

Roberta Proietti

Laureata in Scienze Agrarie presso la facoltà di Agraria dell'Università degli Studi di Perugia e ha frequentato il dottorato in Paesaggio e Ambiente presso la Sapienza Università di Roma (XXX ciclo, 2014-2017). Ha svolto attività di ricerca presso il Centro di ricerca Foreste e Legno del Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, acquisendo esperienza sui metodi di selezione, conservazione, gestione e valorizzazione delle risorse genetiche forestali. Ha collaborato alle indagini sullo studio della variabilità genetica di specie forestali (*Abies* sp., *Pinus avium* L., *Juglans* sp., *Quercus* sp.) e alle indagini per la selezione dei Materiali Forestali di Moltiplicazione (MFP) da scrivere ai registri regionali (secondo le linee guida del Dlgp 386/2003). Grazie alla partecipazione a progetti nazionali ed europei di ricerca, ha acquisito esperienza nella definizione di protocolli standard da impiegare per la valutazione nelle specie forestali dei caratteri fenologici e per il monitoraggio di caratteri adattativi, come la fenologia. Uno degli obiettivi di queste indagini è stato la stima della capacità di adattamento di specie e provenienze in uno scenario di cambiamento climatico.

Paesaggio forestale e cambiamento climatico. Dinamiche evolutive e scenari futuri per le abetine di *Abies alba* in Italia. La distribuzione dei paesaggi forestali è il risultato di processi di adattamento delle specie all'ambiente e dell'attività umana, che ha modificato la copertura vegetale, contribuendo alla eterogeneità del paesaggio e alla definizione dell'identità dei luoghi. Il paesaggio forestale dove è presente l'abete bianco è stato fortemente influenzato dall'uomo. *Abies alba* Mill., simbolo di meditazione e sapienza, a partire dall'XI secolo è stato coltivato in Appennino dai monaci, a difesa della vita eremitica e come risorsa economica. L'uomo è così diventato un elemento dell'ecosistema, favorendo la formazione di un nuovo equilibrio ecologico e di un paesaggio tuttora riconoscibile. Dopo quasi 10 secoli di coltivazione intensiva, l'abete bianco e gli ecosistemi a cui esso partecipa in Appennino stanno subendo un processo di erosione, legato alle tecniche silvicolturali e ai cambiamenti globali. La ricerca analizza le dinamiche climatiche che dopo l'ultima glaciazione hanno portato alla distribuzione attuale di *A. alba*, l'influenza antropica, l'evoluzione storica, i valori spirituali e culturali delle abetine. Analizza, inoltre, la fenologia cambiale di 2 popolazioni appenniniche di *A. alba*, La Verna (AR) e Monte Amiata (AR). La fenologia è un carattere adattativo, ereditabile, ma controllato da fattori ambientali, il cui monitoraggio è utile per conoscere la risposta delle specie al clima, il loro livello di plasticità fenotipica e di resilienza al global change. Infine, ipotizza interventi di gestione utili a mitigare gli effetti dell'aumento della temperatura sulle abetine, a favorire la conservazione dell'abete bianco e mantenere le funzioni di interesse generale svolte dal paesaggio.

Forest landscape and climate change. Evolutionary dynamics and future scenarios for *Abies alba* Mill. forests in Italy. The distribution of forest landscapes is the effect of both adaptation processes of species to environment and human activities, which contributed to definition of landscape and place identity. The forest landscape featured by silver fir has been influenced by anthropic activities. Along Apennines, *Abies alba* Mill., symbol of meditation and wisdom, since the XI century, has been cultivated by monks to defend the eremitical life and as economic resource. Man has become an element of the ecosystem, favoring a new ecological balance and a still recognizable landscape. After almost 10 centuries of intensive cultivation, the silver fir and its ecosystems along Apennines are undergoing a process of erosion, due to the silvicultural techniques and global changes. This research analyzes the climatic dynamics that, after the last glaciation, led to the current distribution of *A. alba*, the anthropic influences, the historical evolution, the spiritual and cultural values that characterize the silver fir forests. It also analyzes cambium phenology of 2 Apennine populations of *A. alba*, La Verna (AR) and Monte Amiata (AR). Phenology is an adaptive trait, inheritable, but under environmental control, whose monitoring is useful to know the species responses to climate change, their level of phenotypic plasticity and resilience to environmental changes. Finally, management interventions are hypothesized, to mitigate the effects of temperature increase on silver fir forests, to encourage the silver fir conservation and to maintain the functions of general interest carried out by landscape, result of a long and profound symbiosis between man and nature.



Roberta Proietti

Paesaggio forestale e cambiamento climatico
Dinamiche evolutive e scenari futuri per le
abetine di *Abies alba* in Italia

Paesaggio forestale e cambiamento climatico Dinamiche evolutive e scenari futuri per le abetine di *Abies alba* in Italia

Roberta Proietti



XXX CICLO DI DOTTORATO

Coordinatrice

Alessandra Capuano

Docenti di riferimento

Lucina Caravaggi

Gianni Celestini

Piermaria Corona

Giuseppe Scarascia Mugnozza

Sapienza Università di Roma

Dottorato Paesaggio e Ambiente
XXX CICLO
2014-2017

Coordinatrice

Alessandra Capuano (ICAR 14)

Collegio dei docenti

Rita Biasi (AGR 03)

Lucina Caravaggi (ICAR 15)

Gianni Celestini (ICAR 15)

Donatella Caldesi (ICAR 21)

Piermaria Corona (AGR 05)

Isotta Cortesi (ICAR 15)

Fabio Di Carlo (ICAR 15)

Laura Valeria Ferretti (ICAR 14)

Vincenzo Giuffrè (ICAR 15)

Cristina Imbroglioli (ICAR 15)

Davide Martino (AGR 01)

Sara Protasoni (ICAR 15)

Luca Reale (ICAR 14)

Giuseppe Scarascia Mugnozza (AGR 05)

Fabrizio Toppetti (ICAR 14)

Immagine di copertina

Ermete di Camaldoli

Altare di Teofilo Torri (1597)

Museo Diocesano Arezzo (foto A. Ferrini)

Paesaggio forestale e cambiamento climatico

Dinamiche evolutive e scenari futuri per le abetine di *Abies alba* in Italia

Roberta Proietti

XXX CICLO DI DOTTORATO
Coordinatrice
Alessandra Capuano

Docenti di riferimento
Lucina Caravaggi
Gianni Celestini
Piermaria Corona
Giuseppe Scarascia Mugnozza

Ringraziamenti

Al termine di questo percorso sono molte le persone che devo ringraziare, perché in modo diverso mi hanno sostenuto e aiutato a raggiungere questo risultato.

Il primo grazie va al Prof. Piermaria Corona, che mi ha incoraggiato in questa scelta, e al Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, che l'ha sostenuta economicamente.

Grazie ai tutor di riferimento, la Prof.ssa Lucina Caravaggi, il Prof. Gianni Celestini, il Prof. Piermaria Corona e il Prof. Giuseppe Scarascia Mugnozza, per la disponibilità e la pazienza che hanno dimostrato nei miei confronti, per i consigli e i suggerimenti che mi hanno dato per portare avanti la ricerca della tesi di dottorato.

Grazie ai coordinatori del Corso di Dottorato in Paesaggio e Ambiente, il Prof. Achille Maria Ippolito prima e la Prof.ssa Alessandra Capuano poi, che in questi tre anni hanno organizzato con impegno, professionalità e entusiasmo le attività del corso, trasmettendo a tutti noi la loro passione per questa disciplina.

Grazie al Progetto LIFE08 NAT /IT/000371 RESILFOR (REstoring SILver-fir FORest) e al Dott. Fulvio Ducci che, come responsabile per il CREA (ex CRA – Centro di ricerca per la selvicoltura – Arezzo) dell'Azione A2, mi ha permesso di collaborare alle attività del progetto. Ringrazio il Dott. Fulvio Ducci soprattutto perché negli anni mi ha insegnato il valore delle risorse genetiche forestali e la necessità della loro conservazione.

Grazie ai Colleghi del XXX ciclo di Dottorato, con i quali è stato semplice e immediato instaurare un rapporto di sostegno reciproco, che spero continui anche in futuro.

Grazie infine a Giorgio che in questi tre anni, quasi ogni giorno, ha ascoltato, in silenzio, la descrizione dei paesaggi della nostra vita quotidiana.

Indice

Introduzione	7
Introduction	11
Capitolo 1 – Diffusione di <i>Abies alba</i> e dinamiche climatiche: abete bianco come indicatore di cambiamento climatico	
1.1 - Diffusione post-glaciale delle specie forestali e di <i>Abies alba</i>	16
1.2 - Espansione dell'areale naturale dell'abete bianco	23
1.3 - Distribuzione naturale e artificiale attuale	26
1.4 - Scenari climatici e probabili risposte di <i>A. alba</i> al cambiamento climatico.....	30
Capitolo 2 – Diffusione di <i>Abies alba</i> e dinamiche antropiche: abete bianco come indicatore di cambiamenti storici	
2.1 - I monaci e la foresta.....	43
2.2 - Abete bianco: da simbolo religioso a risorsa economica	52
2.3 - Il Codice Forestale Camaldolese	58
2.4 - Influenza dei diversi metodi di gestione forestale sul paesaggio	64
Capitolo 3 – Caratteristiche genetiche, biodiversità e capacità adattativa della specie <i>A. alba</i>	
3.1 - Ruolo della diversità biologica nella conservazione ed evoluzione di una specie.....	68
3.2 - Caratteristiche genetiche della specie <i>A. alba</i>	73
3.3 - Variabilità genetica delle popolazioni di <i>A. alba</i>	76
3.4 - Analisi di caratteri adattativi in popolazioni appenniniche di abete bianco.....	80

Capitolo 4 – Gestione delle popolazioni di abete bianco in uno scenario di cambiamento climatico

4.1 - Livello di resilienza della specie <i>A. alba</i> e dell'ecosistema in cui vive	100
4.2 - Gestione selvicolturale e possibilità di conservazione <i>in situ</i> della specie	106
4.3 - Possibilità di applicazione di tecniche di conservazione dinamica <i>ex situ</i>	110
4.4 - Cambiamento climatico, areale futuro di <i>A. alba</i> e cambiamento del paesaggio. Effetti economici e culturali	113
Conclusioni	127
Bibliografia	129

Introduzione

Nel corso degli ultimi mille anni la distribuzione e l'estensione delle popolazioni di *Abies alba* Mill. sulle Alpi e lungo l'Appennino sono state fortemente influenzate dalle attività antropiche. L'abete bianco, considerato albero simbolo di meditazione e sapienza, è stato coltivato da monaci ed eremiti nei territori intorno a monasteri ed eremi, inizialmente a difesa di una scelta di vita in solitudine e in contemplazione e, successivamente, come risorsa economica.

Alcuni ordini monastici tra l'XI e il XIX secolo, hanno favorito la diffusione e la conservazione di questa specie lungo l'Appennino, codificando tecniche di coltivazione e gestione selvicolturale considerate oggi "sostenibili", che hanno consentito la conservazione delle abetine. I monaci hanno percepito la foresta di abete bianco come una infrastruttura verde multifunzionale, all'interno della quale trovare rifugio, protezione, ispirazione, risorse naturali. Nel cuore della foresta essi hanno edificato eremi, abbazie e santuari che continuano ad accogliere la comunità religiosa e quella laica. Le abetine sono diventate un paesaggio spirituale e culturale (Pungetti, 2008).

Quello tra monaci e bosco è stato un rapporto armonioso tra ambiente, attività produttive e bisogni sociali. Essi hanno sviluppato un forte senso di appartenenza alla foresta, dandole nuova identità. Questi due processi (considerati da Norberg-Schulz le funzioni base dell'abitare) hanno determinato la trasformazione dell'ambiente di vita e la conseguente produzione di paesaggio (Motta e Garbarino, 2003).

L'uomo è diventato un elemento dell'ecosistema, creando un nuovo equilibrio ecologico e un paesaggio tuttora riconoscibile. Infatti, se la funzione iniziale delle abetine era essenzialmente quella di garantire la vita spirituale, le qualità tecnologiche del legno e l'importanza economica della specie portarono a coltivare l'abete su una superficie molto estesa, a realizzare infrastrutture e a creare una filiera a carattere "industriale", nella quale coinvolsero le popolazioni locali. La simbiosi tra monaci e bosco ha così assunto valore storico, culturale, sociale. Le attività di Camaldolesi, Vallombrosani, Certosini, Francescani hanno

lasciato tracce visibili nelle tradizioni, negli usi locali e nel paesaggio, contribuendo a definirne il *genius loci*.

Tuttavia, dopo quasi 10 secoli di grande attenzione e coltivazione intensiva, dalla seconda metà del secolo scorso l'abete bianco e gli ecosistemi a cui esso partecipa lungo l'Appennino stanno subendo un lento ma inesorabile processo di erosione, a causa delle tecniche selvicolturali adottate, che favoriscono la consociazione con il faggio, e dei cambiamenti globali in atto. Di conseguenza, le popolazioni residue di *A. alba* sono sempre più piccole, isolate, ormai ritenute marginali rispetto al *core* dell'areale naturale di distribuzione (il centro Europa). Comunque, poiché la nostra Penisola (insieme a quelle Iberica e Balcanica) è stata un'area rifugio dove la specie è sopravvissuta alle ultime glaciazioni e dalla quale, all'inizio dell'Olocene, è migrata per ricolonizzare l'attuale areale naturale, le popolazioni italiane rappresentano una riserva di diversità biologica. Nel corso della loro storia evolutiva, esse hanno subito pressioni selettive diverse rispetto a quelle del centro Europa (Hampe e Petit, 2005) e conservano ancora parte della variabilità accumulatasi nei rifugi glaciali (per questo sono dotate di maggiore variabilità genetica), una caratteristica considerata necessaria per l'adattamento ai disturbi ambientali di natura biotica e/o abiotica previsti in uno scenario di *global change*.

Nel corso dell'ultimo secolo l'impatto del fattore antropico su quello naturale è stato via via crescente, tanto da modificare il paesaggio ed incrementare la velocità del cambiamento climatico, come sottolineato dal V Rapporto dell'Intergovernmental Panel on Climate Change: “...è molto probabile che le attività umane siano la causa dominante del cambiamento climatico osservato a partire dalla metà del XX secolo” (IPCC, 2014). Inoltre, la diminuzione degli usi del suolo e la riconquista del bosco di aree montane e collinari abbandonate dall'uomo stanno favorendo la semplificazione degli ecosistemi e riduzione della complessità del mosaico paesaggistico (Agnoletti, 2014), riducendo la diversità del paesaggio considerato come “un mosaico di ecosistemi e di usi del suolo che si ripete secondo una configurazione spaziale

riconoscibile su un'area più o meno estesa” (Forman e Godron, 1986 in Corona *et al.*, 2011).

I modelli previsionali sulle condizioni di temperatura ed umidità, indicano nel prossimo futuro un innalzamento progressivo delle isoterme (fino ad 11 m di altitudine per anno; IPCC, 2007), che cambierà gli areali di distribuzione di alcune specie, la ciclicità degli eventi stagionali, come dimostra il monitoraggio dei caratteri adattativi (ad esempio il monitoraggio fenologico), e che metterà a rischio di estinzione alcune popolazioni forestali, in particolare quelle di specie boreali, se non saranno in grado di migrare verso nord, o a quote più elevate. La rapidità osservata ed attesa di questi cambiamenti probabilmente non permetterà alle specie arboree forestali, caratterizzate da lunghi cicli biologici, di migrare velocemente in aree con clima idoneo alla loro sopravvivenza (Diffenbaugh e Field, 2013; Serra-Diaz *et al.*, 2014).

Nel bacino del Mediterraneo, una regione con un indice di diversità biologica molto elevato e per questo considerata un *hotspot* di biodiversità (Cuttelod *et al.*, 2008), dove si prevede un aumento delle temperature medie estive di 2-3 °C e una diminuzione delle piogge del 10-20% (IPCC, 2014), gli effetti del cambiamento climatico sono già in corso e saranno particolarmente evidenti nei prossimi anni. Questa regione è perciò particolarmente esposta alla perdita di diversità biologica (Cuttelod *et al.*, 2008).

Se consideriamo la (bio)-diversità come un patrimonio di differenze, di identità e di cultura, la conservazione e la gestione della diversità biologica non ha più soltanto valore scientifico, ma assume anche valore etico e sociale. La diversità a livello di ecosistema determina la varietà di ambienti e quindi di paesaggi presenti sul nostro pianeta. Per questo motivo, assistere/aiutare le specie a sopravvivere nell'areale naturale o in aree con clima a loro più favorevole non è più materia di studio solo di botanici ed ecologi, ma anche di paesaggisti, come sottolinea Gilles Clément (2006) nel “*Manifesto del Terzo paesaggio*”.

Approfondire la conoscenza dei meccanismi che favoriscono l'adattamento consente di capire come potrebbe variare la distribuzione delle specie nei prossimi anni. In questo modo sarà possibile orientare la gestione e la conservazione *in situ* ed *ex situ* delle risorse genetiche, migliorando contemporaneamente la capacità di resilienza ad eventi atmosferici estremi delle popolazioni di alberi forestali e del paesaggio. Conservazione e incremento della diversità specifica sono considerate fondamentali per incrementare la resilienza delle popolazioni ed il mantenimento del paesaggio (Brang *et al.*, 2014). Queste azioni, inoltre, sono in linea con la metodologia suggerita dalla Convenzione Europea del Paesaggio (CEP, 2000) che, in determinate parti del territorio, soggette a condizioni di perdita delle caratteristiche ecosistemiche di partenza, consente l'attuazione di progetti di approccio diverso (dalla tutela alla progettazione totale del territorio), che dovrebbero favorire il mantenimento delle funzioni comuni e multisettoriali del paesaggio: da quelle ecologiche e naturalistiche a quelle ricreative ed economiche.

Partendo da queste considerazioni, la tesi esamina il rapporto tra salvaguardia, gestione e conservazione del paesaggio, secondo le direttive della Convenzione Europea del Paesaggio (CEP, 2000), e conservazione *in situ* ed *ex situ* delle risorse genetiche forestali, ponendosi i seguenti obiettivi: i) stimare quale potrebbe essere il livello di resilienza dell'"ecosistema abete bianco" nei prossimi anni; ii) ipotizzare quali potrebbero essere i cambiamenti a scala di paesaggio, se esso potrà sopravvivere solo alle quote più elevate, dove potrà trovare condizioni ambientali (temperatura e umidità) più idonee; iii) individuare quali interventi potrebbero essere messi in atto per mitigare gli effetti del clima e favorire la conservazione di un ecosistema e di un paesaggio che rappresentano il risultato di una lunga e profonda sinergia tra uomo e natura.

Introduction

Over the last thousand years, in the Alps and Apennines the distribution and extension of *Abies alba* Mill. populations have been strongly influenced by human activities. Silver fir, a tree considered as symbol of meditation and wisdom, has been cultivated by monks and hermits around monasteries and hermitages, initially to defend a life in solitude and contemplation, but subsequently as an economic resource.

Between the XI and XII centuries, some monastic orders, favored the spreading and conservation of silver fir along the Apennines, also codifying cultivation techniques and silvicultural management, that today again are considered sustainable and which allowed the silver fir conservations.

The monks felt the white fir forest as a multifunctional green infrastructure, within which to find protection, inspiration, natural resources. they built hermitages and abbeys In the heart of the forest, that continue to host religious and secular communities. The silver fir forests have become a spiritual and cultural landscape (Pungetti, 2008).

The relationship between monks and forests was a harmonious relationship between environment, productive activities and social needs. Monks developed a strong sense of belonging to the forest, giving it a new identity. These two processes (considered by Norberg-Schulz the basic functions of living) determined the transformation of the living environment, producing landscape (Motta and Garbarino, 2003).

Man has become an element of the ecosystem, creating a new ecological balance and a still recognizable landscape. Indeed, if the initial function of the firsts silver fir forests was essentially to guarantee the spiritual life, the technological qualities of wood and the economic importance of the species led to cultivate of silver fir over a very large area, to create infrastructures and an "Industrial" chain, also involving the local populations. The symbiosis between monks and forests has thus assumed historical, cultural and social value. The activities of Camaldolesi, Vallombrosani, Carthusian, Francescani left visible traces

in traditions, local customs and landscape, helping to define its *genius loci*.

However, after almost 10 centuries of great attention and intensive cultivation, from the second half of the last century the silver fir and its ecosystems along the Apennines are undergoing a slow but inexorable process of erosion, due to the silvicultural techniques adopted (which favor the association with the beech), and of the global changes taking place. As a consequence, the residual *A. alba* populations are increasingly smaller, isolated, sometimes considered marginal compared to the core of the natural range (Central Europe). However the Italian populations represent a reserve of biological diversity, since our Peninsula (together with the Iberian and Balkan ones) has been a refuge area, where the species survived the last glaciations and from which, at the beginning of the Holocene, it migrated to re-colonize the current natural range. For this reason the Italian populations represent a reserve of biological diversity. During their evolutionary history, silver fir populations have undergone different selective pressures respect to central Europe populations (Hampe and Petit, 2005) and still retain part of the variability accumulated in glacial refuges (for this reason they have greater genetic variability), a characteristic considered necessary for adaptation to environmental disturbances, whit biotic and / or abiotic nature, foreseen in a scenario of global change.

in the last century the impact of the anthropic factor on the natural one has been increasing, so much to modify the landscape and to increase the speed of climate change, as underlined by the V Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: "*... human activities are very likely to be the dominant cause of climate change observed since the mid-twentieth century*" (IPCC, 2014). Moreover, the decrease in land use and the reconquered by the forests of mountain and hillside abandoned areas favored the simplification of ecosystems and reduced the complexity of the landscape mosaic (Agnoletti, 2014), decreasing the landscape diversity, considered as "*a mosaic of ecosystems and land uses, that repeats according to a recognizable spatial configuration on a*

more or less extensive area"(Forman and Godron, 1986 in Corona *et al.*, 2011).

Forecasting models on temperature and humidity conditions, indicate in the near future a progressive increase of the isotherms (up to 11 m of altitude per year; IPCC, 2007), which will change the distribution ranges of some species, the cyclicity of seasonal events, as demonstrated by the monitoring of adaptive traits (eg. phenological monitoring), and which will put at risk of extinction some forest populations, especially those of boreal species, if they will not be able to migrate to the north, or to higher altitudes. The observed and expected rapidity of these changes probably will not allow to forest tree species, characterized by long biological cycles, to migrate quickly to areas with a suitable climate for their survival (Diffenbaugh and Field, 2013; Serra-Diaz *et al.*, 2014).

In the Mediterranean basin, a region with a very high biological diversity index and considered for this reason a biodiversity hotspot (Cuttelod *et al.*, 2008), where it is expected an increase of 2-3 ° C in average summer temperatures and a decrease of 10-20% in rainfall (IPCC, 2014), the effects of climate change are already underway and will be particularly evident in the coming years. This region is therefore particularly exposed to the loss of biological diversity (Cuttelod *et al.*, 2008).

If we consider the (bio) -diversity as a heritage of differences, identity and culture, the conservation and management of biological diversity has not only scientific value, but also takes on ethical and social values. Diversity, at the ecosystem level, determines the variety of environments and therefore of existing landscapes on our planet. For this reason, assisting / helping species to survive in their natural range or in areas with more favorable climate, is not only a study matter for botanists and ecologists, but also becomes a topic for landscape designers, as Gilles Clément points out in "*Manifesto of the Third Landscape*" (Clément, 2006).

