numéros parus, 15 000 pages, 1500 articles).

Le fonctionnement de l'association se trouve, de ce fait, centré sur l'animation d'un ample réseau d'acteurs très divers (sylviculteurs, gestionnaires de territoires, élus comme techniciens, sylviculteurs privés et publics, membres d'associations...), autour d'un objet spécifique, la forêt méditerranéenne, qui correspond à une gamme à la fois particulière et variée de paysages.

Nous nous proposons d'exposer, à partir d'un examen des thèmes traités dans les manifestations et la revue, comment la thématique paysagère, qui n'apparaissait pas vraiment centrale dans les attendus statutaires de l'association, s'y est progressivement taillé une place non négligeable.

Au delà des seuls effets externes de l'intérêt croissant de la société pour la question du paysage, nous nous efforcerons de montrer à la faveur de quelles approches propres à l'association,

- la multifonctionnalité de la forêt et la place des activités récréatives,

- sa valeur économique et/ou patrimoniale,

- sa place dans les politiques territoriales, les enjeux liés à la biodiversité...

le paysage s'est trouvé, de fait, placé au centre des débats, et de quelle manière les différentes entrées ont posé les problématiques paysagères.

1. Une question paysagère à la base du réseau: rappeler que la forêt méditerranéenne est tout de même une forêt, en référence à des archétypes forestiers d'autres régions de France

2. Le poids des forestiers sylviculteurs dans le réseau: une vision à la fois dynamique et technique des paysages forestiers:

- la forêt méditerranéenne se déploie dans une durée, idéalement cyclique: des paysages en évolution

- elle se gère, s'entretient et se récolte: des paysages forestiers construits

3. Forêt méditerranéenne, multifonctionnalité, affirmation des territoires: la rencontre des visions paysagères du public ou des élus

4. La quête de la biodiversité, voie de réhabilitation des paysages forestiers méditerranéens? (hotspot de biodiversité).

SALVAGUARDARE LE PINETE LITORANEE IN ITALIA: IL CASO DI MARINA DI GROSSETO

Ugo Corrieri¹, Maria Patrizia Latini¹, Antonella Biagioni¹

¹ Gruppo Salviamo le Pinete

Parole chiave: pineta, incendio, salvaguardia, ecosistema, selvicoltura sistemica, paesaggio, Landscape Therapy, benessere psicofisico.

Le pinete litoranee negli ultimi decenni sono insidiate dalla pressione antropica e delle attività turistiche, ma anche da interventi ad alto impatto ambientale, inadatti alla stabilità dei boschi pinete, frutto di un approccio forestale forse arretrato e che lede la sensibilità dei cittadini locali.

Il piano di recupero dopo il grande incendio del 2012 della Pineta del Tombolo a Marina di Grosseto ben rappresenta questa inadeguatezza di approccio al bosco-pineta: ha comportato interventi di alto impatto ambientale, in grado di ridurre la complessità raggiunta nei secoli da una pineta archeofita, tendenti ad un assetto boschivo completamente artificiale e di valore ridotto. Cioè volti a realizzare una formazione boschiva monospecifica, artificiale, coetanea, geometrica, che non rappresenta le caratteristiche estetiche di grande pregio del paesaggio maremmano, non rispetta la

biodiversità della zona (sita tra un Parco Regionale e una Riserva provinciale - Sito di importanza comunitaria), influisce negativamente sulla rinnovazione naturale che da noi è spiccata. Per motivi vari, dal creare parcheggi a combattere malattie, quali il *Matsucoccus* o il *Tomicus*, che assolutamente non sono così disseminate come si vuole far credere, si taglia troppo, si taglia a raso per aree e si elimina la macchia con grandi macchine operatrici che devastano l'ambiente e questo stranamente coincide con la scelta di utilizzare gli scarti forestali nelle numerose centrali a biomassa sorte nella zona.

Molti cittadini, comitati spontanei e associazioni ambientaliste chiedono di invertire la rotta, di rispettare l'habitat e l'ecosistema-pineta, osservando tra l'altro le direttive europee, nazionali e regionali che insistono su quest'area, e reclamano il loro diritto a godere del paesaggio ("Landscape Therapy") e a viverlo. A potersi relazionare con un bosco vivente, ben lontano da una mera "piantagione di alberi" in cui si vorrebbe trasformare. Oramai numerosi studi scientifici dimostrano che il contatto con la Natura incontaminata, in particolare nelle pinete dove il terreno soffice e compatto permette di camminare assumendo i comportamenti posturali migliori, ha potentissimi effetti: contrasta gravissime malattie quali ad esempio l'Alzheimer, favorisce l'apprendimento, la memoria, i fenomeni di neurogenesi e la ripresa anche in cervelli ultrasettantenni di comportamenti giovanili, promuovendo fortemente il benessere psicofisico a tutte le età.

APPROCCI QUANTITATIVI ALLO STUDIO DELLA COMPLESSITÀ E RESILIENZA E RELAZIONI ECOGEOGRAFICHE NEI PAESAGGI AGRO-FORESTALI E FORESTALI DELLA SICILIA

Sebastiano Cullotta¹, Giuseppe Barbera¹, Antonio Motisi¹

¹Dipartimento Scienze Agrarie e Forestali, Università degli Studi di Palermo, Palermo; sebastiano.cullotta@unipa.it

Parole chiave: ecologia del paesaggio, tipi di paesaggio, analisi strutturale, metrica del paesaggio, diversità, progetto Agrit-AgroAmbiente.

Keywords: landscape ecology, landscape types, structural analysis, landscape metrics, diversity, Agrit-AgroAmbiente project.

L'ecologia del paesaggio fornisce un ampio spettro di tecniche utili ad analizzare l'organizzazione spaziale del mosaico paesaggistico in termini quantitativi sulla base di misure che riguardano grandezze areali, lineari e puntuali. In relazione al dettaglio di scala di queste analisi, la fase di acquisizione e misurazione di queste grandezze può risultare molto onerosa, in particolare in contesti territoriali in cui l'assetto del mosaico paesaggistico risulta molto variabile per aspetti ambientali e storico-culturali.

Obiettivi del presente contributo sono: 1) misurare la complessità del mosaico dei paesaggi agrari e agro-forestali tradizionali (PAFT) della Sicilia attraverso indicatori strutturali ampiamente campionati; 2) evidenziare interfacce e gradienti strutturali tra aree forestali principali e PAFT adiacenti. Tali obiettivi hanno la finalità di individuare quelle aree e quei contesti territoriali più facilmente collegabili sia spazialmente che per aspetti agro-ecologici e dinamici alle aree forestali esistenti, ai fini di una pianificazione forestale regionale di incremento delle risorse forestali e della rete ecologica. A tal fine il presente contributo utilizza l'ampio e robusto campionamento del Progetto "AGRIT Agro-Ambiente" (AAA) (nell'ambito del programma AGRIT 2010-11) realizzato da parte del MIPAAF. Tale progetto ha interessato in fase sperimentale la Sicilia acquisendo, all'interno delle aree unitarie di campionamento (7949 unità di 250 m di lato), distribuite su tutta l'intera superficie regionale, misure di dettaglio sull'uso e le coperture del suolo. In particolare sono presenti variabili agro-ambientali quali l'uso del suolo (dettaglio legenda "Refresh" SIAN-AGEA) e variabili di tipo lineare e puntuale, rilevate sia da fotointerpretazione che da dettagliate indagini di campo. Inoltre sono disponibili variabili come la presenza di erosione superficiale e di frane, utili ad interpretare processi agro-ecologici in atto. Da questi parametri sono stati derivati alcuni indici semplici di ecologia del paesaggio riguardanti la configurazione del mosaico paesaggistico, la complessità e la composizione. I risultati mostrano come il db-AAA sia in grado di fornire una rappresentazione del territorio coerente con i PAFT individuabili in Sicilia e dei quali consente di procedere ad una caratterizzazione quantitativa dei caratteri agro-ecologici più distintivi. Ad esempio, i PAFT della "coltura promiscua" e dei "campi semi-chiusi", spazialmente direttamente collegati alle principali aree forestali o seminaturali della regione, mostrano i valori più elevati per gli aspetti riguardanti la configurazione e la complessità del mosaico paesaggistico. Le aree caratterizzate dal paesaggio agricolo dei "campi aperti", soltanto marginalmente interessati geograficamente e funzionalmente da coperture forestali e pre-forestali, mostrano segni di forte instabilità ecologica (diffusa presenza di erosione superficiale del suolo e frane) e bassa incidenza di elementi lineari e puntuali (siepi e filari, muretti a secco, alberi isolati e secolari, ecc...). La pianificazione forestale e la silvicoltura avranno particolare importanza in tali contesti paesaggistici nel prossimo futuro al fine di aumentarne complessità e resilienza ambientale. In tale direzione, l'approccio AGRIT (al momento in fase sperimentale e disponibile soltanto in poche

regioni italiane) può rappresentare un potente strumento applicativo per analisi sia acroniche che sincroniche, su scale di lavoro ed estensioni territoriali finora non disponibili.

Landscape structure, resilience and ecogeographic relations between agro-forestry and forestry landscapes of Sicily: quantitative approaches

Landscape ecology provides a wide spectrum of useful techniques for quantitative analysis of the land-mosaic patterns, on the basis of areal, linear and punctual parameters. According to the scale of analysis, data collection can be costly and time-consuming; this is especially true in areas with a very heterogeneous land-mosaic patterns and landscape-types for environmental variability and cultural reasons.