Deepening the knowledge of adaptation mechanisms allows to understand how the species distribution could change in the next years.

In this way it will be possible to address the management and *in situ* and *ex situ* conservation of genetic resources, improving at the same time the resilience of forest tree populations and landscape to extreme atmospheric events. The preservation and the increase of specific diversity are considered fundamental activities to increasing population resilience and to maintaining the landscape (Brang *et al.*, 2014). Furthermore, these actions agree with the methodology suggested by the European Landscape Convention (CEP, 2000) which, in territories subject to loss of original ecosystem characteristics, allows the implementation of projects with a different approach (from protection to total planning of territory). These projects should favor the maintenance of common and multi-sectoral functions of the landscape: from the ecological and naturalistic to the recreational and economic.

Starting from these considerations, this research examines the relationship between preservation, management and conservation of the landscape, according to the guidelines of the European Landscape Convention (CEP, 2000), and *in situ* and *ex situ* conservation of forest genetic resources and the following objectives are set: i) to assess what could be the resilience level of the "silver fir ecosystem" in the coming years; ii) to suppose what could be the changes at landscape scale if it will be able to survive only at the higher altitudes, where it will find the most suitable environmental conditions (temperature and humidity); iii) to detect which silvicultural activities could be done to mitigate the effects of the climate and to favor the conservation of an ecosystem and a landscape that are result of a long and deep synergy between man and nature.

Capitolo 1 – Diffusione di *Abies alba* e dinamiche climatiche: abete bianco come indicatore di cambiamento climatico

....Li circuli deli rami degli alberi segati mostrano il numero delli suoi anni, e quali furono più umidi o più secchi secondo la maggiore o minore loro grossezza. E così mostrano gli aspetti del mondo dov'essi erano volti; perché più grossi sono a settentrione che a meridio...

Leonardo da Vinci¹

Obiettivo del primo capitolo è l'esame dell'influenza del "fattore clima" sulla evoluzione del paesaggio forestale in generale e della specie *A. alba* in particolare. La diffusione post-glaciale dell'abete bianco (Paragrafo 1.1: Diffusione post-glaciale delle specie forestali e di *Abies alba*) dai rifugi glaciali (Penisole Italiana, Iberica e Balcanica) verso l'attuale areale naturale (Europa centro-meridionale) è cominciato all'inizio dell'Olocene (11.500 cal B.P.). Le analisi palinologiche evidenziano che le oscillazioni climatiche successive, anche se avvenute per periodi più brevi, hanno comunque favorito e/o limitato la sua espansione. La specie ha raggiunto la sua massima diffusione circa 6.500 cal B.P. (Paragrafo 1.2: Espansione dell'areale naturale dell'abete bianco). Nel corso dei 4.000 anni successivi (6.500–2.200 cal B.P. circa) i record pollinici indicano una lenta sostituzione dell'abete bianco da parte dei generi *Fagus* e *Picea* alle quote più elevate, del genere *Quercus* sotto gli 800-900 m di altitudine e di specie legate alla presenza dell'uomo (olivo, castagno e noce) a quote ancora più basse. La contrazione dell'areale di *A. alba* è probabilmente dovuta all'effetto di più fattori: l'impatto delle attività antropiche (pastorizia, incendi, agricoltura), ulteriori cambiamenti del clima, la combinazione di questi

¹. Trattato della Pittura di Lionardo Da Vinci. Tratto da un codice della biblioteca vaticana e dedicato alla Maestà di Luigi XVIII re di Francia e di Navarra. Roma MDCCCXVII, della stamperia de Romanis con Licenza de' superiori: 396

due fattori. Le caratteristiche del legno di abete (leggero, elastico, facile da lavorare) hanno fatto sì che questa specie fosse molto apprezzata in edilizia e per le costruzioni navali già in epoca pre-romana, per cui le abetine sono state tagliate, ma anche piantate in aree dove non erano naturalmente presenti. Per questo motivo areale naturale e artificiale di distribuzione della specie spesso si sovrappongono (Paragrafo 1.3: Distribuzione naturale e artificiale attuale). La contrazione della superficie occupata dall'abete bianco si è accentuata a partire dalla seconda metà del secolo scorso a causa di fenomeni di deperimento ("moria dell'abete bianco"), un insieme di sindromi patologiche accentuate dal ripetersi di periodi di siccità e caldo estremo. La sovrapposizione tra le necessità termiche ed idriche di *A. alba* ed i probabili scenari climatici consentiranno di conoscere la possibile evoluzione nel prossimo futuro dell'ecosistema a cui partecipa l'abete bianco e del paesaggio forestale caratterizzato dalla presenza della specie (Paragrafo 1.4: Scenari climatici e probabili risposte di *A. alba* al cambiamento climatico).

1.1 - Diffusione post-glaciale delle specie forestali e di *Abies alba*

Le foreste², che coprono attualmente il 30% circa della superficie terrestre (FAO, 2010), rappresentano uno dei maggiori serbatoi di biodiversità presenti sul nostro pianeta e forniscono servizi fondamentali per la vita della terra e dell'uomo (FAO, 2010). La loro sopravvivenza è minacciata sia dal cambiamento climatico, che favorisce fenomeni di deperimento, la presenza di nuovi patogeni, aumenta i rischi di desertificazione e gli eventi estremi (inondazioni, gelate tardive, siccità

² Il termine Foresta deriva dal latino medievale *forestis* o *foresta* (etimologia incerta; www.treccani.it/vocabolario/foresta/) o dal latino *foris*. Per secoli è stata considerata un luogo sacro, magico, che ha ispirato miti e leggende, grazie anche ai significati simbolici attribuiti ai diversi alberi. Secondo la definizione FAO (IFNC, 2005), una foresta è un territorio con un'estensione maggiore di 0,5 ha, una copertura arborea maggiore del 10%, con alberi che possono raggiungere un'altezza minima di 5 m a maturità *in situ*.

estiva), sia dalla deforestazione legata alle attività dirette dell'uomo sulla foresta (IPCC, 2012).

Se consideriamo l'Europa, dopo la migrazione delle specie dai rifugi glaciali (localizzati nelle regioni meridionali) verso nord, avvenuta alla fine dell'ultima glaciazione, il paesaggio era rappresentato essenzialmente da foreste, che ricoprivano sia le aree collinari che le pianure. La necessità di pascoli prima e di terreni agricoli poi ha fatto sì che, a partire dal neolitico, la superficie forestale gradualmente diminuisse.

Le foreste, caratterizzate da una minore "dinamicità" rispetto alle coltivazioni agrarie, in parte legata alla lunghezza del ciclo biologico delle specie arboree, possono essere considerate un esempio di percezione sostanzialmente invariata nel tempo. Tuttavia, il paesaggio forestale deriva non solo da processi millenari di adattamento delle specie all'ambiente, ma anche dall'attività antropica che, attraverso le azioni di coltivazione e gestione, ha influenzato la distribuzione e l'estensione delle foreste e con l'introduzione di essenze esotiche, ne ha modificato la composizione. L'uomo, inoltre, è intervenuto sulle componenti fisiche del territorio, contribuendo al processo di stratificazione di elementi di civiltà diverse che si sono succedute nei secoli. I prodotti delle azioni umane volte a migliorare e curare l'ambiente di vita sono diventati essi stessi elementi naturali.

Il paesaggio forestale è, quindi, in continua evoluzione, in quanto frutto della successiva sovrapposizione di componenti naturali (tipo di substrato geologico, morfologia, clima) e antropiche. Non sempre riusciamo a percepire queste trasformazioni fisiche e biologiche, poiché le modificazioni geo-morfologiche e le configurazioni ecologiche che hanno portato al paesaggio attuale hanno richiesto tempi molto lunghi. Tendiamo perciò a considerare il paesaggio statico, una configurazione permanente, sempre uguale a sé stessa (Caravaggi, 2002).

La distribuzione attuale delle foreste è il risultato di processi geologici, ecologici, genetici e antropici che, nel corso di alcune migliaia di anni, hanno portato all'adattamento delle specie ai diversi ambienti (Corona *et*

al., 2011). Tuttavia, Nel corso del XXI secolo la composizione specifica e la consistenza delle foreste potrebbe cambiare in modo consistente. Gli scenari di cambiamento climatico stimano, infatti, per il 2100 un aumento della temperatura rispetto al 2000 variabile tra 1.1 - 2.9 °C (scenario B1) e 2.0 – 5.4 °C (scenario A2) a seconda del livello di emissione dei gas serra (Solomon *et al.*, 2007). Il cambiamento in atto influirà negativamente sulla sopravvivenza delle foreste che, probabilmente, non riusciranno in tempi relativamente brevi ad avere risposte plastiche e ad adattarsi alle nuove condizioni ambientali. La variabilità genetica delle specie forse non sarà sufficientemente ampia per rispondere alla pressione selettiva richiesta da cambiamenti rapidi ed è già possibile rilevare il declino di alcune specie come il faggio nel sud-est dell'Ungheria, o la sua sostituzione con il leccio, specie più tollerante alla siccità, nel nord-est della Spagna. Alcuni ecosistemi saranno perciò destinati ad essere sostituiti da nuovi ecosistemi non endemici (Alfaro *et al.*, 2014).

A scala geografica il clima³ è, infatti, uno dei principali fattori che regolano la distribuzione spaziale delle comunità vegetali. L'adattamento ai limiti termici e al regime pluviometrico delle diverse specie favorisce la variabilità dei paesaggi. Nel mosaico paesaggistico forestale sono facilmente individuabili due elementi: la *treeline*, o limite di crescita degli alberi, e la *timberline*, o limite di crescita della foresta (Figura 1a e 1b). Essi rappresentano barriere biologiche che limitano o impediscono la crescita degli alberi. Il clima (temperatura e precipitazioni) è il fattore che influenza principalmente il passaggio tra foresta e comunità erbacee, ma le attività antropiche (pastorizia,

³ L'Organizzazione Meteorologica Mondiale (WMO, 1992) definisce il clima come la sintesi delle condizioni meteorologiche in una determinata area, ottenute attraverso statistiche di lungo periodo (valori medi, varianza, probabilità dei valori estremi ecc.) delle variabili meteorologiche (temperatura, precipitazioni o vento) di quell'area. L'arco temporale considerato normalmente è di 30 anni (Esposito *et al.*, 2015).

agricoltura, sfruttamento del bosco) possono determinare un abbassamento del limite della foresta.

Treeline e *timberline* possono essere impiegate per studi di tipo paleoclimatico, per conoscere i cambiamenti climatici a scala di decenni o di millenni, per ricostruire la variazione nel passato della distribuzione spaziale e della composizione floristica in regioni più o meno estese e per prevedere come, in uno scenario di cambiamento globale, gli areali delle specie potrebbero variare nel prossimo futuro, considerando che il riscaldamento ipotizzato potrebbe superare le condizioni estreme di temperatura raggiunte nell'Olocene (Tinner e Vescovi, 2007).

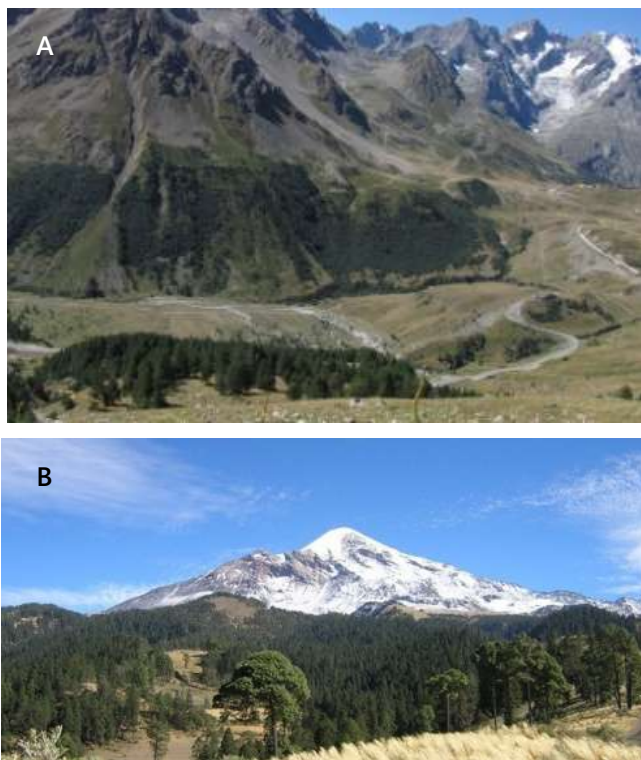


Figura 1.. A: *Treeline* (La foresta della Madeleine. Foto H. Loranger. <http://treelineresearch.com/>); B: *Timberline* (<https://www.google.it/search?q=timberline>)

La distribuzione delle specie che possiamo osservare oggi è il risultato delle oscillazioni climatiche avvenute nel corso del Quaternario (alternanza di periodi glaciali e periodi caldi) e delle vicende biogeografiche che ne sono derivate. La diffusione delle specie forestali presenti nel nostro continente è avvenuta a partire dalla fine dell'ultima glaciazione, la glaciazione di Würm (115.000-10.000 cal B.P.), caratterizzata da clima molto freddo e secco e da vegetazione erbacea, costituita da specie pioniere, tipiche delle steppa fredda (*Artemisia*, *Chenopodiaceae*, *Gramineae*).

Nelle regioni meridionali dell'Europa, dove il clima era più temperato, le prime foreste hanno cominciato a formarsi nel Tardoglaciale⁴ (19.000-11.500 cal B.P.). Il bacino del Mediterraneo e le 3 grandi penisole dell'Europa meridionale (Iberica, Italiana e Balcanica) durante i cicli di glaciazione del Pleistocene sono state aree rifugio per molte specie tipiche della flora europea. Dai rifugi glaciali le specie vegetali sono migrate per ricolonizzare gli odierni areali naturali. Per questo motivo il sud Europa è considerato un importante *hotspot* di biodiversità grazie all'elevato livello di diversità biologica ancora presente (Hampe e Petit, 2005; Petit *et al.*, 2008).

In questa prima fase di espansione delle foreste il limite degli alberi era localizzato più in basso rispetto a quello attuale. Nelle Alpi meridionali i record dei macrofossili indicano che la *treeline* era 1.000-1.500 m al di sotto di quella odierna (Figura 2). L'abete rosso vegetava anche in Italia centrale, mentre il faggio era presente nella Puglia settentrionale e lungo le zone costiere del Lazio (Pignatti, 1997). A sud delle Alpi il limite degli alberi era intorno a 800-1000 m e la timberline a 400-500 m di

⁴ Il termine Tardoglaciale (dall'inglese *Lateglacial*) indica il complesso di eventi che hanno caratterizzato la transizione climatica tra l'ultima culminazione glaciale dell'ultima glaciazione e l'inizio dell'interglaciale attuale, l'Olocene. È un intervallo di circa 8 millenni (19.000-11.500 cal B.P.) nel corso del quale si sono succeduti eventi brevi e bruschi (riavanzata o stazionamento degli apparati glaciali che, comunque, sono diventati sempre più arretrati), che hanno determinato la riduzione dei ghiacciai montani a dimensioni simili a quelle attuali e hanno favorito la diversificazione del paesaggio (Orombelli *et al.*, 2005).

quota (Tinner e Vescovi, 2007). Probabilmente si erano già formati i primi boschi di *Pinus cembra* L., *Pinus sylvestris* L., *Larix* sp. e *Betula* sp. (Hofstetter *et al.*, 2006; Finsinger *et al.*, 2006).

Le temperature estive aumentarono bruscamente (Heiri e Millet, 2005) a partire da 14.500 cal B.P. circa e nel corso di pochi millenni le foreste avanzarono rapidamente in latitudine e altitudine (fino a 1.700-1.800 m s.l.m.). Durante l'interstadio di Bølling-Allerød (periodo caldo-umido datato tra 14.700 e 12.700 cal B.P) cominciarono ad espandersi taxa più termofili sia di latifoglie (appartenenti ai generi *Corylus* sp., *Quercus* gr. *petraea-robur*, *Salix* sp., *Tilia* sp., *Fraxinus excelsior* L. e *Ulmus* sp.) che di conifere, come *Abies alba* Mill. (abete bianco). Le foreste si diffusero sia in Pianura Padana che sui rilievi e si formarono boschi misti di latifoglie e conifere, con dominanza di specie diverse in base all'altitudine e alle caratteristiche edafiche del suolo (ad esempio l'associazione *Pinus sylvestris*-*Betula*-*Larix*-*Quercus* al margine pedemontano lombardo, o *Picea*-*Quercus*-*Tilia*-*Larix* lungo le Prealpi Venete e Friulane, a 1.000 m s.l.m.). Tra 13.500 e 13.000 cal B.P. (prima parte del Tardoglaciale) a sud delle Alpi la *treeline* risalì velocemente ed il limite del bosco era compreso tra 1.800 e 1.900 m s.l.m..

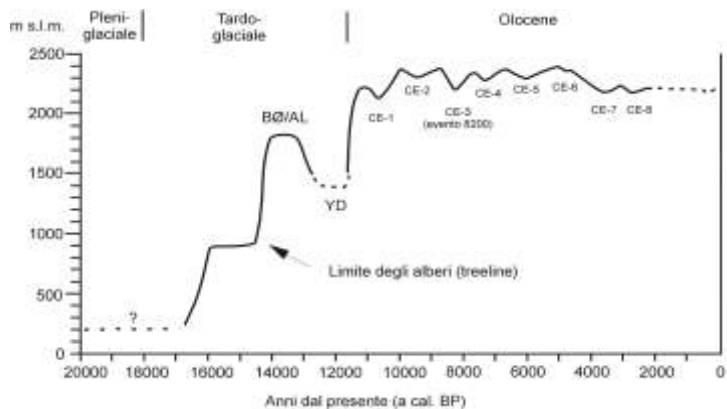


Figura 2. Posizione delle *treeline* nelle Alpi meridionali nel corso degli ultimi 20.000 anni (Tinner e Vescovi, 2007).

P. sylvestris e *Betula* sp. cominciarono a sostituire *P. cembra* (Vescovi *et al.*, 2010b).

Le specie diffuse all'inizio dell'Olocene (11.500 cal B.P. circa) erano simili a quelle attuali (*Fagus sylvatica* L., *Quercus cerris* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Betula pendula* Roth, *A. alba*, *Picea abies* (L.) H. Karst., *Pinus nigra* Arnold, *Pinus mugo* Turra). Il clima freddo aveva favorito la diffusione delle conifere, anche se nei periodi interglaciali che si erano succeduti ciclicamente la composizione delle foreste poteva variare a favore dei boschi di abete bianco, pino mugo, pino silvestre e querce nelle fasi più aride, o faggio nelle fasi più umide. *F. sylvatica* e le latifoglie erano specie molto competitive nei suoli calcarei dell'Appennino.

Record pollinici (Huntley e Birks, 1983), resti fossili e marcatori genetici indicano l'Appennino come uno dei principali rifugi glaciali per molte specie forestali, tra cui il faggio e l'abete bianco (Figura 3a e 3b), due specie che ancora oggi vegetano in consociazione lungo l'Appennino, anche se a quote superiori rispetto a 10.000 anni fa (Konnert e Bergmann, 1995; Hewitt, 2000; Liepelt *et al.*, 2009).



Figura 3a. Areale naturale di *A. alba* (Wolf, 2003).

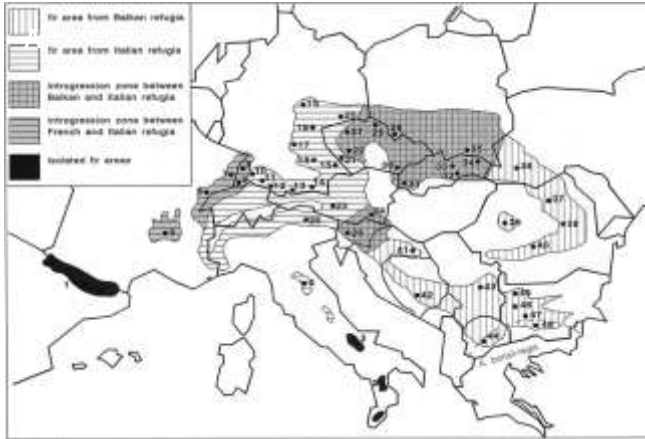


Figura 3b. Rifugi glaciali di abete bianco (Konnert e Bergmann, 1995).

1.2 - Espansione dell'areale naturale dell'abete bianco

L'aumento delle temperature di circa 4-6 °C registrato 11.500 cal B.P. (inizio dell'Olocene), favorì la risalita del limite della foresta di circa 800 m in soli 200-300 anni. *A. alba* dall'Appennino iniziò a colonizzare rapidamente l'Europa centro-meridionale. La specie continuò a migrare per 5.000 anni, fino a circa 6.500 cal B.P. (Vescovi *et al.*, 2010a). Alle quote più elevate l'abete bianco divenne la specie dominante (erano invece sporadiche *P. abies*, *Quercus* sp., *Tilia* sp., *Ulmus* sp. e *Acer* sp.), mentre alle quote più basse formava foreste miste con *Quercus* sp., *Acer* sp., *Tilia* sp., *Ulmus* sp. e *Fraxinus* sp. (Vescovi *et al.*, 2010a). Tra 10.000 e 6.000 cal B.P., sulle Alpi le temperature estive erano di circa 0,8-1,2 °C superiori a quelle odierne e in questo periodo la *treeline* raggiunse probabilmente la posizione più alta, circa 180 m al di sopra di quella attuale (Figura 4; Tinner e Vescovi, 2007).

Nel corso dei 4.000 anni successivi (6.500–2.200 cal B.P. circa) l'espansione dell'areale naturale dell'abete bianco si è arrestata. I record

pollinici evidenziano un andamento sinusoidale regressivo (Figura 5) e una lenta sostituzione di *A. alba* con *F. sylvatica* e *Picea abies* alle quote più elevate e con *Quercus* sp. sotto gli 800-900 m di altitudine (Vescovi *et al.*, 2010b). Le popolazioni di abete bianco cominciano a frammentarsi e a spostarsi verso altitudini inferiori per trovare condizioni climatiche più favorevoli. La specie rimane comunque dominante sia in ambiente subalpino alto-montano (sopra 1.800 m di quota), che lungo tutto l'Appennino fino all'inizio dell'epoca romana.

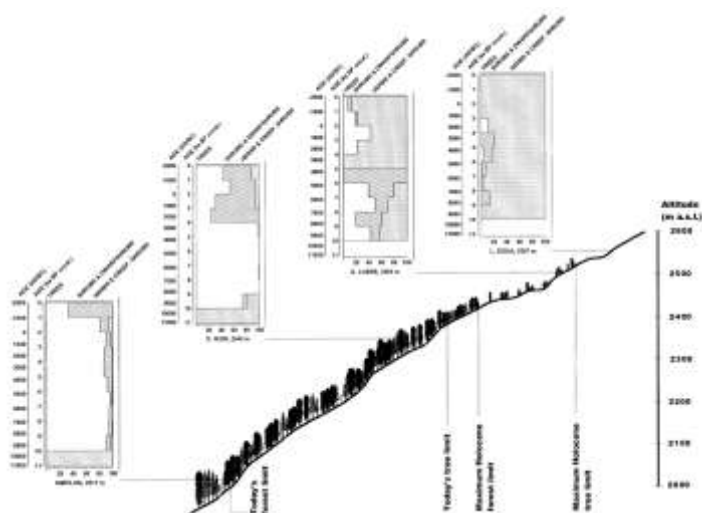


Figura 4. Transetto altitudinale virtuale nelle Alpi centrali svizzere tra 10.000-5.000 cal. BP (Tinner e Vescovi, 2007).

Non sono ancora chiare le cause che hanno determinato il declino dell'abete bianco. Probabilmente esso è dovuto all'azione di più fattori che hanno agito contemporaneamente, quali: ulteriori cambiamenti del clima, l'impatto delle attività antropiche (pastorizia, incendi,

agricoltura), la competizione con il faggio, specie meno sensibile alle variazioni climatiche e alle attività umane (Liepelt *et al.*, 2009).

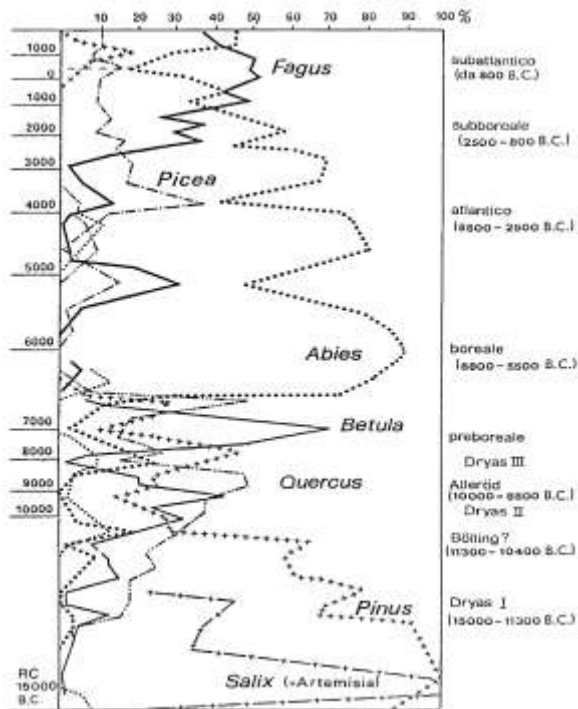


Figura 5. Diagramma dei cicli forestali post-glaciali dell'Appennino tosco-emiliano (da Bertolani-Marchetti, 1986).

Le indagini di Branch e Marini (2014) confermano che la riduzione delle abetine a partire dal medio Olocene coincide con l'inizio dell'attività agricola, come indicato dalla presenza crescente di polline fossile di piante coltivate (soprattutto cereali) nei record pollinici.

La necessità di terreno per le coltivazioni agricole e per i pascoli ha portato all'abbattimento e all'incendio delle foreste che erano cresciute

indisturbate per 10.000 anni. È da questo momento che l'attività antropica inizia ad interagire con i fattori naturali nella definizione del paesaggio.

1.3. Distribuzione naturale e artificiale attuale dell'abete bianco

I dati dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC, 2005; <http://www.sian.it/inventarioforestale>) indicano che in Italia ci sono 68.500 ha di abetine. Le popolazioni più estese e continue sono localizzate lungo le Alpi (rappresentano il 75 % della superficie totale), mentre lungo l'Appennino è possibile trovare nuclei frammentati e di piccole dimensioni, di cui solo alcuni sono di origine naturale (Foto 1). La maggior parte delle abetine (circa 42.500 ha) sono formazioni pure, mentre poco meno di un terzo (circa 24.000 ha) formano boschi misti con latifoglie.



Foto 1. Abetina nel Mugello (FI; foto R. Proietti).

Le caratteristiche tecnologiche del legno di abete bianco (leggero, elastico, facile da lavorare) hanno fatto sì che *A. alba* già in epoca pre-romana fosse una specie molto apprezzata in edilizia e per le costruzioni navali. Per questo motivo le abetine sono state tagliate e successivamente ripiantate sia in aree caratterizzate da condizioni pedoclimatiche idonee alla specie, che in zone dove naturalmente l'abete bianco non era più presente da alcuni millenni. La specie è stata perciò fortemente manipolata dall'uomo, che ne ha modificato la distribuzione naturale ed ha influenzato anche la diversità genetica. L'uomo ha attribuito ad *A. alba* anche significati simbolici e, attraverso le piantagioni artificiali, ha contribuito alla definizione dell'identità dei luoghi e alla formazione di un paesaggio forestale con significato non solo ecologico, ma anche storico e culturale.

Le civiltà che si sono succedute nel bacino del Mediterraneo (Cretesi, Fenici, Greci, Romani) erano civiltà del mare, che hanno utilizzato in maniera intensiva le abetine naturali per le costruzioni navali. Inoltre le foreste sono state tagliate per ottenere nuovi pascoli e terreni agricoli, o distrutte dagli incendi. Tutti questi fattori hanno inciso sulla estensione, sulla frammentazione e sull'erosione degli ecosistemi forestali, relegando molte specie, tra cui l'*A. alba* appenninico, allo stato di specie relitta.

Nonostante le utilizzazioni intensive delle abetine durante l'età imperiale romana, in questo periodo le popolazioni di abete bianco erano ancora una componente importante del paesaggio forestale appenninico ed avevano una buona consistenza anche nell'Italia centro-meridionale (ad esempio in Umbria e in Campania, dove oggi invece è quasi assente), tanto che alcuni autori latini (Virgilio, Plinio, Livio) descrivono la bellezza delle foreste di abete bianco presenti lungo l'Appennino.

La crisi economica e sociale seguita alla caduta dell'Impero Romano e continuata nell'alto Medioevo, ridusse la richiesta di legname da opera. Parte delle abetine vennero abbandonate e si trasformarono in boschi misti, per la diffusione al loro interno di latifoglie (Gallucci e Urbinati, 2014). Molti toponimi derivano e ricordano la presenza di questa specie sia sulle Alpi che in Appennino, anche in località dove oggi la specie

non è più presente (Camerano *et al.*, 2012). In Piemonte *sapé* ricorda la presenza dell'abete bianco, come “nero” o “scuro” sull'Appennino. In Trentino, nella Valle di Ledro, *Cima de l'avèz* o *Spóna de l'avèz* sono fitonimi composti, dove il termine *avèz* deriva dal latino *Abies*. Nello stemma del comune di S. Stefano d'Aveto (GE) tra i simboli è presente anche un abete bianco. Bocca Trabaria sull'Appennino Umbro-Marchigiano probabilmente deriva il suo nome dal latino *trabeae*, trave di abete, come Abetito di Montegallo (AP) sui Monti Sibillini, o Pian dell'Abete e Petina in Campania.

La diffusione di *A. alba* sulle Alpi e in Appennino aumentò nuovamente in modo sensibile dopo l'anno mille, grazie all'opera di alcune comunità monastiche appartenenti all'Ordine Benedettino, come quella dei Camaldolesi e dei Vallombrosani, a quella di istituzioni come l'Opera del Duomo di Firenze e la *Reverenda Fabrica Sancti Petri*, che operarono soprattutto lungo l'Appennino, o alle Repubbliche Marinare. Per rifornire gli arsenali navali la Repubblica di Venezia utilizzò l'abete delle Alpi orientali, mentre la Repubblica di Genova quello dei Monti Aveto e Nero (Ducci *et al.*, 1998). La coltivazione dell'abete bianco continuò in maniera intensa per almeno 8 secoli, per far fronte alle richieste di legname da opera da parte dei grandi cantieri edili aperti tra la fine del Medioevo e il Rinascimento, che portarono alla costruzione del duomo di Firenze e di San Pietro a Roma. Il clima mite registrato tra il IX e il XIV secolo, l'*optimum* alto-medioevale (o periodo caldo medioevale), fece sì che le piantagioni venissero realizzate anche fuori dall'areale naturale dell'abete bianco, in territori con condizioni pedoclimatiche non ottimali per la specie. Inoltre tra il XV e XVI secolo in molti giardini delle tenute nobiliari venivano piantati esemplari isolati o viali di abete bianco. In alcune ville, come quella dei Farnese a Caprarola (VT), venivano realizzati piccoli boschi usando questa specie.

Il lento declino di *A. alba* nell'Italia peninsulare è cominciato nel XVII secolo, per ragioni sia climatiche che antropiche. Tra il XVI ed il XIX secolo, infatti, le temperature sono state particolarmente fredde a causa di una piccola era glaciale. Contemporaneamente, a partire dal XVI secolo, l'aumento demografico rese necessario il taglio delle abetine per

la produzione di legname da impiegare in edilizia e per la costruzioni navali, ma soprattutto determinò l'abbattimento di alcune aree forestali, comprese quelle occupate dall'abete bianco, per ottenere terreni coltivabili e nuovi pascoli. Inoltre parte delle fustaie, vennero trasformate in cedui per la produzione di legna da ardere, favorendo la diffusione del faggio.

Le popolazioni di abete bianco appenniniche cominciarono a frammentarsi, ad essere isolate, a diminuire la propria consistenza. A causa delle utilizzazioni intensive, nella prima metà del 1800 le abetine delle Foreste Casentinesi erano fortemente degradate, tanto che i Lorena chiamarono il botanico boemo Karl Siemon per redigere un piano di riordino. Il "Progetto di stima e manutenzione della Foresta di Camaldoli", realizzato da Carlo Siemoni e Antonio Seeland nel 1835, prevedeva la piantagione di nuovi impianti artificiali di abete in molte zone per ridare vigore alla foresta che, tuttavia, solo parzialmente arrivarono a maturità (Vazzano *et al.*, 2011).

Dopo una fase di utilizzazione intensa delle abetine tra le due guerre, la gestione delle foreste di abete bianco in alcune aree dell'Appennino è stata abbandonata. Molte abetine pure sono diventate formazioni miste con il faggio e hanno difficoltà a rinnovarsi, poiché coorti recenti di rinnovazione sono presenti in chiarie aperte dopo la caduta di alberi adulti per attacchi di patogeni, o a causa di eventi climatici estremi. A questi fattori di criticità si aggiungono i periodi di siccità frequenti negli ultimi anni che, insieme ai picchi di temperatura registrati in estate, hanno determinato una riduzione dell'accrescimento dell'abete bianco (Gallucci e Urbinati, 2009). Di conseguenza la sopravvivenza delle cenosi di *A. alba* non sempre è garantita.

Gli ambiti geografici principali di abete bianco presenti attualmente lungo l'Appennino sono: il ligure-piacentino, il tosco-emiliano, l'abruzzese-molisano e il lucano-calabrese, all'interno dei quali le popolazioni non sempre sono tra loro continue e comunicanti (Gallucci e Urbinati, 2014). La frammentazione dell'habitat, fenomeno frequente nel bacino del Mediterraneo, dovuto sia ai cicli climatici che alla intensa e millenaria attività umana, sta determinando anche l'isolamento

genetico delle popolazioni, con riduzione dello scambio di polline e seme, e l'aumento della marginalità ecologica e geografica di popolazioni che sono già marginali rispetto all'areale naturale di distribuzione (Piotti *et al.*, 2014). La conservazione delle popolazioni forestali periferiche è importante per il mantenimento della biodiversità di una specie. Queste presentano, infatti, caratteristiche genetiche differenti rispetto a quelle della parte centrale dell'areale naturale di distribuzione, dovute alle diverse e più intense pressioni selettive che hanno subito in condizioni ambientali meno favorevoli per la specie (Liepelt *et al.*, 2009; Fady *et al.*, 2016). Inoltre, esse conservano parte della variabilità genetica accumulatasi nel corso delle glaciazioni all'interno dei rifugi glaciali (Piotti *et al.*, 2014).

1.4 - Scenari climatici e probabili risposte di *A. alba* al cambiamento climatico

La storia delle foreste inizia 400 milioni di anni fa (Siluriano superiore e Devoniano inferiore), periodo a cui risalgono i primi esemplari fossili di piante vascolari (Küster, 2009). Nel corso di milioni di anni, grazie a processi di selezione e all'accumulo di una lunga serie di mutazioni, sono avvenuti i processi di speciazione. In questo modo gli alberi si sono lentamente adattati alle oscillazioni climatiche e sono comparse nuove specie, che hanno sostituito quelle precedentemente presenti nelle foreste. L'evoluzione avvenuta durante questo lungo arco temporale ha determinato la diversificazione delle foreste e ha dato una identità al paesaggio.

Il cambiamento climatico in atto, accelerato dalle attività umane, richiede alle specie forestali, caratterizzate da cicli biologici molto lunghi, di mettere in atto strategie di adattamento alle nuove condizioni ambientali. I meccanismi che gli alberi potrebbero utilizzare per far

fronte a questa nuova sfida sono: l'adattamento, la plasticità fenotipica⁵ e la migrazione in altitudine e/o latitudine alla ricerca di condizioni climatiche simili a quelle dell'areale di origine (questa strategia non prevede l'adattamento; Alfaro *et al.*, 2016).

I dati paleobotanici indicano che nel corso dei cicli glaciali le specie vegetali, comprese quelle forestali, sono riuscite a migrare a scale geografiche notevoli (centinaia di metri all'anno), soprattutto attraverso il polline. Tuttavia, in questo scenario di cambiamento, molto rapido, questo tasso di migrazione potrebbe non essere sufficiente (Petit *et al.*, 2008).

Per quanto riguarda l'adattamento, grazie al flusso genico, le specie forestali presentano sufficiente diversità genetica intra-popolazione verso i fattori di stress, organizzata secondo gradienti ambientali, che ha consentito loro di adattarsi e ricolonizzare nuove aree alla fine del periodo glaciale (Alberto *et al.*, 2013). Tuttavia, le popolazioni marginali, se sottoposte a continue condizioni di stress, capaci di causare difficoltà di rinnovazione e riduzione del numero di individui, non saranno in grado di rispondere ai disturbi ambientali, di evolvere e, quindi di adattarsi in poche generazioni (Piotti *et al.*, 2014). Questa condizione è spesso presente ai margini meridionali dell'areale naturale di distribuzione (*rear edge*, es. il bacino del Mediterraneo; Hampe e Petit, 2005), dove le specie si sono conservate nelle fasi glaciali del Pleistocene, ma oggi sono in fase di regressione demografica e rischiano di perdere parte della variabilità genetica necessaria per far fronte al cambiamento delle condizioni ambientali. È questo il caso di alcune conifere e delle popolazioni appenniniche di abete bianco (Liepelt *et al.*, 2009). Ai margini settentrionali dell'areale (*leading edge*), invece, le popolazioni sono più giovani, sono ancora in fase di espansione demografica, hanno maggiore capacità adattativa, soprattutto al freddo e alle gelate tardive (Hampe e Petit, 2005).

⁵ La plasticità fenotipica è la capacità di un genotipo (patrimonio ereditario di un individuo) di produrre differenti fenotipi (caratteristiche fisiche e comportamentali osservabili) in risposta a variazioni ambientali di tipo biotico o abiotico (Forsman, 2015).

La sfida che gli alberi devono affrontare non è legata solo a nuove condizioni climatiche (temperature dell'aria particolarmente elevate e stress idrico), ma anche alla presenza di nuovi patogeni (insetti e funghi), non presenti nel loro areale storico di distribuzione, ma che oggi trovano condizioni ottimali per il loro sviluppo e mancanza di antagonisti naturali. Inoltre il riscaldamento dell'atmosfera e degli oceani causa variazioni del ciclo globale dell'acqua, la riduzione della copertura di neve e ghiaccio, l'innalzamento del livello medio dei mari, cambiamenti nella distribuzione delle temperature e delle precipitazioni. Sono sempre più frequenti eventi climatici estremi, sono previste aree a rischio desertificazione, mentre altre potrebbero essere sommerse dal mare. Tutto questo comporterà e sta già comportando alterazioni non solo alle foreste (IPCC, 2012), ma anche a milioni di persone che dipendono direttamente dalle funzioni dei sistemi ecologici, dalle utilità eco-sistemiche che le foreste forniscono e che favoriscono il benessere degli esseri umani (Dawson *et al.*, 2014; Nelson *et al.*, 2013).

Esistono diversi scenari e modelli previsionali sulle condizioni future di temperatura ed umidità legati alle emissioni di gas a effetto serra. Anche considerando uno scenario di emissioni basse (scenario B1), gli aumenti di temperatura attesi (rispetto alle temperature medie del 1980-1999) varieranno da 1,1 °C a 2,9 °C entro il 2090-2099 (Solomon *et al.*, 2007). Questo aumento comporterà nel prossimo futuro un innalzamento progressivo delle isoterme (fino ad 11 m di altitudine per anno; IPCC, 2007). Secondo le stime dell' Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2014; <http://www.ipcc.ch/>), a partire dalla seconda metà del secolo scorso la temperatura dell'aria è aumentata di 0,13°C per decennio, determinando cambiamenti negli areali di distribuzione delle specie (Gazol *et al.*, 2015). Sta cambiando, inoltre, anche la ciclicità degli eventi stagionali, come dimostra il monitoraggio dei caratteri adattativi, quali quelli fenologici. Dal 1970 la fenologia⁶ delle specie

⁶ La fenologia è la scienza che studia gli eventi biologici ricorrenti nel ciclo vitale di piante e animali, le cause biotiche e abiotiche (ad esempio la temperatura dell'aria) che li determinano e le interrelazioni tra le differenti fasi nella stessa specie o tra specie diverse (Lieth, 1974). Nelle specie vegetali sono eventi fenologici l'apertura delle gemme, la fioritura, la maturazione dei frutti, la caduta delle foglie.

vegetali è, infatti, mediamente anticipata di 2.5 giorni ogni 10 anni (Parry *et al.*, 2007). La variazione dell'inizio e della durata della stagione vegetativa non ha conseguenze solo sulla produttività delle specie, ma anche sull'ambiente, poiché la copertura vegetale ha *feedback* importanti con il sistema climatico (albedo, bilancio energetico, flussi di anidride carbonica; Richardson *et al.*, 2013).

Se consideriamo l'abete bianco le osservazioni palinologiche indicano che fino a 5.000 cal B.P. il suo areale di distribuzione, sia nell'Europa centrale sia in quella meridionale, non coincideva con quello attuale (Vescovi *et al.*, 2010 e 2010b). Infatti *A. alba* è oggi presente in aree fresche e umide (temperature medie del mese di luglio comprese tra 14°C e 19°C; Mayer, 1984; Pignatti, 1997), mentre fino alla prima metà dell'Olocene vegetava in zone con clima più mite (temperature medie del mese di luglio comprese tra 21°C e 25°C).

Esistono diversi studi e modelli di previsione che analizzano la distribuzione nei prossimi anni dell'abete bianco. Partendo da ritrovamenti di polline fossile, Tinner *et al.* (2013) ha ipotizzato l'areale futuro potenziale di *A. alba* rispetto a quello attuale. I risultati di questo studio evidenziano come l'area occupata dall'abete bianco potrebbe espandersi in uno scenario di aumento delle temperature medie, se la piovosità annuale ed estiva rimanesse simile a quella attuale, poiché sarebbe possibile una migrazione della specie nelle zone fito-climatiche calde a svantaggio di quelle freddo-temperate (Figura 6).

Anche Gerosa *et al.* (2013), considerando i modelli climatici elaborati per il 2100 per l'area Alpina, ipotizzano per la Valle Camonica e il Parco dell'Adamello una espansione delle zone fitoclimatiche calde a svantaggio di quelle freddo-temperate (Figura 7). Per questa regione è previsto, infatti, un aumento della temperatura di 3°C e una sensibile diminuzione delle precipitazioni annuali, che determineranno una riduzione degli areali di alcune specie (con rischio di estinzione) a favore di altre.

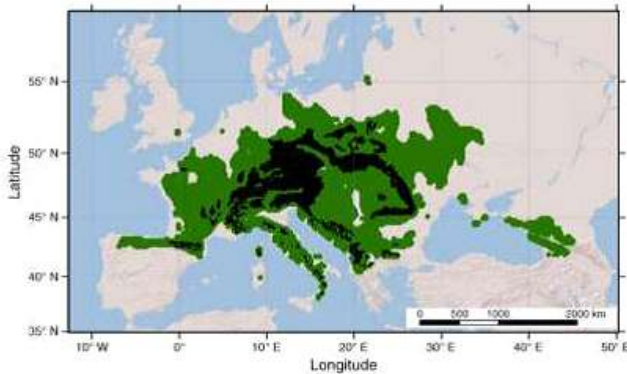


Figura 6. Areale naturale (EUFORGEN, in nero) e potenziale (in verde) secondo Tinner *et al.* (2013).

In base a questa evoluzione climatica Gerosa *et al.* (2013) prevedono per la Valle Camonica e il Parco dell'Adamello un incremento della superficie coperta da abete bianco e faggio, ma anche un aumento della diffusione di *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl., specie mesofila, tollerante della siccità, oggi poco presente in questo territorio (Figura 8).

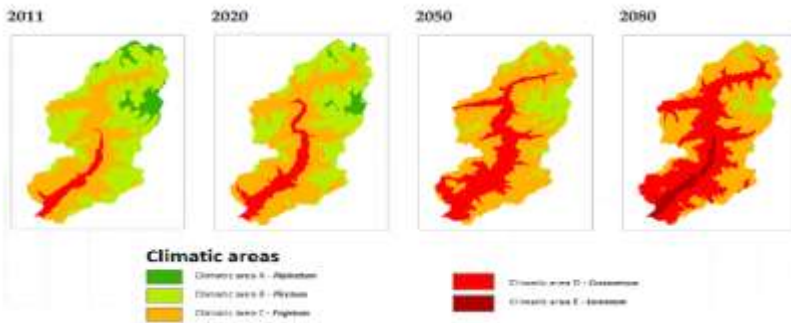


Figura 7. Aree climatiche ipotizzate da Pignatti (2011) per la Valle Camonica e il Parco dell'Adamello dal 2011 al 2080 (in Gerosa *et al.*, 2013).

Questo arco temporale (i prossimi 80 - 90 anni), apparentemente lungo, è invece breve, se consideriamo la capacità di adattamento delle specie forestali che vegetano in ambienti temperati.

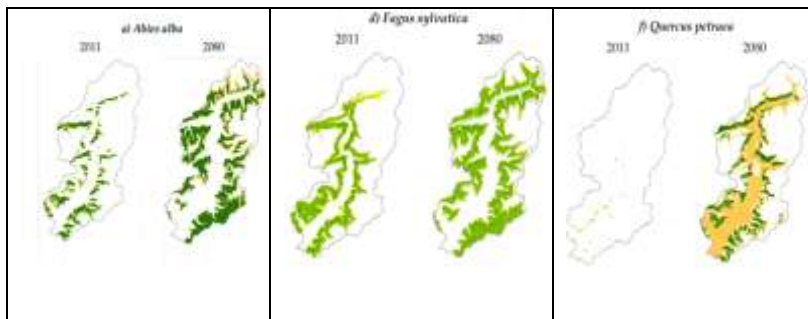


Figura 8. Evoluzione dell'areale di abete bianco, faggio e rovere in Valle Camonica e Parco dell'Adamello dal 2011 al 2080 (Gerosa *et al.*, 2013).

Il cambiamento climatico sta modificando i modelli di crescita delle foreste, ma non avrà gli stessi effetti in tutto l'areale naturale di distribuzione delle singole specie. Infatti, come evidenziato da Gazol *et al.* (2015), che hanno analizzato popolazioni di *A. alba* di Romania, Italia e Spagna, nell'Europa centro-orientale (Romania e Italia settentrionale), dove la piovosità potrebbe non subire cambiamenti sostanziali, l'aumento della temperatura potrebbe favorire l'accrescimento annuale della specie e probabilmente potrebbe determinare anche un incremento delle dimensioni delle popolazioni attuali.

Al contrario le popolazioni più meridionali dell'areale di distribuzione (Spagna e Appennino centro-meridionale) subiranno una severa diminuzione dell'accrescimento, a causa della ridotta piovosità in primavera-estate, o delle gelate tardive in primavera. Di conseguenza in questa parte dell'areale la sopravvivenza della specie è a rischio.