Aims of this work are: 1) to assess the land-mosaic complexity of the traditional agricultural and agro-forestry landscapes (PAFT) of Sicily; 2) to highlight interfaces and structural gradients between main forest areas and closed PAFTs. These aims have the main purpose to pinpoint agricultural areas more closely linked to forest stands, both for spatial and for agro-ecological aspects, useful for the forest planning efforts to increase the regional forest resources and the ecological network. In this way, this work uses the database of the “AGRIT Agro-Ambiente” (AAA) Project (of the AGRIT 2010-11 program) realized, on the basis of robust survey methodologies, by the MIPAAF (Ministry of Agriculture, Food and Forestry Policies). This Project, in its first experimental phase, interested the entire island of Sicily by a wide data survey (a total of 7949 sample units – squares 250m wide) involving the entire land. This database carries information on land use (details according to the “Refresh” SIAN-AGEA legend), linear and punctual agro-ecological parameters, collected both by photo-interpretation and a wide field surveys. Moreover, information, such as the presence of soil erosion and landslides, useful to evaluate agro-ecological processes in action, were also collected. Landscape ecology indexes were derived to analyze the landscape configuration, composition and complexity. Results show as the solid AAA-database is useful to give a real representation of the Sicilian PAFTs and to supply a quantitative and stable characterization of the most important landscape parameters. For instance, PAFTs of the “*coltura promiscua*” and of the “semi-open fields”, spatially closed to the most important forest and semi-natural areas of Sicily, show the highest values regarding the land-mosaic configuration and complexity. Vice versa, the agricultural landscape of the “open-field” display strong ecological instability (widespread presence of soil erosion and landslides) and a low presence of linear and punctual elements (hedgerows and line breaks, dry-stone walls, isolated trees, centuries-old trees, etc...). With the aim to increase environmental complexity and resilience, forest planning and silviculture could have particular importance in these landscape contexts in next future. In this way, the AGRIT approach (in experimental phase in few Italian region at the moment) can represent a robust data source for powerful applicative tools for achronic and synchronic analysis, at a landscape/wide scale of survey where few data are currently available.

PRESSIONE DELLA FAUNA SELVATICA SUL TERRITORIO RURALE E MONTANO

Rosario Fico¹, Cecilia Ambrogi²

¹Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Regioni Lazio e Toscana, sede di Grosseto

²Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Lucca

La fauna selvatica è una delle componenti essenziali e di pregio dei territori rurali e montani sia ai fini della corretta fruizione delle catene alimentari che dell'ottimale fruizione del territorio anche ai fini del prelievo venatorio. Diverse sono state le cause che hanno alterato il carico complessivo della fauna selvatica (ungulati, cinghiali, lepri, lupi e orsi) rispetto ai soprassuoli vegetali e anche e soprattutto rispetto alle popolazioni che abitano questi territori. Monitoraggio della fauna, equilibrio delle popolazioni e una diversa sensibilità ambientale sono i presupposti essenziali per affrontare in modo efficace e innovativo tale importante questione.

L'IMPORTANZA DI TUTELARE UN ALBERO MONUMENTALE

Chiara Lisa¹, Davide Travaglini¹

¹GESAAF, Università degli Studi di Firenze, Firenze, Italia; lisa.chiara@libero.it

Parole chiave: alberi monumentali, tutela, normativa nazionale ed europea.

Keywords: monumental trees, preservation, national and European normative.

Gli alberi monumentali generalmente sono rappresentati nell'immaginario collettivo da esemplari arborei di grandi dimensioni o di elevata età. Essi spesso documentano importanti eventi storici o curiose leggende che vengono tramandate di generazione in generazione trasformando dei vecchi tronchi in veri e propri testimoni del tempo. Ma essere un albero monumentale non si limita solo a questo, essi infatti svolgono un rilevante ruolo ecologico come serbatoi di carbonio, come alberi habitat o micro-ecosistemi e come testimoni di un patrimonio genetico da custodire e conservare.

Gli alberi monumentali con le loro peculiarità caratterizzano il nostro paesaggio, ma troppo spesso ci si dimentica di loro e della loro importanza. Nel 1982, il censimento nazionale del Corpo Forestale dello Stato ha raccolto 22.000 segnalazioni di esemplari di notevoli dimensioni, ma ha divulgato solamente informazioni riguardanti 1.255 individui di cui 460 localizzati nelle regioni del nord Italia, 555 nelle regioni del centro e 240 in quelle meridionali e nelle isole. Attualmente a più di 30 anni dall'ultimo censimento nazionale si stima che il numero dei grandi alberi si aggiri tra i 7.000 e i 9.000 individui.

L'obiettivo di questo lavoro è quello di descrivere l'iter legislativo con cui lo Stato italiano tutela gli alberi monumentali del nostro Paese che va dal 1939 sino ai giorni nostri passando dal codice dei beni culturali del paesaggio alla più recente normativa per lo sviluppo degli spazi verdi urbani, emanata nel 2013. L'attuale legge nazionale tocca alcuni aspetti fondamentali come la definizione di albero monumentale, le sanzioni previste e il nuovo censimento nazionale che interesserà tutti i Comuni italiani, le Regioni e il Corpo Forestale dello Stato.