L'indagine condotta da Borghetti *et al.* (2012) sugli impatti del cambiamento climatico sulle foreste italiane, indica un aumento della vulnerabilità per *A. alba* e *F. sylvatica* presenti nella fascia montana della Regione Biogeografia Mediterranea. In particolare l'abete bianco avrà minore capacità competitiva, andrà incontro a perdita di variabilità genetica intraspecifica e ad un rallentamento della dinamica di popolazione. Anche altre specie relittuali presenti in Appennino, come *Taxus baccata* L. e *Ilex aquifolium* L., o *Betula aetnensis* Raf. e *Populus tremula* L. in Sicilia, a causa della riduzione della disponibilità idrica, saranno a rischio di erosione. L'erosione genetica sarà a carico di popolazioni con un alto grado di variabilità genetica intraspecifica, accumulatasi nei rifugi glaciali della Regione Biogeografica Mediterranea. Il cambiamento climatico potrebbe favorire, inoltre, un aumento della diversificazione strutturale delle biocenosi forestali e, quindi, del paesaggio a causa della diffusione di specie aliene, che saranno più competitive e idonee alle nuove condizioni termopluviometriche. In alcuni casi le specie aliene potrebbero diventare invasive ed il loro insediamento potrebbe non solo alterare la composizione specifica di un determinato territorio, ma anche favorire la degradazione degli habitat e causare una diminuzione della consistenza delle specie autoctone e della biodiversità di un ecosistema (<http://www.lifeasap.eu/it/le-specie-aliene>). Alcune specie, storicamente presenti in una determinata area, potranno perdere parte della loro capacità di rinnovazione e potranno così estinguersi insieme alle biocenosi forestali a cui appartengono, con impatti negativi sulle utilità ecosistemiche ad essi collegate.

Partendo da questa considerazione, utilizzando i dati di distribuzione dell'abete bianco dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbono (INFC, 2005; <http://www.sian.it/inventarioforestale>) e il database delle risorse genetiche forestali EUFGIS (<http://www.eufgis.org/>), con un approccio di modellizzazione della distribuzione delle specie (*Species Distribution Modelling*, SDM) è stata ipotizzata la possibile evoluzione al 2050 dell'areale di distribuzione di *A. alba* e delle popolazioni di abete bianco presenti in Italia in uno scenario di *global change*. SDM attraverso un insieme di algoritmi e

predittori ambientali stima il possibile effetto del cambiamento climatico sulla biodiversità e modella le nicchie ecologiche future delle specie (Marchi *et al.*, 2016; Serra-Diaz *et al.*, 2014).

Sono state valutate due traiettorie di cambiamento climatico per il 2050, corrispondenti a RCP4.5 e RCP8.5. Gli RCPs (*Representative Concentration Pathways*) sono quattro traiettorie di concentrazione di gas a effetto serra adottate dall'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) nel V Rapporto di valutazione (ARV, 2014). Essi descrivono quattro possibili scenari climatici futuri (RCP2.6, RCP4.5, RCP6 e RCP8.5), in base al tipo e alla concentrazione di gas a effetto serra emessi nei prossimi anni.

L'elaborazione del modello è stata effettuata con il software ClimateEU e insieme ai dati climatici sono considerati anche quelli vegetazionali. Nelle tabelle 1, 2 e 3 sono riportate le variabili utilizzate per l'analisi statistica.

Tabella 1 – Variabili climatiche calcolate direttamente dal software ClimateEU.	
ClimateEU Acronym	Description
MAT	mean annual temperature (°C)
MWMT	mean warmest month temperature (°C)
MCMT	mean coldest month temperature (°C)
TD	temperature difference between MWMT and MCMT, or continentality (°C)
MAP	mean annual precipitation (mm)
MSP	mean summer (May to Sept.) precipitation (mm)
AH:M	annual heat moisture index $(MAT+10)/(MAP/1000)$
SH:M	summer heat moisture index $((MWMT)/(MSP/1000))$

Nella Figura 9 sono riportati l'areale di distribuzione di *A. alba* attuale e quello stimato al 2050 attraverso le due traiettorie di cambiamento climatico, corrispondenti a RCP4.5 e RCP8.5 elaborate con ClimateEU.

Tabella 2 – Variabili climatiche derivate dal software ClimateEU	
Acronym	Description
DD<0	degree-days below 0°C, chilling degree-days
DD>5	degree-days above 5°C, growing degree-days
DD<18	degree-days below 18°C, heating degree-days
DD>18	degree-days above 18°C, cooling degree-days
NFFD	the number of frost-free days
FFP	frost-free period
bFFP	the Julian date on which FFP begins
eFFP	the Julian date on which FFP ends
PAS	precipitation as snow between August in previous year and July in current year
EMT	extreme minimum temperature over 30 years
Eref	Hargreaves reference evaporation
CMD	Hargreaves climatic moisture deficit

I risultati ottenuti sono comparabili a quelli dell'indagine di Gazol *et al.* (2015) e indicano la quasi totale scomparsa delle popolazioni di abete bianco nell'Appennino centro-meridionale.

Tabella 3 – Variabili climatiche stagionali	
Acronym	Description
TAV_wt	winter (Dec.(prev. yr) - Feb.) mean temperature (°C)
TAV_sp	spring (Mar. - May) mean temperature (°C)
TAV_sm	summer (Jun. - Aug.) mean temperature (°C)
TAV_at	autumn (Sep. - Nov.) mean temperature (°C)
TMAX_wt	winter mean maximum temperature (°C)
TMAX_sp	spring mean maximum temperature (°C)
TMAX_sm	summer mean maximum temperature (°C)
TMAX_at	autumn mean maximum temperature (°C)
TMIN_wt	winter mean minimum temperature (°C)
TMIN_sp	spring mean minimum temperature (°C)
TMIN_sm	summer mean minimum temperature (°C)
TMIN_at	autumn mean minimum temperature (°C)
PPT_wt	winter precipitation (mm)
PPT_sp	spring precipitation (mm)
PPT_sm	summer precipitation (mm)
PPT_at	autumn precipitation (mm)

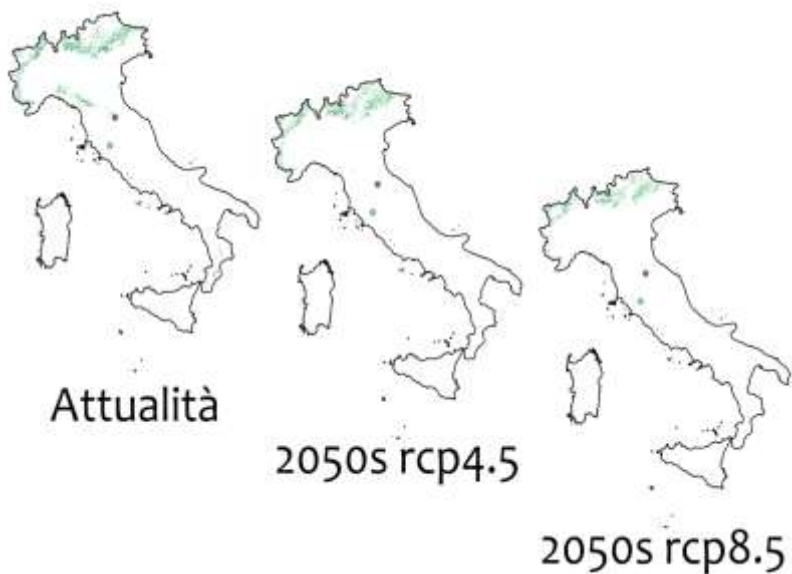


Figura 9 – Areale di distribuzione di *A. alba* attuale e al 2050 stimato attraverso due traiettorie di cambiamento climatico corrispondenti a RCP4.5 e RCP8.5 con ClimateEU.

Di conseguenza, la conservazione nel prossimo futuro del paesaggio forestale caratterizzato dalla presenza di *A. alba* dipenderà in parte dalla messa a punto di metodi di gestione che aumentino la capacità di resilienza di questi soprassuoli rispetto ai fattori di disturbo.

La capacità delle popolazioni forestali di resistere, o comunque di far fronte ai possibili cambiamenti climatici, è legata alla loro capacità di distribuzione. La resilienza degli ecosistemi dipende dal livello di variabilità genetica e di plasticità fenotipica delle popolazioni (Ducci, 2015). È possibile perciò valutare la possibilità di spostare in altitudine o latitudine provenienze di abete bianco con migliore adattabilità a

temperature più elevate, o con maggiore capacità di adattamento allo stress idrico. In questo modo si potrebbe favorire il flusso genico fra popolazioni e incrementare la loro variabilità genetica.

Capitolo 2 – Diffusione di *Abies alba* e dinamiche antropiche: abete bianco come indicatore di cambiamenti storici

Potrai essere abete slanciato in alto, denso di ombra, verdeggiante di frondi, studiandoti di meditare le altissime verità, di contemplare le cose celesti, di far forza con la sommità del vertice alla divina bontà: 'sapiente delle cose dell'alto, non di quelle della terra.

Beato Rodolfo⁷

Quando i frati tagliano legna, [Francesco] proibisce loro di recidere del tutto l'albero, perché possa gettare nuovi germogli. E ordina che l'ortolano lasci incolti i confini attorno all'orto, affinché a suo tempo il verde delle erbe e lo splendore dei fiori cantino quanto è bello il Padre di tutto il creato. Vuole pure che nell'orto un'aiuola sia riservata alle erbe odorose e che producono fiori, perché richiamino a chi li osserva il ricordo della soavità eterna.

Tommaso Da Celano⁸, Vita seconda, cap. CXXIV n.165)

Nel secondo capitolo verrà analizzato il rapporto tra diffusione dell'abete bianco e “fattore antropico”. La distribuzione attuale dei paesaggi forestali è, infatti, il risultato non solo dell'azione di fattori climatici e edafici, ma anche umani. È il prodotto di processi millenari di adattamento all'ambiente e dell'introduzione di specie da parte dell'uomo, di co-evoluzione della comunità locale e del territorio nel quale vive. I boschi e la copertura vegetale hanno contribuito alla eterogeneità del paesaggio e alla definizione dell'identità dei luoghi. Ciò vale in particolare per il paesaggio forestale dove sono presenti le abetine, la cui consistenza e biodiversità è stata fortemente influenzata dall'uomo. La loro evoluzione si intreccia con la storia del

⁷ Beato Rodolfo, quarto priore dell'Eremo di Camaldoli, 1105-1107 (da B. Ignesti, 1944, capitolo 47).

⁸ Tommaso Da Celano, Vita seconda, cap. CXXIV n.165

monachesimo, ed in particolare con la fondazione dei grandi monasteri lungo l'Appennino centrale e meridionale. La scelta dei luoghi dove vennero edificati i primi eremi è stata condizionata dal paesaggio. Gli eremiti attraversando l'Appennino erano particolarmente colpiti e attratti dalla bellezza e dal silenzio che percepivano nelle foreste di abeti secolari (Paragrafo 2.1: I monaci e la foresta). La funzione della foresta era quella di proteggere la vita eremitica. Doveva garantire il più possibile il silenzio e l'isolamento necessari alla contemplazione. Intorno agli eremi la superficie del bosco veniva lentamente ampliata piantando abete bianco, albero simbolo di elevazione spirituale e di meditazione. Se inizialmente la scelta dell'abete era legata essenzialmente a motivi spirituali, in una seconda fase la coltivazione su ampie superfici di questa specie è stata influenzata da motivi economici, visto il maggior valore di mercato dei tronchi di *A. alba* (Paragrafo 2.2: Abete bianco: da simbolo religioso a risorsa economica). I monaci Camaldolesi per 850 anni hanno coltivato l'abete bianco, sostituendo in molte zone dell'Appennino essenze legnose autoctone, soprattutto latifoglie, come il faggio, con questa specie. Essi gestirono in modo lungimirante la foresta, sfruttando le risorse naturali senza alterare nel tempo la consistenza e la bellezza del bosco. Crearono una filiera a carattere "industriale", multifunzionale, infrastrutture per la lavorazione ed il commercio dei tronchi di abete e di altri prodotti legnosi, nella quale coinvolsero le popolazioni locali. Con la gestione sistematica del patrimonio naturale hanno profondamente condizionato la natura dei paesaggi, la qualità degli ambienti naturali e il patrimonio storico-culturale. Per i Camaldolesi il rapporto sinergico tra uomo e foresta è stato molto profondo (Paragrafo 2.3: Il Codice Forestale Camaldolese), tanto che i principi selvicolturali adottati per la coltivazione del bosco non sono stati scritti in un'opera distinta, ma sono stati inseriti nelle *Consuetudines* prima, nelle *Constitutiones* poi e infine nella *Regola*. "Custodire e coltivare" il bosco sono diventati parte integrante dei doveri dei monaci, due termini ricorrenti nella loro vita. Lungo l'Appennino operarono contemporaneamente famiglie religiose diverse (Camaldolesi, Vallombrosani, Certosini, Francescani) e istituzioni laiche (l'Opera del Duomo di Firenze, la Fabbrica di S. Pietro, le Repubbliche

marinare), tutte interessate alla coltivazione dell'abete bianco (Paragrafo 2.4: Influenza dei diversi metodi di gestione forestale sul paesaggio). Esse agirono sulla foresta con un approccio e una sensibilità diverse, applicando differenti metodi di gestione, che hanno lasciato impronte diverse sul paesaggio. Molti toponimi ricordano la presenza nel passato di questa specie e nelle rappresentazioni iconografiche è possibile osservare come la coltivazione dell'abete abbia modificato nel tempo la fisionomia del paesaggio.

2.1 - I monaci e la foresta

I sistemi agricoli, forestali e pastorali hanno “*coscientemente e sistematicamente*” (Sereni, 1961) modificato il paesaggio, influenzando anche la diffusione e la distribuzione delle specie.

Se consideriamo l'abete bianco in Appennino, insieme al clima, il cambiamento di uso del suolo avvenuto negli ultimi 5000 anni è stato l'altro fattore che ha condizionato il suo areale naturale, la sua diffusione e il paesaggio forestale. Le analisi palinologiche evidenziano, infatti, come nell'Appennino settentrionale si sia verificato contemporaneamente un aumento sensibile della frequenza di polline di specie coltivate (cereali, ma anche olivo, noce e castagno) e di specie utilizzate per la produzione di legna da ardere (prevalentemente il faggio, ma anche le querce), più tolleranti ai disturbi antropici, e una diminuzione del polline di abete (Vescovi *et al.*, 2010a; Figura 10).

A. alba, dopo aver sostituito in Appennino specie post-glaciali come il pino silvestre, e/o il pino mugo e la betulla, è stato coltivato per secoli su ampie superfici, per le caratteristiche del legno, leggero, elastico, facile da lavorare. I Romani hanno impiegato grandemente l'abete bianco, tanto che Marco Vitruvio Pollione nel “*De architectura*” (II Libro, Cap. IX; 15 a.C.) descrive non solo l'uso dei diversi legni nelle costruzioni, ma anche le diverse caratteristiche qualitative del legno ottenuto da

popolazioni di abete bianco localizzate lungo il versante tirrenico o adriatico dell'Appennino.

Alla caduta dell'Impero romano d'Occidente (476 d.C.) la consistenza delle foreste europee, dopo un lungo periodo di sfruttamento, era notevolmente ridotta e anche l'abete bianco aveva progressivamente perso il ruolo di specie dominante.

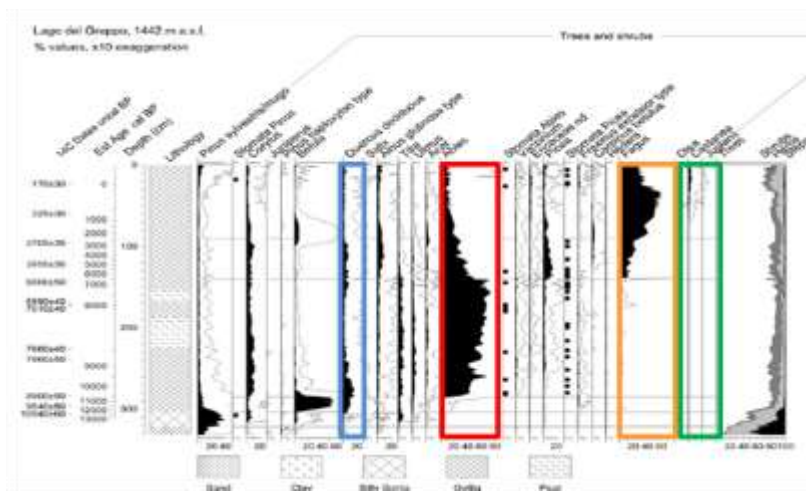


Figura 10. Diagramma pollinico degli ultimi 15.000 anni per l'area di Lago del Greppo (PT, Appennino settentrionale): Abete bianco riquadro rosso, faggio arancione, querce decidue blue, olivo, castagno e noce verde (da Vescovi *et al.*, 2010a, modificato).

Nel corso dell'Alto Medioevo la situazione politica instabile, la crisi economica, il peggioramento delle condizioni climatiche (il periodo tra il VI e VIII sec. è definito Piccola età Glaciale alto-Medievale, con temperature medie annuali inferiori di 1 - 1,5°C rispetto a quelle attuali) favorirono l'abbandono di molte aree rurali e/o urbanizzate e trasformarono profondamente il paesaggio. I boschi cominciarono a ricolonizzare le zone pianiziali e collinari, dove erano state

ridimensionate o quasi completamente eliminate dall'agricoltura, dal pascolo, dal taglio per la produzione di legna da ardere (Küster, 2009). In Europa, intorno all'anno mille, prevaleva il paesaggio dell'incolto, con grandi spazi silenziosi, privi di abitanti, dove le foreste erano cresciute indisturbate.

Se fino al VI secolo d.C. le attività antropiche e le vicende climatiche avevano contribuito alla riduzione dei boschi di abete, a partire dall'XI secolo, in alcune aree dell'Appennino la sopravvivenza di *A. alba* è stata favorita dalla presenza dell'uomo e dalla gestione forestale di monaci Camaldolesi, Vallombrosani, Certosini, che istaurarono un rapporto simbiotico con la foresta e in particolare con la foresta di abete bianco (Foto 2, 3, 4, 5).



Foto 2. L'Eremito di Camaldoli (AR).
(<http://teleturria.it/articolo/978-il-richiamo-della-foresta-di-camaldoli>)

Un rapporto particolarmente intenso è stato quello tra monaci Camaldolesi e foresta. Per questa congregazione “*coltivare e custodire*” la foresta era parte integrante delle *Constitutiones*.

I Monaci di San Romualdo (fondatore dell'eremo di Camaldoli nel 1012), di San Giovanni Gualberto (fondatore della Congregazione vallombrosana nel 1038), di San Bruno (fondatore dell'Ordine dei certosini e della certosa di Serra San Bruno nel 1091) nel corso di 8 secoli, hanno creato una “filiera” forestale multifunzionale e sostenibile (Urbinati e Romano, 2012), nella quale coinvolsero le popolazioni locali. La coltivazione principalmente dell'abete bianco ha consentito lo sfruttamento delle risorse naturali, cambiando la composizione floristica e favorendo lo sviluppo socio-economico del territorio, ma ha conservato l'ambiente e la capacità di resilienza dell'ecosistema. La gestione dei monaci ha lasciato tracce visibili non solo nelle tradizioni e negli usi locali, ma anche nel paesaggio attuale.



Foto 3. L'Abbazia di Vallombrosa (FI). (<http://www.libertaciviliimmigrazione.dlci.interno.gov.it/fondo-edifici-culto/le-chiese/abbazia-santa-maria-assunta-vallombrosa-reggello-firenze>)

Come era già avvenuto nel corso dell'Alto medioevo, i *monasterium* che si rifacevano alla Regola di S. Benedetto (480 - 547 d.C.), anche dopo l'anno mille, continuarono a rappresentare una istituzione spirituale e

culturale, che contribuì anche allo sviluppo socio-economico delle aree agricole e marginali appenniniche e alla definizione del paesaggio rurale attraverso il dissodamento, il disboscamento, la bonifica e la messa a coltura di terreni abbandonati.



Foto 4. La Certosa di Chiusa Pesio (CN).
(<http://www.comune.chiusadipesio.cn.it/>)

Le numerose abbazie e monasteri fondati lungo le principali vie di comunicazione e nei centri urbani non furono solo centri spirituali, ma diventarono luogo di aggregazione, di cultura, di comunione sociale. I monaci consideravano il lavoro una occasione di crescita per il singolo e per la comunità e, pur nel reciproco riconoscimento dei rispettivi ruoli sociali e culturali, migliorarono le condizioni di lavoro delle popolazioni, favorendo la diffusione della mezzadria.

Le biblioteche e i laboratori diventarono centri di ricerca e di sperimentazione; che consentirono la messa a punto di tecniche innovative e partecipate per la gestione e l'utilizzazione delle aree agricole e forestali e per la trasformazione dei prodotti. I monaci

costruirono ospedali, ospizi e orfanotrofi, che diventarono punti di riferimento per le popolazioni locali e luoghi di arrivo per pellegrini e viandanti. Grazie alla loro attività venne rivitalizzata l'economia di aree montane e collinari marginali, ma anche delle pianure fertili ormai abbandonate e ridotte alla sussistenza (Romano, 2010).



Foto 5. La Certosa di Serra San Bruno (VV).
(<https://www.autostradadelmediterraneo.it/itinerari-la-via-della-fede>)

Questo processo di trasformazione venne favorito anche dal miglioramento delle condizioni climatiche avvenuto fra il X ed il XII secolo (Periodo Caldo Medievale), continuato secondo alcuni autori fino al XIV secolo. L'aumento delle temperature (temperature medie annuali superiori di 1,5-2°C rispetto a quelle attuali) determinò l'innalzamento del limite dei ghiacciai e l'apertura di nuovi passi e vie di comunicazione sulle Alpi. Il miglioramento delle condizioni di vita favorì l'aumento demografico e rese necessario il taglio del bosco per far fronte alla crescente richiesta di terreni agricoli, pascoli e legname. La coltivazione dei cereali si spinse a quote più elevate sia nelle zone alpine che appenniniche.

Nei primi decenni dell'XI secolo, in Italia e in Europa, la fondazione di molte abbazie nel cuore di foreste secolari avvenne come risposta alla crisi di valori di una società in forte cambiamento. Alcuni religiosi lasciarono le comunità monastiche, di tipo cenobitico, per scegliere la vita eremitica, nel desiderio di recuperare i principi evangelici delle origini. Questa scelta fu poi seguita anche da molti laici.

La decisione di farsi anacoreta, di lasciare quindi la città e di ritirarsi dalla società per vivere una vita solitaria, nella povertà assoluta, dedicandosi alla preghiera e alla contemplazione, veniva considerata una scelta necessaria per poter ascoltare, nel silenzio, la parola di Dio. La foresta, considerata sin dall'antichità luogo sacro, della memoria, capace di ispirare suggestioni metafisiche, motivazioni di vita, tensioni morali, sostituì il deserto dell'Egitto, della Palestina e della Siria dove, all'inizio del cristianesimo (III-IV secolo d.C.), avevano vissuto la loro esperienza ascetica i primi eremiti, i Padri del deserto. Nella solitudine della foresta, attraverso il contatto con la natura, gli eremiti poterono compiere la loro esperienza di rinnovamento spirituale e morale.

La scelta dei luoghi dove vennero edificati i primi eremi è stata suggerita dal paesaggio. *“Esistono luoghi che scuotono l'anima dal letargo, immersi nel mistero, prescelti per l'eternità, per essere sede dell'emozione religiosa”* (Maurice Barrés, in Roger, 2009). Secondo Roger (2009), il potere di questi luoghi deriva dalla cultura, dall'arte che attraverso lo sguardo dell'osservatore può trasformare il paese in paesaggio. S. Romualdo (953-1027), attraversando l'Appennino centrale rimase particolarmente colpito e attratto dalla bellezza e dal silenzio che percepì nel bosco intorno a Camaldoli (AR), tanto che scelse la radura di “Campo Amabile”, circondata da una foresta di abeti secolari, per la costruzione delle prime celle dell'eremo (Figura 11 a e 11 b). La stessa sensazione venne provata da San Giovanni Gualberto (995-1073) quando, partito dall'eremo di Camaldoli, attraversò le Foreste Casentinesi e arrivò tra gli abeti bianchi e i faggi di Vallombrosa (FI), dove decise di fondare la propria abbazia. Anche San Bruno descrisse il paesaggio delle Serre Calabresi come un luogo silenzioso, immerso nella natura, ideale per edificare la certosa dove trascorse gli ultimi dieci

anni della sua esistenza e dove ancora nelle foreste circostanti sono presenti abeti bianchi monumentali, di notevoli dimensioni, tra cui l'abete bianco più grande d'Europa.



Figura 11a. Iconografia dell'eremo di Camaldoli dagli *Annales Camaldulenses* (Mittarelli e Costadoni, 1755-1773)



Figura 11b. Veduta del Monastero di Camaldoli; (Fontana - In *Viaggio pittorico della Toscana*, 1801-1803)

Spesso, come a Camaldoli o a Vallombrosa, l'area scelta per l'edificazione degli eremi era circondata da un nucleo di abete bianco, albero simbolo di elevazione spirituale e meditazione. Gli altissimi tronchi di abete (Foto 6), allineati gli uni agli altri, ricordavano le navate di una chiesa (Foto 7), erano slanciati verso il cielo e contemporaneamente avevano le radici nel sottosuolo, rappresentavano

un collegamento tra la terra ed il cielo (tra l'uomo e Dio). La funzione della foresta era essenzialmente quella di proteggere la vita eremitica,



Foto 6. Abete secolare della Corona degli Abeti dell'Eremito di Camaldoli (AR; foto R. Proietti).

poiché doveva garantire il più possibile il silenzio e l'isolamento necessari per la vita contemplativa. Per questo motivo la superficie forestale intorno agli eremi veniva lentamente ampliata grazie a donazioni e acquisti di terreni.



Foto 7. Abetina intorno all'Eremito di Camaldoli (Foto R. Proietti)

2.2 - Abete bianco: da simbolo religioso a risorsa economica

Se inizialmente la scelta di coltivare l'abete bianco intorno a eremi ed abbazie è stata legata essenzialmente a motivi spirituali, in una seconda fase la coltivazione della specie su superfici sempre più estese è stata influenzata da motivi economici poiché, per le caratteristiche tecnologiche del legno, il valore di mercato dei tronchi di *A. alba* era decisamente superiore rispetto a quello di altre specie forestali presenti in Appennino.

Da queste considerazioni è iniziata la lenta ma continua trasformazione del paesaggio forestale, con la sostituzione del bosco misto di abete e faggio con abetine pure, strutture coetanee, con rinnovazione artificiale, trattate a taglio raso. Abete bianco e monaci hanno reciprocamente contribuito alla loro storia e sopravvivenza all'interno dell'Appennino.

Attraverso la coltivazione estensiva di *A. alba* l'uomo è diventato un elemento dell'ecosistema foresta, favorendo nel tempo la formazione di un nuovo equilibrio ecologico e di un paesaggio ancora oggi riconoscibile.

Ai piedi delle Alpi e nelle aree interne dell'Appennino l'opera dei monaci fu fondamentale per indirizzare la trasformazione del territorio. La loro presenza capillare e la gestione sistematica del patrimonio naturale hanno profondamente condizionato la natura dei paesaggi, la qualità degli ambienti naturali e il patrimonio storico-culturale. Nella Valle del Pesio (CN) i Certosini, a partire dal 1173, hanno modificato le tecniche colturali agricole e con esse hanno dato una nuova forma al paesaggio. Per secoli, infatti, i monaci hanno implementato un modello di coltivazione che prevedeva piantagioni di castagno da frutto alle quote più basse, di faggio per la produzione di legna da ardere alle medie altitudini, di abete bianco per la produzione di legno da opera alle quote più elevate e nelle zone interne delle vallate (Motta e Garbarino, 2003; Garbarino *et al.*, 2014). Questo modello venne replicato intorno alle numerose certose e abbazie (Foto 8) edificate nel nostro Paese e in Europa a partire dall'XI – XII secolo. Se consideriamo ad esempio la Congregazione Camaldolese, dal 1012 al 1520 i siti da loro fondati o riformati in Italia sono stati 202 (26 eremi e 176 monasteri; Di Pietro e Romano, 2013), dislocati in 13 regioni (la maggior parte sono concentrati tra Toscana ed Emilia Romagna; Figura 12).

Nell'Appennino Tosco-emiliano operarono contemporaneamente ordini monastici diversi (Camaldolesi, Vallombrosani e Francescani) e enti diversi (Opera del Duomo di Firenze, Fabbrica di S. Pietro, le Repubbliche marinare di Pisa e Livorno), tutti interessati alla coltivazione dell'abete bianco e alla produzione di travi per le costruzioni di edifici pubblici (basiliche, chiese, palazzi) e alberature navali. Essi hanno però lasciato impronte diverse sul paesaggio, perché hanno operato sulla foresta con un approccio e una sensibilità diverse.

La gestione dei Francescani a La Verna (AR) ha considerato soprattutto l'aspetto spirituale della foresta, conservando il bosco più o meno intatto nei secoli. I frati tagliavano soltanto gli alberi meno vigorosi, quelli

morti, o diradavano le aree più fitte di alberi per favorire la rinnovazione del bosco. In questo modo potevano soddisfare le necessità del convento



Foto 8. Alternanza di castagno da frutto, abete e faggio a Camaldoli (AR; foto R. Proietti).

(legna da ardere e legname per la manutenzione degli immobili) e delle popolazioni che vivevano nei territori circostanti. I Francescani, a differenza dei monaci che si ispiravano alla regola benedettina, non avevano una tradizione agricolo-forestale e, seguendo gli insegnamenti del loro fondatore, vivevano di elemosina e non avevano perciò bisogno di gestire la foresta per produrre un reddito. Essi non praticavano una coltivazione intensiva, poiché dovevano ottenere solo il minimo necessario per l'autoconsumo. Applicavano tecniche vicine alla selvicoltura naturalistica, utilizzando il taglio saltuario e mantenendo la struttura della foresta disetanea, con composizione specifica mista.

L'abeto bianco e il faggio erano le specie principali, ma venivano mantenute altre specie accessorie (acero, olmo, frassino, tiglio).



Figura 12. Distribuzione dei siti camaldolesi georeferenziati in Italia dal 1012 al 2012 (da Di Pietro e Romano, 2013).

La gestione dei campi e della foresta doveva mantenere in parte la natura e il paesaggio inalterati, così come erano stati creati, favorendo in questo modo un contrasto armonico tra “domestico” e “selvaggio”, tra campi coltivati e pascoli, faggeta evoluta a ceduo, abeti secolari e bosco misto (Borchi, 2014). Nel tempo, inoltre, il monte della Verna divenne sacro e i singoli luoghi dovevano essere conservati così come erano in origine per mantenere viva la memoria di San Francesco.

La Foresta intorno al Santuario della Verna (AR) è perciò ancora oggi una foresta mista (Foto 9), dove l'abete continua a vegetare in consociazione con il faggio ed altre latifoglie (acero, frassino), dove è possibile trovare alberi di notevoli dimensioni e dove l'alternanza tra seminativi, pascoli e bosco è molto simile al paesaggio del XIII secolo.



Foto 9. La foresta intorno al Santuario della Verna (AR; foto R. Proietti).

A Camaldoli (AR) i monaci, dopo una prima fase di gestione conservativa della foresta, dove i tagli erano volti a soddisfare essenzialmente l'autoconsumo, arrivarono alla consapevolezza della valenza economica dell'abete bianco e quindi alla sua coltivazione intensiva. Ma anche in questa seconda fase il bosco ha mantenuto la sua sacralità.

Quella dei monaci è stata una gestione lungimirante e conservativa, che è andata ben oltre le esigenze del momento, perché lo sfruttamento delle risorse naturali non doveva alterare nel tempo la consistenza, la bellezza e la sacralità della foresta. Seguendo la regola benettina dell’*”ora et labora”*, con la loro attività i Camaldolesi hanno contribuito a definire il *genius loci* di un intero sistema territoriale, poiché hanno coltivato e rinnovato le cenosi forestali, hanno realizzato infrastrutture per la lavorazione ed il commercio dei tronchi di abete, degli altri prodotti legnosi e non legnosi, hanno interagito con gli abitanti dei luoghi vicini ai monasteri, garantendo loro lavoro e condizioni di vita migliori rispetto a quelle offerte dalla Compagnia dell’Opera del Duomo di Firenze.

I monaci curarono la foresta e la comunità ed assunsero un ruolo da protagonista responsabile nella formazione del paesaggio prima e nella conservazione del suo valore economico e sociale poi.

Vallombrosa (FI) e i monaci Vallombrosani sono un altro esempio di coltivazione intensiva dell’abete bianco (Figura 13). Anche questa congregazione fu molto attenta a definire regole per la coltivazione dei terreni agricoli e la gestione delle foreste. Vallombrosa, dove nel 1869 è stata fondata la prima scuola forestale, “Il Regio Istituto Forestale”, è storicamente considerato il luogo dove si è sviluppato ed evoluto il pensiero forestale e la selvicoltura italiana.

Già nel 1350 l’abate Flammini riconosceva il ruolo della foresta nella regimazione delle acque piovane (Ciancio e Nocentini, 2016) e gli scritti dell’Abate Fornaini sulla coltivazione dell’abete (1804) e sulla gestione delle foreste (1825) sono considerati dal Pavari (1938) all’avanguardia in Europa, vista la qualità delle fustaie di abete bianco gestite dai monaci.

Come i Camaldolesi, anche i Vallombrosani contribuirono allo sviluppo socio-economico e culturale del territorio. L’abbazia fu un importante centro educativo, dove vivevano monaci studiosi di botanica, astronomia, matematica, meccanica, idraulica, meteorologia e lo stesso Galileo Galileo frequentò gli studi secondari a Vallombrosa.



Figura 13. Vallombrosa in una stampa del XVIII secolo.

I monaci con la propria attività hanno inciso profondamente sul territorio intorno a Vallombrosa e hanno contribuito alla formazione del paesaggio attraverso la sostituzione dei boschi misti con abetine pure, la realizzazione dei vivai forestali per l'allevamento dei semenzali impiegati per i reimpianti (in alcuni anni era necessario produrre almeno 20.000 piantine), l'applicazione di tecniche selvicolturali innovative (es.: il taglio a raso), la costruzione di infrastrutture per la trasformazione dei prodotti legnosi e del sottobosco (segheria idraulica, mulino ad acqua).

2.3 - Il Codice Forestale Camaldolese

Per i Camaldolesi il rapporto sinergico tra uomo e foresta è stato ancora più profondo, tanto che i principi selvicolturali adottati per la coltivazione del bosco non hanno costituito un capitolo distinto, ma sono stati scritti all'interno delle *Consuetudines* prima, delle *Constitutiones* poi e infine della *Regola* e sono diventati parte integrante dei doveri dei monaci. Perché “*custodire e coltivare*” il bosco era considerato un compito affidato dal Creatore all'uomo ed era necessario per salvaguardare la solitudine richiesta per la meditazione. La coltivazione della foresta assunse, quindi, un significato teologico. Il legame tra

foresta e vita eremitica era talmente forte che ai monaci dovevano appartenere le virtù dei 7 alberi (Foto 10) descritte nella Bibbia dal Profeta Isaia (Isaia, 41, 19 – 20⁹). Il cedro del Libano (purezza e rettitudine d’animo), il biancospino (rigenerazione e risurrezione),



Foto 10. Porta di ingresso dell’eremo di Camaldoli (AR). Nei riquadri della porta sono descritte le virtù dei 7 alberi del profeta Isaia (Foto R. Proietti).

l’olivo (pace), il mirto (temperanza), il bosso (umiltà), il castagno (inno a Dio) e l’abete bianco (meditazione; Foto 11) diventano simboli delle

9 Libro del Profeta Isaia, cap. 41: 19-20: “*Pianterò cedri nel deserto, acacie, mirti e ulivi; porrò nella steppa cipressi, olmi insieme con abeti; perché vedano e sappiano, considerino e comprendano a un tempo che questo ha fatto la mano del Signore, lo ha creato il Santo di Israele*”.

virtù alle quali i monaci camaldolesi dovevano aspirare e improntare la propria vita (Romano, 2010). L'abete bianco che, per la forma e le dimensioni che può raggiungere, simboleggia l'elevazione spirituale, diventerà per eccellenza il simbolo dei monaci.



Foto 11. Le virtù dell'abete bianco. Scritta sulla porta di ingresso dell'eremo di Camaldoli (AR; Foto R. Proietti).

A partire dalle *Constitutiones* di Gerardo (1278-1279) le disposizioni per la cura del bosco e il ruolo dei monaci nella sua gestione diventano più organiche e tecniche. L'aumento demografico e la nascita dei comuni aumenta la richiesta di legname di abete bianco e diventa necessario istituire la figura di un monaco responsabile della cura dei semenzali e delle piantagioni. Diventa necessario istituire anche un libro per la registrazione delle autorizzazioni dei tagli delle abetine e dei proventi ottenuti con la vendita ai privati dei tronchi di abete bianco. Vengono infine definite punizioni severe (fino alla scomunica) per chi, senza autorizzazione, avesse tagliato abeti (Cacciamani, 1965, in Romano, 2010).

La richiesta crescente di tronchi di abete obbliga anche i comuni intorno all'eremo a legiferare riguardo alla cura e alla gestione delle abetine.

Tutta la comunità partecipa a questa attività, è attenta alla conservazione della foresta e tra il XIV ed il XV secolo viene creata una organizzazione commerciale per la vendita del legname. Lungo il fiume Arno, inoltre, vengono create una serie di infrastrutture per il trasporto e lo stoccaggio dei tronchi, chiamati “porti”, come a Poppi e a Pratovecchio (AR; Figura 14) e nel 1458 al monastero di *Fontebono* a Camaldoli viene costruita la prima segheria idraulica, che rimarrà operativa fino al 1943.

All’inizio del XVI secolo la coltivazione dell’abete bianco avviene in tutto il territorio intorno all’eremo di Camaldoli (AR) e l’economia del Casentino è per gran parte basata sul commercio del legno di abete. Il Priore, Paolo Giustiniani (1476-1528), avverte la necessità di scrivere una Regola, la *Eremiticae vitae regula a Beato Romualdo Camaldulensibus Eremitis* (1520), nella quale vengono inseriti i principi selvicolturali che devono guidare la gestione della foresta, componente essenziale della vita dei monaci. Le norme di gestione della foresta scritte nella Regola del Giustiniani, nota anche come “*Codice forestale Camaldolese*”, derivano da una esperienza di coltivazione e da un rapporto spirituale con il bosco che ormai va avanti da quasi 5 secoli.

I principi selvicolturali presenti nella Regola devono aiutare il monaco nella coltivazione delle abetine e questa attività deve essere un mezzo di perfezionamento della vita spirituale.

La Congregazione Camaldolese del XVI secolo ha bisogno di una gestione efficiente del patrimonio boschivo, perché deve affrontare la concorrenza economica di altri grandi proprietari che operano sullo stesso territorio, come l’Opera del Duomo di Firenze, ma che gestiscono le abetine confinanti con metodi meno attenti alla conservazione e alla sopravvivenza del bosco. Non basta più conservare o incrementare la superficie delle abetine per difendere la vita monastica. Dalla coltivazione dell’abete bianco deriva gran parte del reddito necessario per il mantenimento dell’eremo e del monastero. Il bosco non è più solo un luogo dello spirito, ma è diventato una risorsa economica.

L'organizzazione forestale è molto avanzata e poteri e competenze direttive, amministrative e di cantiere sono ripartite tra diverse figure. Un ruolo molto importante è quello del custode della foresta, la “*guardia degli abeti*”, al quale spettano licenze e deroghe particolari per poter svolgere al meglio il proprio lavoro. Nel *Codice* vengono descritte le tecniche vivaistiche per la produzione dei semenzali, i tipi di taglio, le disposizioni per gli usi collettivi, la martellata delle piante destinate al taglio, le punizioni e le sanzioni previste per le trasgressioni e per i danni arrecati al bosco.



Figura 14. Fodero di tronchi trasportati in Casentino lungo il corso del fiume Arno (Romano, 2010).

La parte più importante della foresta rimaneva la “*Corona degli abeti*”, l’abetina che circonda l’eremo e che segna il passaggio tra la vita monastica e quella secolare, dove è possibile tagliare soltanto alberi completamente secchi. Una macchia di circa 1.200 ha, simbolo

dell'eremitismo, che lascia una impronta molto importante sul paesaggio (Foto 12).

La gestione delle abetine di Camaldoli da parte dei Monaci è continuata seguendo le stesse regole selvicolturali fino all'unità d'Italia e dal 1866 le proprietà della Congregazione Camaldolese sono diventate patrimonio dello Stato. La legge n. 535 del 29 dicembre 1901 ha definito la Foresta di Camaldoli una "stazione climatica e turistica", dove non è possibile lo sfruttamento economico del bosco, che va gestito per "conservare l'integrità del paesaggio". Dal 1993 Camaldoli è riserva naturale statale e fa parte del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna.



Foto 12. La corona degli abeti intorno al monastero di Camaldoli (AR; Foto R. Proietti).

2.4 - Influenza dei diversi metodi di gestione forestale sul paesaggio

Il passaggio al demanio pubblico delle abetine gestite dai monaci Camaldolesi, Vallombrosani, o Certosini dopo l'Unità d'Italia ha segnato la fine della coltivazione intensiva dell'abete bianco in Appennino e un lento processo di rinaturalizzazione di queste formazioni.

Gran parte delle abetine attuali sono ecosistemi semi-naturali, derivate da secoli di piantagioni artificiali, a volte realizzate in territori con condizioni pedo-climatiche non ideali per la specie. Generalmente sono state ottenute a partire da semenzali prodotti con seme autoctono, ma anche con materiali introdotti da altre Regioni di Provenienza. Un esempio è rappresentato dalle piantagioni realizzate nel Granducato di Toscana nel XIX secolo dal Siemoni, che ha importato parte dei semenzali dalla Boemia.

Lungo l'Appennino, l'importanza economica dell'abete bianco ne ha favorito la coltivazione, aiutando lo sviluppo socio-economico di molte aree e influenzando l'uso del suolo, che è considerato uno dei fattori principali nella definizione del paesaggio (Garbarino *et al.*, 2014). Per molti secoli, lungo un gradiente altitudinale, si sono avvicendate aree aperte e foreste. Le prime erano costituite dai terreni agricoli (seminativi e arborati) e dai pascoli, mentre le seconde erano formate da boschi di diverse specie, distribuite in base alle caratteristiche edafiche e pedo-climatiche del territorio: castagno, per la produzione prevalente di frutti; cedui di faggio, per la produzione di legna da ardere; fustaie di abete bianco, per la produzione di legno da opera (Motta e Garbarino, 2003).

Le attività antropiche hanno così determinato un mosaico paesaggistico del quale è possibile vedere ancora la struttura e il tipo di tecnica culturale impiegata. Il trattamento della foresta e la pianificazione selvicolturale erano state codificate nello spazio e nel tempo per garantire una produzione costante, necessaria per il mantenimento delle comunità locali. Inoltre, il governo del bosco ha implicato la realizzazione di opere di sistemazione dei bacini montani e di

regimazione delle acque, che hanno ulteriormente caratterizzato questi territori ed hanno evitato il loro dissesto idro-geologico.

La gestione forestale portata avanti dai monaci non è stata tuttavia ispirata soltanto da motivi economici. Essi non hanno attribuito al bosco solo un valore strumentale, dovuto alla sua capacità di produrre beni. Con una visione “moderna” hanno riconosciuto la foresta come un soggetto di diritti (Ciancio *et al.*, 1994; Nocentini, 2009). Per questo motivo la gestione selvicolturale è stata attenta alla rinnovazione naturale e alla conservazione del bosco.

Gli ordini monastici hanno conferito alla foresta, e alle abetine in particolare, un valore spirituale, che ha favorito l’istaurarsi di un rapporto di bisogno reciproco tra uomo e foresta. La gestione selvicolturale ha creato formazioni vegetali e strutture utili per le esigenze umane, che hanno permesso la formazione del paesaggio. Il bosco, però, è stato mantenuto efficiente, poiché è stato rispettato l’equilibrio tra l’utilizzazione e l’incremento, adattando il prelievo di legname allo stato della foresta.

Nella maggior parte dell’Appennino, l’abbandono delle attività selvicolturali e agricole tradizionali, iniziato a partire della seconda metà del secolo scorso, insieme agli effetti del cambiamento climatico, stanno modificando questo tipo di paesaggio forestale, considerato ormai “naturale”, ma frutto delle vicende storiche e culturali degli ultimi dieci secoli.

Le aree aperte, infatti, non più coltivate o utilizzate per il pascolo, si stanno lentamente chiudendo, perché riconquistate dal bosco, un fenomeno registrato lungo tutta la penisola. Questo ha consentito alle specie forestali di occupare e riappropriarsi di percentuali di territorio sempre più cospicue (INFC, 2005), riducendo la variabilità del paesaggio.

Inoltre, dopo l’inclusione all’interno di parchi e aree protette, la gestione “tradizionale” delle piantagioni monospecifiche di *A. alba* è stata interrotta e le abetine stanno evolvendo verso formazioni miste, all’interno delle quali questa conifera non è più la specie principale. Le

latifoglie, ed in particolare il faggio, stanno entrando in consociazione e in competizione con l'abete bianco, ricreando boschi misti di abete bianco e faggio, simili a quelli presenti prima che l'attività antropica trasformasse profondamente la composizione specifica originale (i nuclei puri di abete bianco erano molto meno estesi) e, con essa, il paesaggio. Infine, le abetine ormai invecchiate e non diradate sono soggette a schianti, dovuti a fenomeni meteorologici intensi (vento e pioggia), o a problemi fitopatologici, creando così delle buche, dove si insediano altre specie pioniere, che tenderanno a sostituire l'abetina pura.

Un ulteriore problema è rappresentato dalla limitata capacità di rinnovazione dell'abete bianco, dovuta alla riduzione del numero di individui adulti capaci di disseminare, alla diminuzione di coorti recenti di rinnovazione, all'eccessiva densità e all'incremento del carico di ungulati all'interno della foresta che, nel periodo invernale, si nutrono dei giovani semenzali di abete, che rappresentano l'unica risorsa alimentare (Gallucci e Urbinati, 2014; Scarfò, 2012).

Capitolo 3 – Caratteristiche genetiche, biodiversità e capacità adattativa della specie *A. alba*

...se saranno gl'Eremiti studiosi veramente della solitudine, bisognerà, che habbiamo grandissima cura, & diligenza, che i boschi, i quali sono intorno all'Eremo, non siamo scemati, ne diminuiti in niun modo, ma piu tosto allargati, & cresciuti.