Sebbene in questi decenni l'interesse collettivo per la tutela gli alberi monumentali sia cresciuto notevolmente, dal confronto tra le normative attualmente vigenti in Europa e la situazione italiana emerge la necessità di migliorare la reale conoscenza del nostro patrimonio monumentale e la percezione che se ne ha.

La strada che si deve percorrere per tutelare i nostri monumenti verdi è ancora lunga e non deve esclusivamente essere legata agli aspetti normativi, sebbene fondamentali, perché è anche tutelando le caratteristiche dell'ambiente in cui sono cresciuti per secoli e, a volte per millenni, questi esemplari che le generazioni future potranno apprezzarne la bellezza e la storia.

The importance of preserving a monumental tree

Monumental trees generally are represented, in the collective imagination, by tree species of great size or age.

They often document important historical events or curious legends that are handed down from generation to generation, transforming these old trees into real witnesses of time.

But being a monumental tree is not limited to this, they also play an important ecological role e.g. as carbon sinks, trees habitats and micro-ecosystems or as witnesses of a genetic heritage which must be preserved.

Monumental trees characterize our landscapes, but too often we forget about them and their importance.

In 1982, the national census of the State Forest Service collected 22,000 reports of specimens of considerable size, but only information on 1,255 big trees (460 located in the regions of northern Italy, 555 in the central regions and 240 in the south and in the islands), has been made public.

Today, more than 30 years since this national census, the number of big trees in Italy is estimated between 7,000 and 9,000 specimens.

The aim of this work is to describe the legislative process with which the Italian State has defended monumental trees since 1939, including the Cultural heritage and landscape Code and the most recent law for the development of urban green spaces, enacted in 2013.

This national law touches on some fundamental issues such as the definition of monumental tree, the penalties for those who damage them, and the criteria for the new national census which will involve all the Italian municipalities, Regions and the State Forest Service. Although in recent decades public interest for the protection of monumental trees has grown considerably, a comparison of the Italian situation with current laws in Europe, highlights the need to improve knowledge of our monumental heritage and its public perception.

The road that must be followed to defend our green monuments is still long and should not be exclusively linked to normative issues, although this is a fundamental aspect. The protection of the environment where these big trees have grown for centuries and sometimes millennia, is also very important for their conservation, so that future generations will be able to appreciate the beauty and history of our monumental trees.

AGRICOLTURA MULTIFUNZIONALE ED ECONOMIA DI PROSSIMITÀ

Stefano Masini¹

¹Coldiretti

L'equilibrio delle due componenti produttive terrestri costitutive della biosfera, le colture agrarie e i soprassuoli boschivi, sono produttrici di valori economici, ambientali, territoriali e culturali di grande valore per il nostro Paese ma

anche quali risorse di sostenibilità a livello mondiale. Per questo esaltare il valore di questo equilibrio in cui le risorse agroalimentari in equilibrio con quelle boschive producono benefici per le popolazioni preservando anche il futuro delle generazioni. Popolamenti autoctoni in equilibrio con le condizioni climatiche e origine della materia prima agroalimentare sono due aspetti valoriali della medesima questione: coltivare e produrre in equilibrio o in modo sostenibile con i processi naturali. È essenziale il ruolo delle imprese agricole moderne, innovative e comunque legate al territorio per la valorizzazione dell'economia locale in una logica di sostenibilità e di coesione sociale. Questa funzione si lega agli indirizzi di politica europea e di programmazione rurale che definiscono la professionalità dell'imprenditore agricolo in termini di efficienza e di promozione dei beni e servizi forniti dagli ecosistemi: ne discende la considerazione delle attività di coltivazione del campo e del bosco come infrastruttura verde a tutela dei beni comuni oltre che dispensatrice di prodotti tipici e di qualità.

LAND USE AND LAND COVER CHANGES IN MOUNTAIN REGIONS: PATTERNS AND DRIVERS IN THE LAST 50 YEARS

**Renzo Motta¹, Enrico Borgogno Mondino¹, Matteo Garbarino², Emanuele Lingua³
Fabio Meloni¹, Emanuele Sibona¹, Giorgio Vacchiano¹**

¹Dipartimento DISAFA, Università di Torino, Grugliasco (TO); renzo.motta@unito.it

²Dipartimento D3A, Università Politecnica delle Marche, Ancona

³Dipartimento TESAF, Università di Padova, Legnaro (PD)

Keywords: Land-use change, mountain forests, Alps, landscape, remote sensing, climate change.

Parole chiave: uso del suolo, foreste di montagna, Alpi, paesaggio, remote sensing, cambiamento climatico.

In the last century the Italian landscapes have experienced a dramatic land-use change (LUC) due to the socio-economic transformations. As a consequence of this change forest cover has doubled and today, forests cover nearly 35% of the whole country but is mainly concentrated in hilly and mountainous areas.