*Eremiticae vitae regula*¹⁰

Nel terzo capitolo verranno prese in esame alcune popolazioni appenniniche di abete bianco per conoscere il loro livello di plasticità fenotipica e individuare la possibile evoluzione della distribuzione della specie in questo territorio. Il livello di variabilità biologica presente in un ecosistema (paesaggio), in una specie (popolazioni) e negli individui (geni) influenza la loro capacità di resilienza e resistenza ai cambiamenti ambientali di natura biotica e abiotica, consentendone l'adattamento e la persistenza nel tempo (Paragrafo 3.1: Ruolo della diversità biologica nella conservazione ed evoluzione di una specie). La variabilità genetica presente nell'areale naturale di distribuzione riflette l'origine post-glaciale di *A. alba*. La specie ha ricolonizzato l'areale attuale a partire da 3 rifugi principali (Penisole Balcanica, Italiana e Iberica) in cui, a causa del lungo periodo di isolamento, si sono differenziate popolazioni distinte. È possibile, comunque, individuare zone di introgresione dove, dati genetici e record pollinici, indicano che l'abete bianco ha colonizzato quella determinata area migrando da rifugi diversi (Paragrafo 3.2: Caratteristiche genetiche della specie *A. alba*). Le popolazioni appenniniche di *A. alba* e, in particolare, quelle della Calabria presentano caratteri genetici, ecologici e morfologici in parte

¹⁰ Eremiticae vitae regula. Cap.4 “*Della solitudine dell'Eremo, et sequestrazione delle Celle*”, pagina 22.

differenti rispetto alle popolazioni centro-europee. Probabilmente il rifugio glaciale calabrese è rimasto isolato nel corso dell'ultima era glaciale e le popolazioni presenti al suo interno sono evolute in ecotipi particolarmente adattati alle condizioni ambientali locali. In generale le popolazioni italiane sono caratterizzate da variabilità genetica superiore rispetto a quelle europee che, durante il processo di ricolonizzazione, sono andate incontro a perdita di variabilità (Paragrafo 3.3: Variabilità genetica delle popolazioni di *A. alba*). Questa riduzione aumenta la sensibilità delle popolazioni a fenomeni di stress legati a cause ambientali (inquinamento atmosferico ed eventi climatici estremi), che recentemente hanno determinato la scomparsa dell'abete bianco in alcune regioni dell'Europa centrale. In Italia il deperimento è stato messo in relazione principalmente con la maggiore frequenza di annate siccitose e con temperature elevate, soprattutto nei popolamenti che già mostravano criticità strutturali, dovute alle attività antropiche (disboscamento, trattamento selvicolturale e/o mancanza di cure colturali, frammentazione dell'habitat, inquinamento). La consapevolezza diffusa della continua riduzione delle risorse genetiche di abete bianco ha rinnovato in parte l'interesse per questa specie, tanto che sono stati realizzati progetti per la salvaguardia e la reintroduzione dell'abete bianco in Appennino. Diventa quindi importante analizzare i caratteri adattativi della specie e le loro relazioni con gli andamenti climatici e gli eventuali disturbi antropici (Paragrafo 3.4: Analisi di caratteri adattativi in popolazioni appenniniche di abete bianco).

3.1 - Ruolo della diversità biologica nella conservazione ed evoluzione di una specie

“Diversità biologica” è un concetto relativamente recente, sviluppato a partire dalla seconda metà del secolo scorso, grazie agli studi di Raymond F. Dasmann (1968). Il concetto ha cominciato ad affermarsi tra la comunità scientifica negli anni '80 quando, nella prefazione di “*Conservation biology*” di Michael Soulé e Bruce Wilcox (1980),

Thomas Lovejoy evidenzia la progressiva estinzione del patrimonio ecologico terrestre e la necessità di intraprendere attività per la sua tutela e conservazione (Gibelli, 2011; Padovani *et al.*, 2009). Il termine “*Biodiversità*” è un neologismo coniato successivamente da Wilson nel 1988 (Wilson, 1988) dalla contrazione di “diversità biologica”.

Secondo la definizione ufficiale, giuridicamente accettata e adottata dalle Nazioni Unite nel 1992, al Vertice della Terra di Rio de Janeiro (Convention on Biological Diversity, 1992), “*Biodiversità*” è “*la variabilità fra tutti gli organismi viventi, inclusi quelli del sottosuolo, dell’aria, degli ecosistemi acquatici, terrestri e marini ed i complessi ecologici dei quali fanno parte. Questa include la diversità all’interno di specie, tra specie ed ecosistemi*”. Biodiversità non è perciò solo la diversità delle specie (animali e vegetali) presenti sul nostro pianeta, ma è l’insieme della ricchezza e della variazione strutturale a diverse scale, interdipendenti fra di loro, ognuna delle quali include la variabilità del patrimonio genetico tra individui di una specie, la diversità tra specie e tra popolazioni (numero o frequenza di specie presenti in un habitat), quella degli ecosistemi (varietà degli habitat presenti su un territorio circoscritto, dei processi che avvengono al suo interno e tra gli organismi che vivono, interagiscono e si evolvono in un ecosistema). Quindi, anche la diversità del paesaggio, come è evidenziato dalla definizione di biodiversità di Wilson (1988): “*The variety of life at every hierarchical level and spatial scale of biological organisations: genes within populations, populations within species, species within communities, communities within landscapes, landscapes within biomes, and biomes within the biosphere*”, o dalla definizione di paesaggio di Forman e Godron (1986) “*un mosaico di ecosistemi che si ripete secondo una configurazione spaziale riconoscibile su un’area più o meno estesa*”.

Anche la Convenzione Europea del Paesaggio (2000) riconosce la relazione tra biodiversità e paesaggio e nel preambolo, tra i testi giuridici internazionali relativi alla gestione e alla salvaguardia del patrimonio naturale e culturale e alla pianificazione territoriale, richiama la Convenzione sulla Diversità Biologica di Rio de Janeiro (1992). Tra

gli obiettivi di questa ultima, oltre alla conservazione della biodiversità, viene considerato anche l'uso sostenibile delle sue componenti e la ripartizione dei vantaggi derivanti dallo sfruttamento delle risorse genetiche. La Convenzione riconosce e attribuisce alla diversità biologica un ruolo importante nello sviluppo della cultura umana, ma evidenzia anche il ruolo delle comunità umane nel plasmare la diversità genetica delle specie e dei livelli ecologici. Esiste quindi una "biodiversità culturale" umana, legata alla capacità delle comunità antropiche di interagire e adattarsi ai diversi ambienti naturali in cui si trovano a vivere in un determinato periodo storico e di modificarli nel tempo secondo le proprie esigenze (diversità delle tecniche culturali, delle tecnologie, del linguaggio, delle arti). L'uomo è quindi parte integrante della biodiversità poichè, a partire dalla rivoluzione neolitica, ha agito sulle specie e sugli ecosistemi modificando il paesaggio (Padovani *et al.*, 2009).

La biodiversità è il risultato di processi evolutivi avvenuti nel corso di milioni di anni che hanno permesso agli esseri viventi di adattarsi a nuove condizioni ambientali e che, nelle ere geologiche successive, hanno determinato l'estinzione di alcune specie e la comparsa di nuove, più idonee alle caratteristiche del nuovo habitat. Dopo la comparsa dell'uomo, la diversità biologica è anche il risultato dell'attività antropica, che negli ultimi 10.000 anni (periodo Olocene-Antropocene) ha introdotto specie esotiche, o ha favorito la diffusione di alcune specie, a discapito di altre, perché più utili alla sua sopravvivenza.

La biodiversità non ha perciò solo un valore intrinseco di per sé, ma ha valore ecologico, economico, sociale, culturale ed estetico, poiché fornisce e garantisce produzioni alimentari ed energetiche, migliora la qualità e la disponibilità delle risorse idriche, contribuisce al benessere e alla salute umana (es.: produzione di farmaci; percezione di benessere che, generalmente, produce il contatto con la natura; valore etico e spirituale della "bellezza naturale") (MATTM, 2010).

Dal punto di vista biologico i benefici multipli forniti dai diversi ecosistemi alle attività umane o utilità ecosistemiche (<http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/biodiversita/argomenti/benefici/>

servizi-ecosistemici; Millennium Ecosystem Assessment, 2005) possono essere suddivisi in:

utilità di fornitura o approvvigionamento (ossigeno, acqua, cibo, legname, fibre, combustibile, materie prime in generale), che riguardano tutti i beni utilizzati dalle diverse specie per la loro sopravvivenza;

utilità di regolazione, che stabilizzano e mitigano gli effetti di eventi naturali, mantenendo la qualità dell'ambiente. La regolazione riguarda il clima, i cicli biogeochimici, la qualità dell'aria e dell'acqua, i fenomeni di formazione ed erosione del suolo, l'impollinazione, l'assimilazione dei rifiuti;

utilità di supporto alla vita, che favoriscono la formazione di nuovi habitat e la conservazione *in situ* della biodiversità biologica e genetica;

utilità culturali derivate dai benefici non materiali, a carattere estetico, che contribuiscono alla salute umana attraverso la fornitura di opportunità di riflessione, l'arricchimento spirituale, i valori religiosi e filosofici, lo sviluppo cognitivo, le esperienze ricreative ed estetiche, il turismo.

La biodiversità continua ad evolversi, garantendo alle comunità la capacità di adattamento futuro, attraverso modificazioni morfologiche, comportamentali e fisiologiche. Quanto più un ecosistema sarà complesso e ricco dal punto di vista biologico, maggiore sarà la sua plasticità ecologica e la resilienza alle modificazioni ambientali.

Le differenze del patrimonio genetico delle singole specie e tra individui e popolazioni della stessa specie sono tra le maggiori fonti di diversità biologica (MATTM, 2010). Diversità genetica si genera nel corso della riproduzione attraverso la ricombinazione dei geni (*crossing over*), o grazie a mutazioni geniche e cromosomiche casuali, determinando la differenziazione genotipica (combinazione di geni) e fenotipica (morfologica e funzionale) tra individui. La selezione naturale favorisce poi i fenotipi con una maggiore *fitness*, più idonei (per capacità di sopravvivenza e di riproduzione) a determinate condizioni ambientali, modificando in questo modo le frequenze geniche (aumento della

frequenza dei genotipi meglio adattati) e consentendo l'evoluzione della specie attraverso i processi di adattamento e speciazione.

Maggiore è la variabilità genetica di una popolazione e maggiore sarà la sua capacità di sopravvivere e rispondere alle pressioni selettive quando cambiano le condizioni ambientali. La frammentazione e la semplificazione degli ecosistemi, dovute a deforestazione, coltivazioni agrarie e urbanizzazione, riducono le connessioni all'interno dell'areale naturale di diffusione di una specie, separano le popolazioni, causano la diminuzione della loro consistenza e il flusso genico, favorendo fenomeni di deriva genetica (Betts *et al.*, 2017).

La perdita di diversità specifica, stimata sia come numero di specie ("ricchezza" di specie) presenti in un'area, ma anche come numero di individui ("effettivo" della popolazione, abbondanza di individui) di ogni specie, riduce le funzioni dell'ecosistema, la sua capacità di evoluzione, adattamento e resistenza/resilienza a variazioni di tipo biotico e/o abiotico. Infatti è sulla specie che operano i meccanismi di evoluzione, la variabilità che ne consegue e, quindi, le capacità adattative. Poiché la biodiversità fornisce alla comunità una serie di utilità ecosistemiche, la sua conservazione assume valore economico, in quanto consente di continuare a fruire dei benefici da essa forniti, sia come qualità, che come quantità (MATTM, 2010).

La conservazione della biodiversità comporta la conservazione delle comunità biotiche presenti in un determinato territorio. A scala geografica è possibile distinguere tre livelli di diversità biologica, definiti nel 1972 da Whittaker come *alfa*, *beta* e *gamma diversità* (Bergandi *et al.*, 2005; Van Dyke, 2008; Figura 15). La diversità *alfa* indica la ricchezza di specie a livello locale, in una comunità ecologica in un dato momento. La *diversità beta* misura come varia la diversità tra habitat, confrontando la differenza nel numero e nell'abbondanza di specie lungo un gradiente ambientale (differenza di temperatura, umidità, suolo). La *beta diversità* può essere impiegata per confrontare la diversità tra comunità presenti in un paesaggio, dove esiste un gradiente climatico o pedologico. La *diversità gamma* misura la diversità globale delle specie nell'insieme degli habitat di una data

regione geografica, dove non sono presenti barriere che limitano la dispersione degli organismi. È perciò considerata un indice di diversità delle comunità a scala di paesaggio.

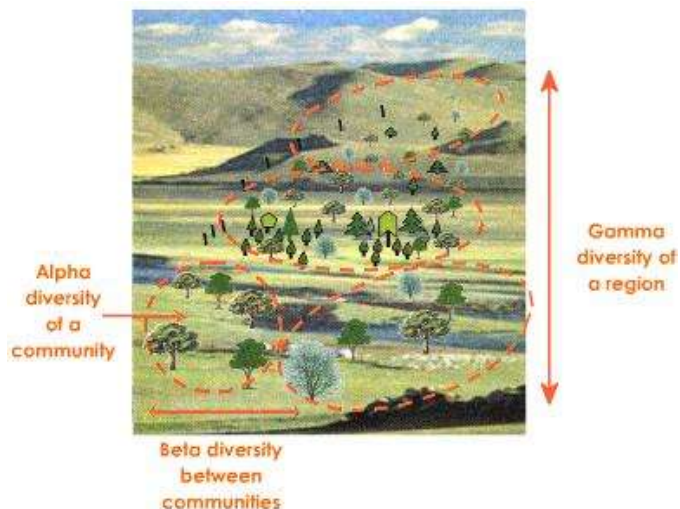


Figura 15 – Relazioni tra diversità *alfa*, *beta* e *gamma*.
(<http://www.tutorvista.com/content/biology>)

3.2 - Caratteristiche genetiche della specie *A. alba*

Il clima è uno dei principali fattori che guidano l'adattamento locale e, quindi, l'evoluzione delle specie, comprese quelle forestali. La variabilità genetica tra le popolazioni di una specie è spesso strutturata lungo un gradiente di temperatura e piovosità e si manifesta con differenze nei caratteri legati all'accrescimento, alla riproduzione e alla capacità di sopravvivenza in un determinato ambiente (Mosca *et al.*, 2012). Il clima è perciò un fattore di selezione e, conoscere la diversità

adattativa delle specie, aiuta sia a prevedere la risposta delle popolazioni ai cambiamenti ambientali, che a gestire le risorse genetiche.

La distribuzione geografica della variabilità genetica in molte specie forestali europee è legata alla loro conservazione nei rifugi glaciali nel corso dell'ultima glaciazione e alla migrazione post-glaciale. Infatti, all'interno dei rifugi le popolazioni sono sopravvissute isolate geograficamente le une dalle altre, potendo diversificarsi dal punto di vista genetico, a causa degli effetti di fenomeni di mutazione, selezione e deriva genetica (Bosela *et al.*, 2016). Se, nel corso della ricolonizzazione dell'areale, le rotte di migrazione sono state diverse, le popolazioni sono rimaste tra loro separate e la variabilità genetica della specie è stata mantenuta all'interno dell'areale (Konnert e Bergmann, 1995). Questo vale soprattutto per specie con un areale esteso in altitudine e latitudine, che comprende siti con caratteristiche ecologiche diverse e popolazioni piccole e marginali rispetto al *core* della specie, come nel caso dell'abete bianco.

Generalmente la variabilità (ricchezza di alleli) è maggiore nell'area rifugio e progressivamente diminuisce spostandosi verso nord, lungo le vie di migrazione (es.: effetto del fondatore; Hewitt, 2000). Le rotte di migrazione seguite a partire dai rifugi glaciali sono state influenzate dal clima (l'aumento di temperatura non è stato omogeneo in tutte le regioni; in alcune aree ci sono stati periodi più lunghi di freddo e carenza idrica), dalla *fitness* delle singole specie, ma anche dalle caratteristiche geografiche del territorio. Le catene montuose, o i grandi bacini hanno funzionato da barriera allo spostamento dei semi e del polline. Partendo da questa considerazione, agli inizi di questo secolo si è affermata una nuova disciplina, la *landscape genetics*, un campo di ricerca interdisciplinare che integra gli approcci della genetica delle popolazioni con quelli dell'ecologia del paesaggio. Obiettivo della *landscape genetics* è comprendere come le caratteristiche geografiche e ambientali del paesaggio abbiano favorito o ostacolato il movimento degli organismi (connettività paesaggistica) e come la frammentazione degli habitat abbia contribuito a strutturare la variazione genetica tra ed entro le popolazioni di una specie (Manel *et al.*, 2003; Manel e

Holderegger, 2013). Questa disciplina può essere utile anche nel contesto del cambiamento climatico, per stimare l'esistenza di un gradiente della variazione genetica adattativa delle popolazioni in relazione a parametri climatici (temperatura, umidità, qualità del suolo, altitudine) e alla capacità adattativa di habitat e paesaggi.

Le analisi genetiche delle popolazioni di abete bianco europee (Liepelt *et al.*, 2009, 2010; Muller *et al.*, 2007; Gomory *et al.*, 2004; Cheddadi *et al.*, 2014) hanno confermato che in Europa ci sono stati per *A. alba* 4 rifugi glaciali principali: 2 nei Pirenei, 1 nell'Appennino centro-settentrionale, 1 in Calabria e 1 nei Balcani (Figura 16). L'esame degli aplotipi (diversità del DNA mitocondriale) evidenzia che solo due linee genetiche sono presenti in gran parte dell'attuale areale di distribuzione, una riconducibile al rifugio glaciale balcanico e una a quello dell'Appennino settentrionale (Liepelt *et al.*, 2009, 2010). In Ungheria, nei Carpazi, in Ucraina, in Bosnia e Croazia, dove probabilmente le due rotte di migrazione si sono incontrate, esistono delle aree di ibridazione tra le due linee genetiche principali (Gomory *et al.*, 2004).

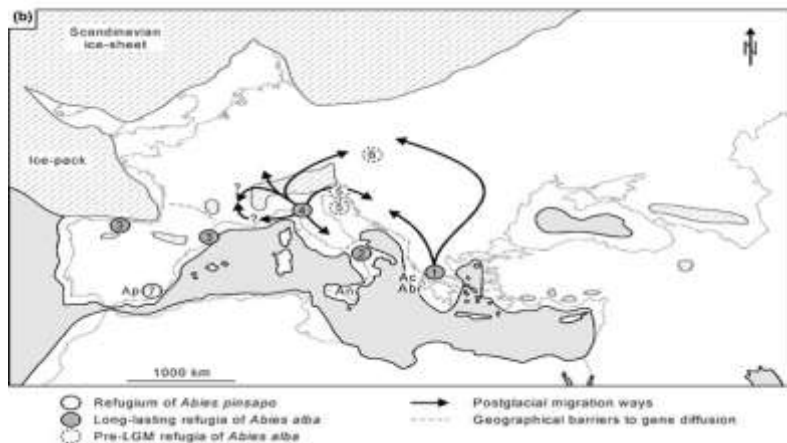


Figura 16 - Rifugi glaciali delle specie mediterranee di abete e probabili rotte di migrazione di abete bianco (Muller *et al.*, 2007).

Le popolazioni pirenaiche e quelle della Calabria sono rimaste isolate e continuano ancora oggi ad essere geneticamente distinte dalle altre popolazioni, confermando che alla fine dell'epoca glaciale esse non sono migrate dai rispettivi rifugi.

La presenza di variabilità genetica tra popolazioni è un aspetto da considerare sia nelle strategie di conservazione dell'abete bianco, sia in relazione alla definizione di possibili protocolli di trasferimento del *pool* genico in regioni diverse rispetto a quella di origine (migrazione assistita).

3.3 - Variabilità genetica delle popolazioni di *A. alba*

Le popolazioni appenniniche di *A. alba* e, in particolare, quelle della Calabria, presentano caratteri genetici, ecologici e morfologici in parte differenti rispetto alle popolazioni delle latitudini più elevate. In generale, le popolazioni italiane sono caratterizzate da variabilità genetica superiore rispetto a quelle europee poiché, durante il processo di ricolonizzazione post-glaciale, avvenuto dall'Europa meridionale verso quella centrale, probabilmente sono andate incontro a perdita di variabilità. L'isolamento delle popolazioni appenniniche all'interno dei rifugi glaciali e la necessità di adattarsi a condizioni ecologiche specifiche spiega il livello elevato di variabilità genetica, che si mantiene ancora oggi, nonostante queste popolazioni siano spesso marginali e soggette ad erosione genetica (Fady *et al.*, 2016).

Le indagini sulla diversità genetica dell'abete bianco in Italia hanno evidenziato che esiste un buon livello di diversità tra le popolazioni (Parducci *et al.*, 1996; Belletti *et al.*, 2017), come avviene in molte specie forestali che occupano un areale esteso e che copre habitat con caratteristiche ecologiche differenti (Hamrick *et al.*, 1992).

Nel nostro Paese, infatti, *A. alba* è diffuso lungo tutta la penisola, adattandosi a condizioni pedoclimatiche diverse. Nelle Alpi e nell'Appennino settentrionale si può trovare tra 700 e 1.000 m di quota

(fasce fitoclimatiche del *Fagetum* e del *Castanetum* freddo di Pavari, 1916), mentre nell'Appennino centro-meridionale esistono popolazioni estese ad altitudini superiori ai 1.000 m s.l.m.. È il caso dell'Aspromonte, dove cresce fino a 1.400 m s.m.l., in stazioni con clima di tipo oceanico, ma con un regime pluviometrico di tipo mediterraneo (Ducci *et al.*, 1998; Ducci e Proietti, 1997).

In molte regioni italiane la variabilità genetica della specie è influenzata dai rimboschimenti che si sono susseguiti a partire dal XIII secolo e fino al XVIII-XIX secolo. Per produrre legname di qualità alcune faggete o pascoli vennero sostituite con l'abete bianco (Gabbrielli e Settesoldi, 1977). Anche in formazioni più termofile, dove la specie principale è il castagno, la presenza sporadica di *A. alba* è legata probabilmente sempre all'attività antropica, che ha favorito la diffusione di *Castanea sativa* Mill. per la produzione di frutti (Gabbrielli *et al.*, 1991), utilizzati da tempi antichissimi per la produzione di farina. All'interno dei castagneti l'abete bianco ha trovato condizioni micro-climatiche e pedologiche favorevoli per l'affermazione della rinnovazione, grazie alla presenza di sostanza organica e di umidità nel suolo e alla scarsità di luce che hanno consentito la sua rinnovazione.

L'indagine di Belletti *et al.* (2017) è quella più recente e ampia sullo studio della variabilità genetica dell'abete bianco in Italia. La ricerca ha interessato 45 popolazioni di *A. alba*, campionate lungo l'arco alpino e la dorsale appenninica, quindi rappresentative dell'intero areale italiano. I risultati indicano che la variabilità genetica è dovuta principalmente a differenze tra individui all'interno delle popolazioni. Lungo la penisola esiste un gradiente latitudinale di diversità, che cresce spostandosi da nord verso sud, per cui la variabilità genetica delle popolazioni appenniniche, soprattutto quelle dell'Appennino centro-meridionale, è superiore rispetto a quella delle popolazioni alpine. Lungo l'arco alpino è presente una variazione clinale, da ovest verso est, per cui le popolazioni occidentali hanno valori di variabilità inferiori rispetto a quelle orientali. Fa eccezione l'abete bianco delle Alpi Liguri e Marittime che ha un livello di variabilità simile a quello rilevato lungo l'Appennino. In questa area delle Prealpi, considerata un *hotspot* di

biodiversità, molte delle specie presenti si distinguono per il grado di variabilità legato, probabilmente, alle particolari condizioni ecologiche create dalla presenza di montagne che superano i 3.000 m di altitudine (Monte Argentera, 3.297 m s.l.m.) a ridosso del mare (distanza massima 50 Km; Casazza *et al.*, 2008).