The consequences of LUC are particularly important in mountain forests which harbor a high biodiversity and provide many social benefits, but are also more sensitive to change.

We have analysed land-use changes in the last 50 years in ten forested watershed of western and central Alps distributed along altitudinal (montane vs subalpine) and geographical (external vs internal Alps) gradients by using remote sensing and forest surveys.

We have classified past and current land cover by object-oriented analysis of historical and contemporary aerial photographs, and generalized the observed processes using path analysis developed from a common conceptual model. Explanatory variables included topographic, anthropogenic, and climatic factors.

The loss of traditional landscape elements such as pastures, wood-pastures, and pasture patches enclosed in a forest matrix, a general increment of the forest cover and a simplification of the landscape mosaic were the main processes observed. Finally, we discuss the consequences of extrapolating current dynamics under the incumbent global climate change and elaborate different scenarios.

Some of the studied sites showed signs of decline (e.g., forests at low and intermediate elevations in warm-dry regions, where relatively small climatic shifts result in negative drought-related impacts). Others will be increasingly vulnerable to natural disturbances (e.g., forest fires and bark beetle outbreaks in montane spruce forests) due to warming temperatures and increasingly frequent droughts. Therefore, the resilience of mountain forest ecosystems in the face of LUC and in the face of the consequences of the current climate change (e.g. disturbances) and their ability to provide the expected services, will be the main management issues for the next decades.

Paesaggio forestale ed uso del suolo nelle foreste di montagna negli ultimi 50 anni

Nell'ultimo secolo in Italia c'è stato un profondo cambiamento nell'uso del suolo da parte dell'uomo (LUC) che ha avuto forti conseguenze sui paesaggi forestali. La copertura forestale a livello nazionale è complessivamente raddoppiata raggiungendo il 35% pur rimanendo prevalentemente concentrate nelle zone collinari e montane.

Le conseguenze di questo cambiamento di uso del suolo sono particolarmente importanti nelle foreste di montagna che ospitano una ricca biodiversità e producono non solo assortimenti legnosi ma soprattutto diversi servizi ecosistemici.

In questo lavoro abbiamo analizzato il cambiamento di uso del suolo negli ultimi 50 anni in 10 bacini forestali delle Alpi centro-occidentali italiane lungo un gradiente altitudinale (piano montano vs piano subalpino) e geografico (settori esalpici vs settori endalpici).

I cambiamenti di uso del suolo sono stati analizzati utilizzando una analisi "object-oriented" di foto aeree storiche e contemporanee descrivendo e generalizzando i processi osservati per mezzo di "pathanalysis" sviluppate da modelli

concettuali condivisi. Le variabili esplicative sono state di carattere topografico, antropico e climatico.

La perdita di paesaggi culturali tradizionali come pascoli, pascoli arborati e prati-pascoli situati all'interno della matrice forestale ed un generale incremento della copertura forestale sono stati i principali processi evidenziati. Infine i risultati e le dinamiche osservate sono state proiettate in scenari future e discusse anche tenendo conto dei potenziali effetti dei cambiamenti climatici attualmente in corso.

Alcuni dei siti studiati evidenziano attualmente dei sintomi di sofferenza e declino (ad esempio le foreste nelle medie e basse pendici delle valli continentali dove sono evidenti gli impatti provocati dalla siccità; altri saranno potenzialmente sottoposti a stress e disturbi naturali (ad esempio incendi forestali e pullulazioni di scolitidi nelle peccete montane) sempre a causa dell'aumento di temperature e della frequenza dei periodi di siccità.

La resilienza degli ecosistemi forestali montani rispetto al cambiamento di uso del suolo ed al cambiamento e la loro capacità di produrre beni e servizi attesi sarà un problema centrale nella gestione delle risorse naturali dei prossimi decenni.

BOSCHI URBANI E CAMBIAMENTI GLOBALI: SFIDE INTERNAZIONALI E AZIONI LOCALI

Fabio Salbitano¹

¹Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari Alimentari e Forestali, Università degli Studi di Firenze, Firenze, Italy; fabio.salbitano@unifi.it

Il mondo sta vivendo la più grande crescita urbana mai registrato fino ad ora. Il fatto che dal 2008 la popolazione urbana superi quella rurale non spiega in dettaglio la dimensione globale dei processi di urbanizzazione. Nonostante le dinamiche e le condizioni delle megalopoli abbiano attirato in passato l'attenzione del pubblico, la maggior parte della nuova crescita si sta verificando in città più piccole che hanno meno risorse per rispondere alla portata del cambiamento. Mentre da un lato le aree urbane sono state studiate e indicate come potenziali cause dei cambiamenti globali dall'altro le città stesse sono la scena più sensibile degli impatti generati dagli effetti negativi del cambiamento globale. In questo senso, il cambiamento globale non si riferisce solo alla modifica del clima. Esso implica cambiamenti epocali, molto spesso drammatici, nella qualità della vita, nei comportamenti e nell'accesso alle risorse, nella struttura della povertà e nella salute.