Nelle conifere il sistema di riproduzione allogamo, la dispersione anemofila del polline e dei semi determinano generalmente un buon flusso genico e bassi livelli di variabilità tra popolazioni (Petit e Hampe, 2006). Nella nostra penisola la conservazione della diversità di *A. alba* è dovuta all'isolamento della specie per lunghi periodi nei rifugi glaciali, dove si è adattato alle condizioni locali, ha accumulato mutazioni, diversificandosi in più linee.

La presenza di barriere geografiche, che hanno impedito lo scambio di materiale genico, ha favorito la variabilità tra popolazioni, come avviene ad esempio nelle Alpi Graie (Valle d'Aosta), dove l'abete bianco si differenzia dalle popolazioni vicine delle Alpi Pennine. Le due popolazioni sono separate dal Monte Bianco e dal Monte Rosa, per cui dopo la migrazione post-glaciale probabilmente si sono evolute separatamente.

La Calabria è il centro di maggiore variabilità genetica. Le popolazioni calabresi si distinguono anche per altre caratteristiche morfologiche e biochimiche, come la composizione dei terpeni. Inoltre sono caratterizzate da una maggiore resistenza a diversi fattori di stress biotico e abiotico, tanto che per la loro capacità di resistere alle piogge acide, sono state utilizzate frequentemente come materiale di rimboschimento sia in Italia, che in centro Europa (Ducci *et al.*, 1998). Le provenienze calabresi più significative per caratteristiche genetiche ed estensione sono: Pollino (al Nord), Serra San Bruno, Gariglione (al centro) e Aspromonte (al sud). Serra San Bruno è la popolazione con maggiore variabilità genetica, vigore e adattabilità, grazie alla debole interazione "genotipo x ambiente".

Il polimorfismo delle popolazioni dell'Appennino centro-settentrionale deriva in parte dall'attività antropica recente. Nel 1838 l'ingegnere

forestale boemo, Carlo Siemoni, venne chiamato dal Granduca di Toscana Leopoldo II ad amministrare le Foreste Casentinesi, degradate a seguito di un lungo periodo di tagli per la produzione di legname da opera e di carbone. Il Siemoni, dopo una serie di opere di sistemazione forestale e idraulica del territorio, iniziò il rimboschimento di molte aree (oltre 500 ettari di boschi di nuovo impianto) con specie economicamente importanti, come abete bianco e castagno, importando parte del seme di abete dalla Boemia (Ducci *et al.*, 1998). Nelle stesse aree, nuove piantagioni sono state realizzate tra il 1945 e il 1960, impiegando materiale alloctono proveniente dalla Calabria (Serra San Bruno).

Non è del tutto chiara la linea di separazione tra le popolazioni appenniniche settentrionali (dalle quali è iniziata la ricolonizzazione dell'areale naturale attuale) e quelle meridionali. Probabilmente il punto di discontinuità è situato tra l'Appennino Tosco-Emiliano e quello Umbro-Marchigiano. Gli indici di variabilità genetica indicano, infatti, una maggiore affinità tra le popolazioni dell'Italia centrale con quelle meridionali (Parducci *et al.*, 1996). Comunque la strutturazione geografica della variabilità genetica consente alle popolazioni di unirsi in *cluster* omogenei per area di provenienza (Figura 17).

Esiste una variazione clinale per i caratteri anatomici e morfologici e per quelli fisiologici e adattativi (Rinallo e Gellini 1988; Pennacchini e Ducci, 1991). Le popolazioni di abete bianco dell'Italia centro-meridionale sono caratterizzate da un grado maggiore di termofilia e sono più sensibili alle basse temperature, ma sono più tolleranti alla siccità estiva e alle escursioni termiche rispetto alle popolazioni dell'Italia settentrionale.

La presenza di variabilità genetica tra ed entro popolazioni impone l'individuazione di strategie idonee di gestione e conservazione di queste popolazioni nella parte meridionale e marginale dell'areale naturale dell'abete bianco, soprattutto in relazione al cambiamento climatico, che mette in discussione la stessa sopravvivenza della specie. Per il mantenimento delle popolazioni sarà molto importante la scelta di

materiali di propagazione idonei alle condizioni ambientali attuali delle stazioni e a quelle future, previste dai modelli di cambiamento.

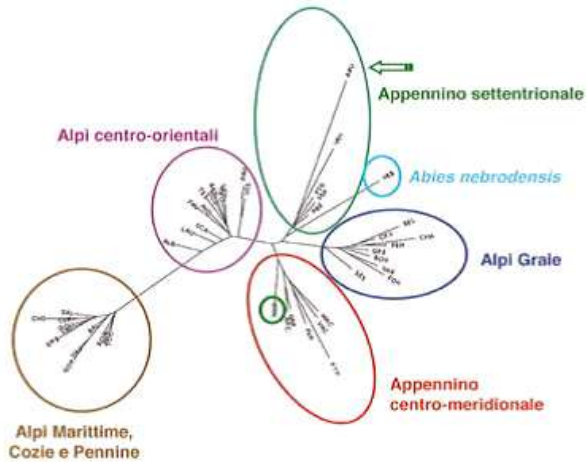


Figura 17 - Struttura genetica delle popolazioni italiane di abete bianco (Belletti *et al*, 2017, modificato).

3.4: Analisi di caratteri adattativi in popolazioni appenniniche di abete bianco

L'adattamento è la capacità di individui, popolazioni e specie di modificare le proprie caratteristiche fisiologiche e/o morfologiche per poter sopravvivere ai cambiamenti dell'ambiente in cui vivono. È un processo evolutivo reso possibile dall'esistenza di variabilità genetica, che è ereditabile dalla progenie. Su questa variabilità agisce la selezione naturale, favorendo la sopravvivenza delle varianti più idonee alle condizioni ambientali presenti in un determinato momento, poiché possono avere maggiore efficienza nella utilizzazione dell'acqua, o maggiore capacità di sopravvivenza a temperature troppo basse o elevate. In questo modo, nell'arco di poche generazioni, aumenterà il

numero di genotipi con quel determinato carattere e la variabilità totale della popolazione risulterà modificata.

I caratteri fenologici (per le piante: epoca di apertura delle gemme, di fioritura, di caduta delle foglie) sono considerati caratteri adattativi, con elevato livello di ereditabilità genetica, ma controllati anche da fattori ambientali, quali: la temperatura dell'aria, la disponibilità di acqua e il fotoperiodo (Chuine, 2010; Menzel *et al.*, 2006). Questi caratteri influenzano l'inizio e la durata della stagione vegetativa, la durata e la *fitness* o successo riproduttivo degli individui di una popolazione. Maggiore sarà il numero di discendenti di un individuo (come percentuale di sopravvivenza), maggiore sarà la possibilità di generare una discendenza capace di adattarsi a determinate situazioni ambientali.

Potendo incidere sulla *fitness* di una popolazione, la fenologia viene considerata un carattere capace di condizionare l'areale di distribuzione delle specie, attraverso l'adattamento del ciclo stagionale di vita alle condizioni ambientali (Chuine *et al.*, 2000).

Le variazioni cromatiche delle foglie in autunno o la fioritura in primavera non sono solo fenomeni biologici, poiché modificano la percezione del tempo e del paesaggio. Fin dall'antichità l'osservazione delle variazioni fenologiche nel corso della stagione vegetativa ha ritmato le attività umane. In Cina ad esempio già a partire dal XXI secolo A.C. la fenologia era impiegata per la redazione dei calendari fenologici utilizzati dagli agricoltori. In Giappone invece la fioritura dei ciliegi in primavera è un avvenimento che ancora oggi viene festeggiato dopo più di mille anni (Demarée e Rutishauser, 2011). Il “*Fall Foliage*” è un appuntamento con la natura che cambia colore che dagli Stati Uniti è ormai diffuso in tutto il mondo. Anche in Italia la fine del ciclo vegetativo delle specie arboree sta diventando un evento non solo per chi si occupa del monitoraggio adattativo. Nelle aree alpine e appenniniche dove vegetano il faggio, il castagno, le querce, ma anche nelle aree collinari dove è coltivata la vite, vengono organizzate manifestazioni per osservare il paesaggio che cambia (ad esempio i “*Tre weekend dedicati ai colori della foresta*” nel Parco Nazionale delle

Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna), che richiamano visitatori in autunno.

Per l'influenza dei fattori ambientali sul controllo della fenologia, le indagini fenologiche hanno ricevuto notevole impulso negli ultimi 20 anni, in quanto considerate uno strumento utile per lo studio dei cambiamenti climatici (Sparks *et al.*, 2009), per la definizione della capacità di resilienza delle specie a tali cambiamenti (IPCC AR4: Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: *Phenologyis perhaps the simplest process in which to track changes in the ecology of species in response to climate change*) e per “modellizzare” il loro areale di distribuzione nel prossimo futuro (Menzel *et al.*, 2006; Richardson *et al.*, 2013; Tinner *et al.*, 2013). Sono stati realizzati molti studi e reti di monitoraggio fenologico proprio per seguire come le specie si stanno adattando al cambiamento climatico.

Partendo da queste considerazioni il Progetto LIFE - LIFE08NAT/IT/000371 *Ricostituzione di boschi a dominanza di Faggio con Abies alba nell'Appennino tosco-marchigiano* - ReSilFor (RestoringSILver-firFORest; 2010-2014 - <http://www.liferesilfor.eu/>), ha previsto anche una azione di monitoraggio della struttura genetica e adattativa di popolazioni di *A. alba* in ambiente appenninico in relazione al cambiamento climatico. Al Progetto, cofinanziato dalla Unione europea, hanno collaborato 5 Partner: l'Unione dei Comuni dell'Amiata Val d'Orcia, l'Unione dei Comuni montani del Casentino, la Regione Marche, la società cooperativa D.R.E.Am. Italia e il CREA - Centro di ricerca Foreste e Legno (ex CRA – Centro di ricerca per la selvicoltura di Arezzo), che ha coordinato l'attività scientifica di monitoraggio delle popolazioni.

Uno degli obiettivi principali del progetto è stata la salvaguardia delle popolazioni originarie di habitat 9220 “Faggeti degli Appennini con *Abies Alba*”, attraverso la riduzione dei rischi di segregazione genetica delle popolazioni relitte di *A. alba* o la loro scomparsa a causa del cambiamento climatico.

I territori di realizzazione del progetto ReSilFor, sono caratterizzati dalla presenza di quattro popolazioni autoctone di faggeta-abetina dell'Appennino centrale: La Verna (AR), Bocca Trabaria (PS), Pigelleto (SI) e Valle della Corte (MC), e sono Siti di Interesse Comunitario (SIC): SIC IT5190013 Foresta del Siele e del Pigelleto di Piancastagnaio; SIC IT5180002 Foreste alto bacino dell'Arno, SIC IT5180018 Foresta di Camaldoli e Badia Prataglia; SIC IT5310010 Alpe della Luna Bocca trabaria, – SIC IT5340008 Valle della Corte. Sono tutti collocati in aree montane dove gli insediamenti antropici sono molto limitati e le principali attività economiche sono legate alla gestione forestale.

Le popolazioni scelte sono state caratterizzate attraverso il monitoraggio dendro-ecologico e strutturale, il monitoraggio della struttura genetica e il monitoraggio adattativo, al fine di fotografare lo stato attuale delle abetine e individuare al loro interno aree di massima naturalità da usare come termine di riferimento

La sottoscritta ha collaborato all'attività di monitoraggio dei caratteri adattativi che è stata coordinata dal Dott. Fulvio Ducci, primo ricercatore presso il Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria Centro foreste e legno, responsabile dell'Azione A2.

Il monitoraggio adattativo ha riguardato la fenologia cambiale di due popolazioni autoctone di abete bianco, situate nelle due aree sperimentali permanenti di Monte Amiata (Piancastagnaio, Si) e di La Verna (Chiusi della Verna, Ar).

I due siti scelti sono caratterizzati sia da gestione selvicolturale che da condizioni ambientali (altitudine, distanza dal mare, temperature media annuale) diverse (Tabella 4).

La Foresta di La Verna (Foto 13) è situata sulle pendici del Monte Penna, intorno al santuario francescano omonimo e ha una estensione di 200 ha. È un sito di interesse naturalistico che deve le sue caratteristiche alle modalità di gestione adottate per secoli dai frati Francescani, che hanno condizionato la struttura e la composizione dei popolamenti.

Infatti dai primi anni del 1200 e fino alla meta del XIX secolo la Foresta è stata amministrata dai Francescani che, a differenza dei Camaldolesi, non hanno coltivato il bosco in modo intensivo, ma hanno prelevato dalla foresta solo gli assortimenti di legname necessari al mantenimento del convento e dei poveri. I frati hanno adottato anche nella gestione del bosco la propria visione spirituale del rapporto uomo/natura, secondo la quale la Foresta rappresentava un luogo sacro, da preservare e conservare (Borchi, 1996).

Tabella 4 - Caratteristiche geografiche e climatiche delle aree monitorate		
Foresta La Verna 1 (AR)	Foresta La Verna 2 (AR)	Riserva Naturale del Pigelleto (SI) - SIC: IT5190013
Lat.: 43°42'30,22" N	Lat.: 43°42'31.80" N	Lat.: 42°48'17,30" N
Long.: 11°55'54.34" E	Long.: 11°56'01.42" E	Long.: 11°38'46.69" E
Esposizione: NO	Esposizione: NE	Esposizione: E
Altitudine: 1166 m	Altitudine: 1188 m	Altitudine: 780 m
Pioggie medie annuali: 1224 mm	Pioggie medie annuali: 1224 mm	Pioggie medie annuali: 1270 mm
Temperatura media annuale: 9,2°C	Temperatura media annuale: 9,2°C	Temperatura media annuale: 11,4°C

Oggi il soprassuolo della Foresta di La Verna è un bosco misto di faggio e abete bianco con altre latifoglie di pregio, disetaneo e pluristratificato. Il clima dell'area è caratterizzato da inverni freddi (temperatura media invernale: 1.3°C), estati miti (temperatura media estiva:17.7°C) e assenza di siccità estiva (Manetti *et al.*, 2014).

La foresta di La Verna (AR), insieme con quelle di Camaldoli (AR) e Vallombrosa (FI), fa parte del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, un complesso forestale definito dai viaggiatori

ottocenteschi dei Grand Tours “Foreste Sacre”. Ancora oggi esiste il Sentiero delle Foreste Sacre, percorso ogni anno da persone che amano camminare nella natura e da pellegrini che, come gli eremiti dell’anno mille, sono alla ricerca di un luogo dello spirito, dove meditare (Ciampi, 2017).

Gli abeti di La Verna sono distribuiti su due versanti con esposizione ed età diversa (molti degli alberi campionati hanno età superiore a 150 anni). Poiché esposizione ed età possono influenzare rispettivamente la ripresa vegetativa e l’accrescimento, i due gruppi di alberi sono stati analizzati come 2 popolazioni distinte, La Verna 1 e La Verna 2.



Foto 13. La foresta di La Verna (AR; Foto R. Proietti).

La popolazione del Monte Amiata (Foto 14) fa parte della riserva naturale di Pigelleto ed è classificata come sito di interesse comunitario (SIC), il SIC “Foreste del Siele e del Pigelleto di Piancastagnaio”, che ha una superficie di 1.312 ha, distribuita tra le province di Siena e Grosseto. All’interno del SIC sono presenti cenosi di faggio con abete bianco di origine autoctona, residui di popolamenti più estesi, sostituiti in parte con impianti artificiali di pino nero. Nell’area del Monte Amiata

A. alba vegeta al limite inferiore del proprio areale, tra i 458 m s.l.m. del fiume Siele ed i 951 m s.l.m. della Cima di Pampagliano. L'area monitorata rientra nella zona fitoclimatica del *Castanetum*, sottozona calda, ma senza siccità estiva (Gallucci *et al.*, 2014).

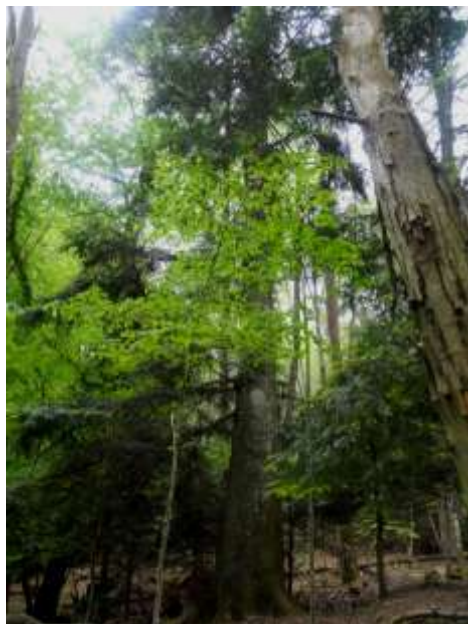


Foto 14. La foresta di Pigelleto (SI; Foto R. Proietti).

Nei due soprassuoli monitorati sono state realizzate 3 aree permanenti di monitoraggio (2 nella Foresta della Verna e 1 in quella del Pigelleto), di circa 1 ha ciascuna (Figura 18), georeferenziate (mediante GPS Juno della Trimble integrato con antenna esterna PRO-XT). Al loro interno è stata rilevata la composizione specifica e la posizione sociale (dominante, intermedia, dominata, sottoposta) e le caratteristiche dendrometriche di tutti gli alberi.

L'area di studio della Riserva Naturale del Pigelleto è un sito più giovane, con una età massima delle piante madri di 110 anni, rispetto a La Verna 1 (età massima 258 anni) e La Verna 2 (età massima 226 anni). Pigelleto è caratterizzato da una maggiore densità del soprassuolo (1.155 piante/ha) rispetto a quelle di La Verna (674 e 411 piante/ha rispettivamente per La Verna 1 e 2). La Verna 2 si distingue invece per il diametro medio (40.7 cm) decisamente superiore rispetto alle altre due aree studiate (28.9 cm a La Verna 1 e 22 cm a Pigelleto). A Pigelleto, infine, è stata osservata una maggiore biodiversità, poiché sono state individuate 13 specie diverse (9 a La Verna 1 e 8 a La Verna 2), con un indice di Shannon pari a 2.61 (Manetti *et al.*, 2014).

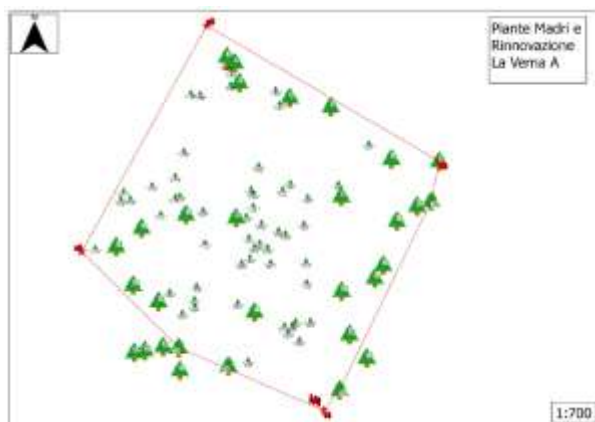


Figura 18 – Area di campionamento all'interno della Foresta di La Verna (Manetti *et al.*, 2014).

Il monitoraggio fenologico ha riguardato l'attività del cambio cribrovascolare, un meristema¹¹ secondario presente nel fusto che, attraverso la propria attività, determina l'accrescimento annuale del tronco di un

¹¹ Il meristema è un tessuto cellulare le cui cellule mantengono la capacità di dividersi per mitosi originando nuove cellule.

albero. È stata monitorata la fenologia del cambio poiché gli alberi campionati sono piante adulte, appartenenti al piano dominante, di notevoli dimensioni, per le quali non sarebbe stato possibile seguire le fasi di apertura delle gemme vegetative.

La fenologia cambiale è stata monitorata attraverso il prelievo dal tronco di piccoli frammenti di legno, *microcore*, di forma cilindrica (15 mm di lunghezza e 4 mm di diametro), che contengono lo xilema, il fellogeno ed i primi anelli legnosi (Rossi *et al.*, 2006b). Il prelievo è stato effettuato su 88 alberi del piano dominante (23 nella popolazione di Pigelleto, 30 in quella di La Verna 1 e 35 in quella di La Verna 2) da aprile a novembre, con il campionatore “Trepbor” (Rossi *et al.*, 2006a), in modo da seguire lo sviluppo delle cellule cambiali durante tutta la stagione vegetativa e l’evolversi dei tessuti floematici e xilematici dalla primavera fino all’entrata in dormienza autunnale (Deslauriers *et al.*, 2008; Rossi *et al.*, 2006c; Rossi *et al.*, 2006b; Rossi *et al.*, 2011). L’estrazione di micro-carote è una procedura poco invasiva, che consente di ripetere i prelievi nel corso dell’anno, senza danni per la pianta e con influenza non significativa sulla crescita del tronco (Foto 15).

Gli alberi campionati sono stati individuati all’interno delle 3 aree di saggio permanenti e sono considerati piante madri. Sia le piante madri che la rinnovazione sono state georeferenziate (Figura 18).

Per ridurre l’effetto del fattore clima sullo sviluppo del cambio cribrovascolare, il prelievo delle *microcore* è stato effettuato per due anni, il 2011 e il 2012. In ogni area sono stati eseguiti 12 campionamenti, ad intervalli regolari, da inizio aprile a fine novembre. Per avere dati confrontabili in termini di fase fenologica raggiunta, di tipo e quantità di cellule prodotte su scala DOY (*Day Of the Year*), per quanto possibile (considerando la distanza tra i due siti di monitoraggio di Pigelleto e La Verna) i prelievi nelle due aree di campionamento sono stati effettuati con un intervallo massimo di 1-2 giorni. Inoltre nel corso del secondo anno le *microcore* sono state collezionate negli stessi periodi.

I campioni raccolti, inseriti in provette Eppendorf con una soluzione di etanolo al 50% (l'etanolo favorisce la fissazione dei tessuti), sono stati conservati in frigorifero a 4°C. In questo modo è possibile analizzare i tessuti anche a distanza di molti mesi dalla raccolta.



Foto 15 – *Microcore* appena prelevata con il campionatore Trephor da un abete nella popolazione di La Verna 1 (AR; foto R.Proietti).

La difficoltà principale nella preparazione del campione in laboratorio è rappresentata dal distacco del legno dalla corteccia a livello del cambio, con conseguente perdita dei tessuti da analizzare e quindi problematicità nell'individuare il momento della ripresa dell'attività vegetativa e misurare l'entità dell'accrescimento dei nuovi tessuti xilematici. Per mantenere l'integrità di tutti i tessuti, la metodologia classica prevede la disidratazione delle *microcore* con successivi passaggi in etanolo e D-limonene e la loro inclusione in paraffina (Rossi *et al.*, 2006b). Questa procedura richiede tempi lunghi di preparazione, costi elevati e risulta di difficile applicazione quando è necessario analizzare un numero molto elevato di campioni.