La foresta urbana è parte integrante delle comunità umane in ogni città del mondo: è una componente fondamentale delle infrastrutture urbane. Si stima che i boschi in città restituiscano, sotto forma di benefici diretti, da 2 a 4 volte il costo sostenuto per la loro progettazione, realizzazione e gestione. Molti dei valori espressi dai boschi urbani, come ad esempio l'orgoglio della comunità, la biodiversità e la propensione allo stockaggio del carbonio sono di difficile calcolo, mentre altri servizi sono facilmente traducibili in valori quantitativi.

Il presente studio ha lo scopo di evidenziare il contributo dei boschi urbani nell'affrontare le criticità derivanti dal cambiamento globale.

Le principali questioni riguardanti il ruolo delle foreste urbane vengono discusse passando dalla individuazione delle azioni strategiche e politiche regionali agli aspetti di governo locale. Vengono riportati alcuni esempi di buone pratiche di progettazione e gestione nonché di approcci innovativi di ricerca, tecnica e governance che contribuiscano ad individuare le linee guida e le azioni concrete volte ad ottimizzare il contributo delle foreste urbane per mitigare e contrastare i cambiamenti globali e, in definitiva, per ridurre la povertà e migliorare la qualità della vita nelle città.

Urban forests and global changes: international challenges and local actions

The world is experiencing the largest urban growth ever recorded before. The fact that since 2008 the urban population exceeds the rural one, does not explain in detail the global dimension of urbanisation. While megacities have captured much public attention, most of the new growth is occurring in smaller towns and cities, which have fewer resources to respond to the magnitude of the change. Urban areas have been investigated and 105 reported as potential causes of global changes. In parallel, the cities are the most sensitive scenes of the impacts generated by the negative effects of global change. Global change does not only concern climate modifications. It implies severe, very often dramatic, changes in livelihood and quality of life.

Urban and periurban forests are an integral part of human communities in any city of the world. They are a valuable part of the urban infrastructure, returning in benefits 2 to 4 times the money invested in designing and managing them. Many of their values are beyond measure, such as community pride, biodiversity or carbon sequestration capacity. Other services are easily translated in quantitative values.

The paper aims to highlight the emergent properties determined by the presence of urban forests in tackling the critical issues arising from global change. The main issues concerning the role of urban forests are discussed by scaling down

from a regional perspective to the local needs for action. Good practice of design and management as well as some innovative approaches to research, technology and governance will be presented. This will help in identifying guidelines and concrete actions required to optimize the contribution of urban forests in mitigating and contrasting the effects of global change and, ultimately, to reduce poverty and improve the quality of life in cities.

LE PINETE DI PINO DOMESTICO (*PINUS PINEA* L.) SONO UN PAESAGGIO COSTIERO IN VIA DI ESTINZIONE? UN CASO DI STUDIO IN REGIONE TOSCANA (ITALIA CENTRALE)

Davide Travaglini¹, Francesca Bottalico¹, Susanna Nocentini¹, Patrizia Rossi¹, Fabio Salbitano¹, Giovanni Sanesi²

¹Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari Alimentari e Forestali, Università degli Studi di Firenze; davide.travaglini@unifi.it; francesca.bottalico@unifi.it; susanna.nocentini@unifi.it; patrizia.rossi@unifi.it; fabio.salbitano@unifi.it

²Dipartimento di Scienze agro-ambientali e territoriali, Università degli Studi di Bari; giovanni.sanesi@uniba.it

Parole chiave: paesaggio forestale, cambiamenti, pinete costiere, gestione.

Keywords: forest landscape, land use changes, coastal pine forests, management styles.

In Toscana le pinete di pino domestico (*Pinus pinea* L.), impiantate originariamente per scopi protettivi e produttivi, sono ambienti che caratterizzano il paesaggio culturale costiero da circa cinque secoli. Dalla metà del XX secolo, questo paesaggio di natura antropogenica è stato modificato e in parte eroso, ed ha iniziato progressivamente a svanire a causa delle dinamiche gestionali e vegetazionali in atto e dei cambiamenti di uso del suolo.

Le pinete costiere di pino domestico forniscono numerosi beni e servizi, tra gli altri, la stabilizzazione delle dune, la protezione delle aree agricole coltivate dai venti marini, biodiversità e habitat, spazi per attività dirette turistico-ricreative, qualità percettiva del paesaggio, produzione di frutti e legno. La qualità e la quantità di questi beni e servizi è influenzata dagli stili di gestione adottati per le pinete e da altri criteri di scelta dipendenti da esigenze socio-economiche temporanee volti a massimizzare alcuni aspetti che spesso mal si coniugano con i criteri di gestione forestale sostenibile.

Tali modifiche stanno determinando alterazioni sostanziali della funzionalità ecologica del paesaggio antropico che ospita le pinete. È urgente definire i migliori criteri di gestione per ottimizzare i servizi ecosistemici forniti dalle pinete costiere, pur mantenendo una elevata funzionalità ecologica e la promozione di una conservazione attiva per il futuro di questo paesaggio culturale.

Gli obiettivi di questo studio sono: (i) analizzare i cambiamenti di uso e copertura del suolo lungo il litorale toscano, (ii) esaminare i principali fattori del cambiamento e (iii) descrivere la struttura e le principali dinamiche delle pinete di pino domestico.

La distribuzione attuale delle pinete costiere è stata cartografata per fotointerpretazione di immagini aeree acquisite nel 2010. L'uso e la copertura del suolo negli anni 1954 e 2010 sono stati classificati per fotointerpretazione di immagini aeree su un campione di circa 1100 punti distribuiti lungo il litorale; circa 310 punti sono stati utilizzati per valutare l'accuratezza della classificazione.

Il modello *Logistic Regression* è stato utilizzato per esaminare il nesso tra i cambiamenti di uso e copertura del suolo e i fattori guida del cambiamento. La struttura e le dinamiche forestali delle pinete di pino domestico sono state caratterizzate sulla base di un campione di aree di saggio.

I risultati ottenuti forniscono una base di conoscenze utili per la gestione del paesaggio forestale lungo il litorale tirrenico.

Are Italian stone pine forests (*Pinus pinea* L.) a vanishing coastal landscape? A case study in Tuscany Region (central Italy)

In Tuscany (central Italy), stone pine forests (*Pinus pinea* L.) which were planted for protection and production purposes, have characterized the coastal landscape for about five centuries. Since the middle of the 20th century this anthropogenic landscape has been diminishing due to forest dynamics and land use changes.

Coastal stone pine forests provide many goods and services, such as dune stability, protection of arable lands, biodiversity, wildlife habitat, recreational space and landscape perception and aesthetic, non-wood and wood forest products. The quality and quantity of these goods and services are influenced by the adopted pinewoods management styles and by decision factors depending on temporary socio-economic needs very often far away from sustainable forest management criteria.

The above mentioned changes are determining heavy alterations and disturbances of the ecological functionality of the anthropogenic landscape hosting the pinewoods. It is urgent to define the best management criteria oriented to optimize

the ecosystem services provided by the coastal pinewoods, while maintaining a high ecological functionality and promoting an active conservation for the future of this cultural landscape.

The objectives of this study were: (i) to analyze land cover and land use changes along the coast of the Tuscany, (ii) to examine the main driving forces of land cover and land use change, and (iii) to describe both structure and the main dynamics of Italian stone pine forests.

Present-day distribution of coastal stone pine forests was mapped by photointerpretation of aerial images acquired in 2010. Land cover and land use were recorded by photointerpretation on approximately 1100 point locations using aerial images from 1954 and 2010; about 310 of these points were used as test sites for classification accuracy assessment.

Logistic Regression was used to examine the nexus between the location of land use changes and their driving forces. Field measurement carried out in a sample of coastal pine stands were used to characterize forest structure and forest dynamics. Our results provide a knowledge base for management of forest landscape along the Tyrrhenian coast.

ITINERARI DELLE TIPICITÀ ALIMENTARI E FORESTALI: VALORI AMBIENTALI E CULTURALI DEL PAESAGGIO ALIMENTARE NAZIONALE

Giuseppe Vadalà¹, Remo Rosati², Giovanni Quilghini³

¹Corpo Forestale dello Stato, Comando Regionale per la Toscana

²Istituto Zooprofilattico Sperimentale, sede di Firenze

³Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Pratovecchio

Esiste uno stretto rapporto fra cibo, manifattura, territorio, foreste e ambiente; nei luoghi in cui la difesa dell'ambiente e la preservazione delle foreste hanno permesso di sviluppare importanti valori ambientali, sono stati realizzati anche valori economici di qualità del cibo e quindi economici; è il concetto di "*Paesaggio alimentare nazionale*" che nelle riserve del Corpo forestale dello Stato, soprattutto in Toscana, dove sono posizionate il maggior numero di riserve nazionali, si ha la massima realizzazione di questi valori.

COME LA GESTIONE FORESTALE INFLUENZA IL SEQUESTRO DI CARBONIO: IL CASO DELLE FAGGETE MONTANE IN ITALIA

Matteo Vizzarri¹, Vittorio Garfi¹, Davide Travaglini², Arturo Oradini³, Marco Marchetti¹

¹Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Pesche, Isernia, Italia; matteo.vizzarri@unimol.it

²Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali, Università degli Studi di Firenze, Firenze, Italia

³R.D.M. Progetti S.r.l., Firenze, Italia

Parole chiave: sequestro di carbonio, ecosistemi forestali, gestione forestale, CO₂FIX, Categorie Forestali.

Keywords: carbon sequestration, forest ecosystems, forest management, CO₂FIX model, Forest Categories.

Le foreste offrono un contributo fondamentale al sequestro di carbonio di origine antropica dall'atmosfera, che si aggira intorno ai 3 miliardi di tonnellate l'anno per tutti gli ecosistemi terrestri. Inoltre, 4 miliardi di ettari di foreste sono in grado di stoccare globalmente più del doppio del carbonio atmosferico. Nonostante questo, il potenziale di sequestro del carbonio da parte delle foreste (in termini di incremento o, almeno, di mantenimento dello stock in futuro) è prevalentemente regolato dalle condizioni climatiche, dai disturbi (tra cui l'attuale gestione forestale), dall'età, e dalla composizione specifica. Alcuni autori hanno evidenziato che la saturazione del carbonio potrebbe essere imminente nei boschi europei, quelli gestiti, e che questi boschi stanno raggiungendo un equilibrio dinamico, tenendo conto dell'attuale intensità di gestione, delle specie arboree presenti e della distribuzione delle età. Specialmente in ambiente mediterraneo, la gestione forestale svolge un ruolo chiave per la mitigazione dei cambiamenti climatici in generale e per il sequestro del carbonio in particolare. Infatti, mantenere o recuperare la resilienza e un ottimo stato di conservazione delle foreste in questi ambienti richiede delle strategie multiple che includono sforzi per massimizzare lo stock di carbonio nei popolamenti forestali e nei prodotti legnosi, tra cui: (i) gestione conservativa (prevenire le emissioni e proteggere i *pool* di carbonio); (ii) gestione dello stoccaggio (incrementare lo stoccaggio del carbonio); e (iii) gestione di sostituzione (massimizzare il carbonio nei prodotti legnosi). Questo studio ha l'obiettivo di (i) simulare il sequestro di carbonio dei boschi montani di faggio in tre aree forestali gestite in Italia; e (ii) valutare come alternative forme di gestione (in termini di intensità e frequenza di intervento) influenzano le potenzialità di sequestro di carbonio. Le simulazioni sono state effettuate utilizzando il modello CO₂FIX coprendo un arco temporale di 300 anni.

L'intensità (volume asportato) e la frequenza (intervalli temporali) sono state identificati per ogni area-studio da un panel di esperti locali e modulate rispetto alle indicazioni dei Piani di Assestamento. In sintesi, i risultati mostrano che le modifiche all'intensità (riducendo il volume asportato) e alla frequenza (aumentando gli intervalli temporali), insieme all'adozione di sistemi di gestione più "conservativi" (tagli selettivi, forme di conversione e avviamento all'alto fusto) incidono fortemente e in positivo sulle potenzialità di sequestro. In conclusione, la gestione forestale attiva e bilanciata in termini di massimizzazione di ulteriori beni e servizi, è necessaria per migliorare non solo il sequestro di carbonio, ma anche la stabilità e la resilienza delle foreste italiane.

How forest management affects carbon sequestration: the case of montane beech forests in Italy

Forests offer a substantial contribution in sequestering anthropogenic carbon from the atmosphere, which is about 3 billion tons year⁻¹ by all of terrestrial ecosystems. Moreover, 4 billion ha of forests are globally able to stock more than double the amount of carbon in the atmosphere. Nevertheless, the forest potential in sequestering carbon (in terms of increasing, or at least maintaining, the carbon stock into the future) is mainly regulated by climate change conditions, disturbances (including current management), age structure, and tree species composition. Some authors pointed out that "carbon sink saturation seems to be quite imminent in managed European forests" and that "these forests are reaching a dynamic equilibrium with the current intensity of management, tree species and age-class distribution". Especially in Mediterranean environments, forest management plays a key-role in mitigating climate-change in general, and in sequestering carbon in particular. Indeed, maintaining or recovering the forest resilience and health in these environments requires multiple strategies, including efforts to maximize carbon storage in standing forests and wood products, such as: (i) conservation management (preventing emissions and conserving forest carbon pools); (ii) storage management (increasing carbon stocks); and (iii) substitution management (maximizing the time carbon is sequestered as wood). This study aims at: (i) simulating forest carbon sequestration in montane beech forest stands in three managed areas in Italy; and (ii) assessing how management alternatives (in terms of intensity and frequency of interventions) influence the forest carbon sequestration potentials. Our simulations are based on the use of the CO2FIX model, and on a 300-year time span. Intensity (volume harvested) and frequency (time intervals between two operations) were identified in each case study area by a panel of local experts and balanced with the available Management Plans prescriptions. In summary, results show that by adopting more conservative management strategies (e.g. selection cutting, conversion to high-forest, etc.), the modifications of intensity (reducing the harvested volume) and frequency (prolonging time for the next intervention) positively influence carbon sequestration potentials towards the future. Concluding, a more balanced forest management approaches to maximize not only carbon sequestration, but also the whole set of ecosystem services, is required to improve stability and resilience of Italian forests.