Per cercare di ridurre i tempi ed i costi di laboratorio, è stata messa a punto una tecnica di preparazione dei campioni per la successiva lettura al microscopio ottico senza l'inclusione delle *microcore* in paraffina. Le *microcore* sono state direttamente incollate su supporti di legno e

sezioni trasversali di 10-15 micron di spessore sono state tagliate con il microtomo GSL1 (MICROT L), progettato dall'Istituto Svizzero WSL (Swiss Federal Research Institute for Forest, Snow and Landscape Research di Birmensdorf; Foto 16). Le sezioni trasversali sono state colorate con una soluzione di fucsina basica-blue astra in acido acetico e sono state osservate al microscopio ottico (Foto 17). Dopo la colorazione le cellule completamente sviluppate e lignificate assumono una colorazione rossa, mentre le cellule del cambio e quelle non ancora lignificate dello xilema si colorano di blue.



Foto 16. *Microcore* incollate su supporti di legno, microtomo GSL1 e sezioni trasversali di 10-15 μ dopo la colorazione (foto R. Proietti).

La lettura in sequenza delle sezioni consente di seguire l'andamento della xilogenesi e di quantificare l'accrescimento annuale in relazione alle temperature e alla piovosità del periodo primavera-estate dell'anno considerato. L'immagine è stata acquisita grazie al programma AxioVision User's Guide –Release 4.8 (anno 2009).

Per ogni sezione, su 3 file radiali è stato contato il numero di cellule presenti, suddivise per stadio di sviluppo (cellule del cambio; cellule in fase di estensione, cellule in fase di lignificazione, cellule mature completamente lignificate del legno primaverile e di quello estivo; Rossi *et al.*, 2006b; Figura 19).

La presenza dei diversi tipi cellulari viene utilizzata per definire le dinamiche di formazione e maturazione delle cellule del cambio e le "date critiche" della fenologia cambiale (es.: inizio e fine dell'attività

cambiale), la durata delle diverse fasi fenologiche e, quindi, la lunghezza della stagione vegetativa (Rathgeber *et al.*, 2011). Le cellule del meristema secondario sono, infatti, sempre presenti lungo il fusto, ma in primavera, nelle prime fasi di formazione del nuovo anello, si osserva un aumento del loro numero. La stagione vegetativa inizia quando le cellule del cambio cominciano a dividersi. Comincia a questo punto l'accrescimento radiale del fusto ed i processi di xilogenesi. In autunno, invece, la formazione dello xilema si considera completata e, quindi la stagione vegetativa conclusa, quando l'ultima fila di cellule xilematiche della cerchia annuale ha cellule con parete completamente lignificata ed il cambio ha smesso di dividersi e produrre nuove cellule.

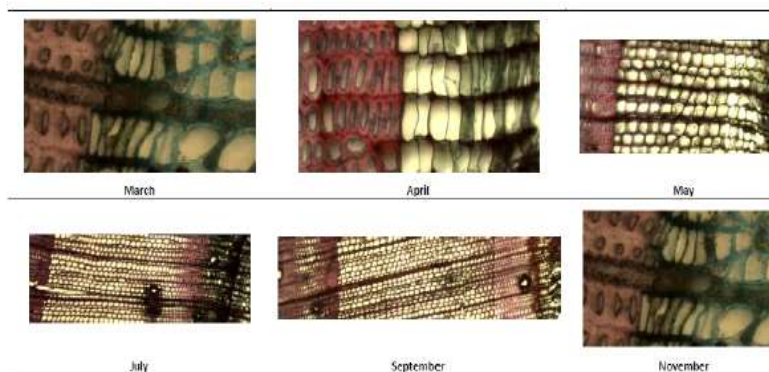


Foto 17. Sezioni trasversali dopo la colorazione. Si possono distinguere le diverse fasi di sviluppo dello xilema nel corso della stagione vegetativa (foto R. Proietti).

Le dinamiche di formazione e maturazione delle cellule del cambio sono legate a fattori genetici, ambientali e allo stato fisiologico della pianta (età, disponibilità di carboidrati di riserva, distribuzione degli ormoni, stato fitosanitario; Rossi *et al.*, 2008). Inoltre, nel corso della stagione vegetativa cellule situate nella stessa fila radiale possono avere un livel-

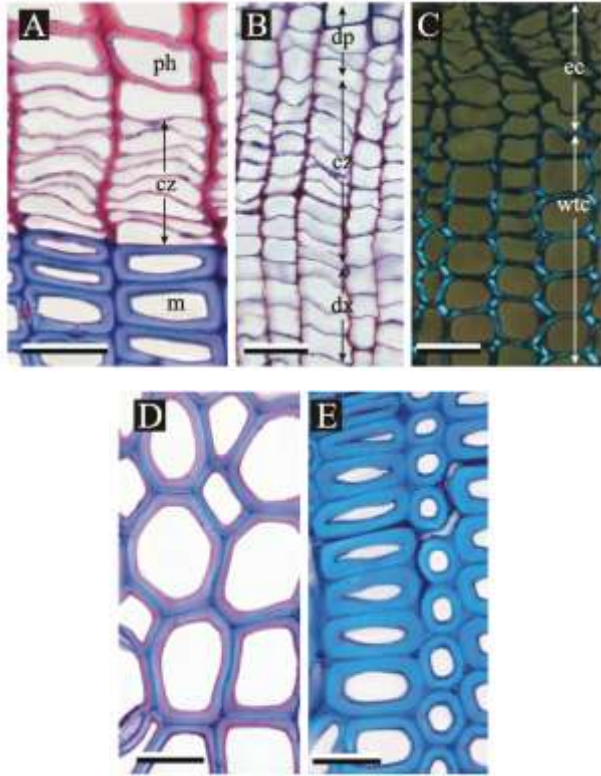


Figura 19. A: Sezione trasversale del fusto di *Pinus cembra* in inverno: m = cellule (tracheidi) mature; cz = zona cambiale; ph = cellula del floema - B: Sezione della zona cambiale (cellule del cambio e derivate iniziali) durante la stagione vegetativa in *Picea abies*: dx = cellule dello xilema in fase di estensione; cz = zona cambiale; dp = cellule del floema in fase di sviluppo. - C: cellule dello xilema in fase di lignificazione (ispessimento delle pareti) e di allungamento in *Picea abies* (sotto luce polarizzata): wtc = cellule con parete in fase di ispessimento: ec = cellule in fase di allungamento della parete cellulare - D: legno primaverile di *Larix decidua* con cellule parzialmente lignificate. - E: cellule mature del legno estivo in *Larix decidua*. - Barra = 20 μm (da Rossi *et al.*, 2006b).

lo di maturazione diverso, per cui i processi biochimici coinvolti nella lignificazione e nella formazione dello xilema possono essere ad un diverso stadio (Rossi *et al.*, 2006b). Di conseguenza, per stimare la dinamica intra-annuale di formazione dell'anello è necessario stimare l'inizio e la fine del periodo vegetativo e verificare la risposta dei singoli individui alla temperatura dell'aria e alla disponibilità idrica.

La stima della variabilità adattativa interna alla popolazione, insieme al suo livello di variabilità genetica, possono essere utilizzati come indice della capacità di resilienza ai cambiamenti ambientali della popolazione e dovrebbero essere considerati nell'attività di gestione selvicolturale della foresta, poiché popolazioni con maggiore plasticità fenotipica saranno in grado di evolvere sotto la spinta di pressioni selettive ambientali, conservando il paesaggio attuale.

Studiare l'esistenza di variabilità adattativa rispetto all'inizio ed alla durata della stagione vegetativa (periodo di attività del cambio e di formazione del legno) e le eventuali interazioni GxE (*gene-environment interaction*) consente di identificare materiali resistenti/suscettibili ad estremi di temperatura e/o di disponibilità idrica e la resilienza della popolazione.

Per La Verna e Pigelleto sono stati collezionati i dati climatici, relativi alla temperatura dell'aria ed alle precipitazioni del periodo 2010-2012 (Figura 20). La temperatura dell'aria, insieme al fotoperiodo, regola, infatti, la transizione dalla fase di dormienza a quella di ripresa vegetativa, e viceversa, e la lunghezza del periodo di crescita (Deslauriers *et al.*, 2008; Nielsen e Jørgensen, 2003; Oribe *et al.*, 2001). I dati raccolti consentono di individuare eventuali correlazioni con le variazioni dei parametri climatici nel tempo e nello spazio.

Sono stati raccolti anche i dati relativi alle precipitazioni (Figura 20) poiché a latitudini o altitudini elevate le basse temperature sono il principale fattore che limita la crescita radiale degli alberi (Rossi *et al.*, 2007a), ma nelle regioni mediterranee, caratterizzate da estati calde e secche, anche la disponibilità idrica è un fattore limitante della crescita e condiziona la fenologia (Cherubini *et al.*, 2003; Kramer *et al.*, 2000; Lebourgeois *et al.*, 2012). Per questo motivo il possibile allungamento

della stagione vegetativa legato all'aumento termico, o la possibilità di incrementi radiali maggiori dovuti all'aumento della concentrazione di anidride carbonica in atmosfera, potranno favorire l'accrescimento degli alberi nei paesi dell'Europa del nord, dove la piovosità non sarà probabilmente un fattore limitante. Nelle regioni meridionali, invece, dove gli scenari di cambiamento indicano non solo una probabile riduzione delle piogge, ma anche una loro diversa distribuzione nel corso dell'anno, con lunghi periodi di siccità, questo probabilmente non sarà possibile.

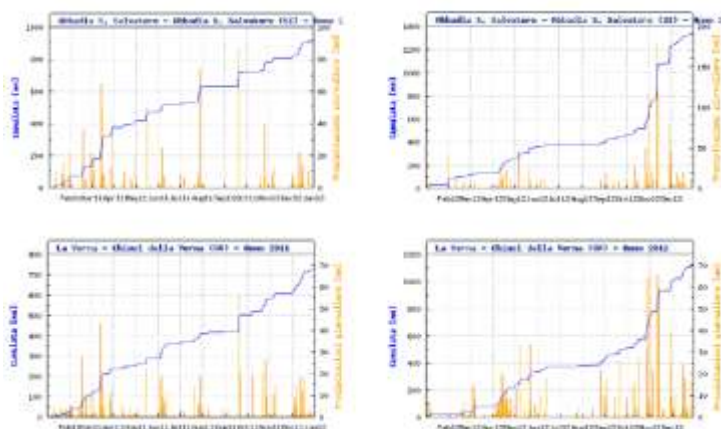


Figura 20. Precipitazioni in mm nel 2011 e 2012 nelle stazioni termiche di Chiusi della Verna (AR) e Abbadia S. Salvatore (SI, stazione di rilievo più vicina a Pigelleto). (Servizio Idrologico Regionale Toscana; <http://www.sir.toscana.it/>).

I dati ottenuti dalla lettura delle sezioni al microscopio sono stati elaborati con il software CAVIAR, un pacchetto statico che lavora in ambiente R (R Development Core Team, 2007), messo a punto da Rathgeber e collaboratori nel 2011 per l'analisi dei dati cambiali e il monitoraggio della formazione del legno (Rathgeber *et al.*, 2011) e, in particolare, per la stima delle date critiche.

Attraverso il software CAVIAR è possibile visualizzare il comportamento dei singoli alberi e della popolazione nel corso della stagione vegetativa, stimando l'inizio e la fine dell'attività cambiale e la durata delle fasi della xilogenesi. È inoltre possibile stimare il numero medio di cellule prodotte dal cambio dei singoli alberi e della popolazione e il tipo di cellule (cellule del cambio/dividing; cellule in fase di formazione/enlarging; cellule in fase di lignificazione/thickening; cellule completamente lignificate/mature) nel corso della stagione vegetativa.

I risultati evidenziano che nelle 3 popolazioni monitorate è stata osservata variabilità nell'entrata in attività del cambio, nella lunghezza della stagione vegetativa e nel numero di cellule prodotte. Nei 2 anni di monitoraggio fenologico l'attività cambiale è iniziata prima nella popolazione di *A. alba* di Pigelleto (SI), area situata a quota inferiore e più vicina al mare rispetto a La Verna (AR). Inoltre, nella popolazione di Pigelleto (SI) la stagione vegetativa ha una durata maggiore e, mediamente, gli alberi producono un numero superiore di cellule, per cui l'anello annuale ha uno spessore maggiore (Figura 21). Nel 2011 le prime cellule mature del legno estivo sono state osservate alla fine del mese di maggio a Pigelleto (SI), mentre a La Verna (AR) sono presenti a partire dall'inizio del mese di giugno. Nel 2012, anno caratterizzato da primavera ed estate particolarmente calde e asciutte, le prime cellule mature del legno estivo sono state osservate a metà e fine del mese di maggio rispettivamente a Pigelleto (SI) e La Verna (AR). Le temperature elevate e lo stress idrico del 2012 hanno probabilmente influenzato il numero di cellule prodotte nel corso della stagione vegetativa (McMillan *et al.*, 2008) anche se, complessivamente, questa è stata più lunga. Il fenomeno è stato più evidente a Pigelleto (SI), poiché a quote inferiori la sensibilità dell'abete bianco allo stress idrico sembra superiore (van der Maaten-Theunissen *et al.*, 2013).

Nel 2012 la mancanza di piogge associata a temperature elevate hanno favorito la presenza di cellule del legno estivo già dall'inizio del mese di luglio. Inoltre, dopo le prime piogge dell'autunno dello stesso anno, la presenza di temperature ancora miti ha favorito la ripresa dell'attività

del cambio. Di conseguenza, a novembre, in alcuni alberi erano ancora presenti cellule non completamente lignificate. Come osservato in altre specie tipiche dell'area mediterranea, a causa della ridotta disponibilità idrica estiva, la formazione dello xilema è stata perciò di tipo bimodale, con una prima fase di crescita a primavera-inizio estate, un rallentamento della divisione cellulare (“una pausa”) nel periodo estivo più caldo e secco, una nuova fase di crescita dopo le piogge di inizio autunno (Camarero *et al.*, 2010; Vieira *et al.*, 2014a e 2014b).

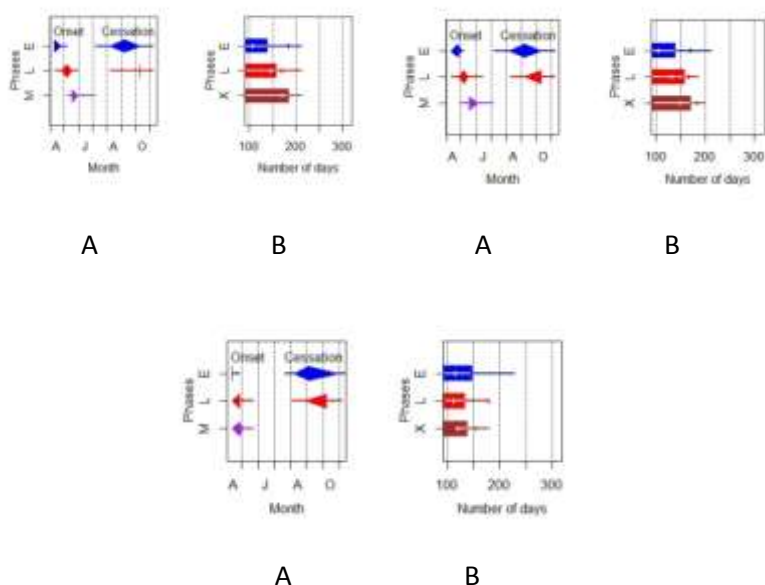


Figura 21 - Calendario della formazione del legno nella stagione vegetativa 2012 a La Verna (Popolazione 1 e Popolazione 2) e Pigelleto. Nella figura identificata con la lettera A sono rappresentate le date critiche delle fasi di formazione (E), maturazione (L) e lignificazione (M) delle cellule del legno per le 3 popolazioni, mentre nella figura identificata con la lettera B viene indicata la durata delle fasi di formazione (E) e maturazione (L) delle cellule e la durata del processo di filogenesi (X).

La divisione cellulare e il tasso di formazione di nuove cellule è stato più elevato nella prima parte della stagione vegetativa, tra fine maggio e inizio luglio, quando è buona la disponibilità idrica del suolo, le temperature non hanno raggiunto i valori massimi, ma è massima la lunghezza del giorno. Probabilmente gli effetti della temperatura sulla formazione dei tessuti è mediata dal fotoperiodo (Rossi *et al.*, 2006c; Rossi *et al.*, 2007b).

Le popolazioni di La Verna 1 e La Verna 2 (AR) si differenziano per inizio della ripresa dell'attività vegetativa del cambio e per il numero di cellule prodotte. A La Verna 1, nei due anni, la ripresa dell'attività vegetativa è stata più precoce e la popolazione ha prodotto un numero maggiore di cellule. Le differenze tra i due popolamenti possono essere dovuti all'esposizione, che può influenzare la temperatura e l'efficienza di uso idrico (van der Maaten-Theunissen *et al.*, 2013) e alla pendenza, che può influenzare la capacità del terreno di trattenere la pioggia e favorire il ruscellamento superficiale (Camarero *et al.*, 2011). Anche l'età degli alberi (più giovani a La Verna 1) può aver determinato questo diverso comportamento.

Esiste, quindi, variabilità intra- ed inter-popolazione relativamente alla data di inizio e fine dell'attività del cambio e per quantità di cellule prodotte nelle 3 popolazioni studiate. Ci sono genotipi con diversa precocità/tardività, per cui alcuni sono in grado di continuare a produrre nuove cellule anche all'inizio dell'autunno, mentre altri hanno una stagione vegetativa più breve. Nonostante le dimensioni ridotte delle popolazioni analizzate, l'*A. alba* appenninico è riuscito a mantenere una diversa sensibilità alla disponibilità idrica e variabilità per i caratteri adattativi. Questa plasticità sarà utile alle popolazioni indagate perché consentirà loro di reagire e adattarsi a possibili stress di natura biotica e abiotica. Inoltre le popolazioni analizzate fanno parte di aree di monitoraggio permanente e ciò consentirà di ripetere le indagini sui caratteri adattativi e di conoscere le risposte evolutive al cambiamento climatico.

Vista la ridotta capacità di rinnovazione delle popolazioni di abete bianco, è necessario prevedere attività selvicolturali in grado di favorire la sopravvivenza delle piante adulte, la loro capacità di disseminare e l'affermazione dei semenzali. Nelle popolazioni marginali, come quelle appenniniche, dove *A. alba* soffre la competizione con il faggio, potrebbe essere utile intervenire a carico di *Fagus sylvatica*, creando aree in cui la rinnovazione dell'abete bianco possa facilmente affermarsi.

Capitolo 4 – Gestione delle popolazioni di abete bianco in uno scenario di cambiamento climatico

...Il color verde fosco delle foglie di abeto, la forma perpendicolare dei loro fusti, a confronto del verde chiaro e della tortuosa ramificazione dei faggi che crescono a contatto, talora intersecano, e spesso fanno corona alle abetine, costituiscono il più bel colpo d'occhio di questa montagna [...] Queste selve però sono interrotte e rese più vaghe all'aspetto da vasti campi coperti di suffrutici e di delicata pastura ”

E. Repetti, 1835¹²

Nel quarto capitolo vengono considerati i possibili effetti del cambiamento “dell’ecosistema abete bianco” sulle funzioni comuni e multisettoriali svolte dal paesaggio (da quelle ecologiche e naturalistiche a quelle ricreative ed economiche). Per affrontare la sfida dei cambiamenti in atto le specie possono migrare, adattarsi alle nuove condizioni ambientali o utilizzare la plasticità fenotipica. Le caratteristiche delle piante forestali, soprattutto la lunghezza del ciclo biologico, probabilmente non consentiranno loro di utilizzare a pieno queste 3 strategie in poche generazioni ed in tempi brevi, come richiede la velocità dei cambiamenti. Diventa, quindi, importante prevedere il possibile comportamento di una popolazione di alberi forestali al variare della pressione dei fattori ambientali e antropici (Paragrafo 4.1: Livello di resilienza della specie *A. alba* e dell’ecosistema in cui vive). È necessario, inoltre, mettere a punto sistemi efficaci di gestione selvicolturale che permettano la conservazione *in situ* delle risorse forestali e dei paesaggi caratterizzati dalla presenza dell’abete bianco. L’incremento e la conservazione della diversità specifica sono considerate fondamentali per favorire la resilienza delle popolazioni ed il mantenimento del paesaggio forestale (Paragrafo 4.2: Gestione selvicolturale e possibilità di conservazione *in situ* della specie). Può

¹² E. Repetti, 1835. Dizionario Geografico Fisico Storico della Toscana. Firenze In: Romano, 2010.

risultare utile studiare la possibilità di applicazione di tecniche di conservazione dinamica *ex situ*. Lo scenario climatico ipotizzato per il 2100 indica, infatti, una espansione delle zone fito-climatiche calde a svantaggio di quelle freddo-temperate, per cui gli areali di alcune specie si ridurranno (con rischio di estinzione) a favore di altre. La conservazione delle specie fuori dall'attuale areale potrebbe essere favorita dall'uomo, anche se potrebbe determinare cambiamenti sia a livello ecologico, che a scala di paesaggio. È utile quindi studiare vantaggi e svantaggi di questa opzione (Paragrafo 4.3: Possibilità di applicazione di tecniche di conservazione dinamica *ex situ*). La maggior parte delle abetine di abete bianco presenti in Appennino sono il risultato della persistenza storica di un modello di gestione forestale messo a punto dai monaci (popolamenti coetanei, monospecifici, con piantagioni regolari, a file, di giovani piantine in sostituzione di quelle abbattute), che per secoli ha fornito legname di abete e ha definito il paesaggio forestale. Esse sono diventate parte integrante della storia e della cultura di numerose aree appenniniche, esprimono valori estetici, spirituali, naturalistici, ricreativi e continuano ad essere risorsa economica (molte abetine sono inserite in parchi nazionali e sono mete turistiche). La gestione selvicolturale attuale delle abetine prevede generalmente la loro evoluzione verso il bosco misto dominato da latifoglie e l'abete bianco, sempre più vulnerabile a causa di stress biotici e abiotici, perderà il ruolo di specie principale. Cambierà quindi anche il paesaggio forestale (Paragrafo 4.4: Cambiamento climatico, areale futuro di *A. alba* e cambiamento del paesaggio. Effetti economici e culturali).

4.1: Livello di resilienza della specie *A. alba* e dell'ecosistema in cui vive

L'aumento medio della temperatura rispetto al periodo pre-industriale sta modificando le caratteristiche fisiche e biologiche degli ecosistemi, come indicato dall'innalzamento dell'areale di diffusione di alcune specie, dall'allungamento della stagione vegetativa, dall'anticipo delle

fasi fenologiche primaverili, dalla composizione specifica degli ecosistemi stessi, da fenomeni di deperimento legati a stress di natura biotica (attacchi parassitari) o abiotica (stress idrico o temperature estreme; Carrer *et al.*, 2010). Questi fenomeni non si manifestano in modo omogeneo nelle diverse regioni del nostro Continente, ma il bacino del Mediterraneo è, secondo gli scenari di cambiamento, tra le aree più sensibili al cambiamento climatico in atto (IPCC, 2007; Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000).

Anche l'abete bianco sta subendo le conseguenze di questi cambiamenti ambientali, che interessano soprattutto le piantagioni artificiali appenniniche e, in particolare quelle ormai mature, dove gli interventi selvicolturali non vengono più effettuati da molti anni e che spesso sono state realizzate in stazioni poco idonee per la specie (Gallucci e Urbinati, 2009). Infatti, lungo la penisola, la coltivazione dell'abete bianco a scopo produttivo è iniziata già in epoca romana, intorno a nuclei naturali, occupando nei secoli successivi superfici sempre più estese. Di conseguenza è oggi difficile distinguere le formazioni primarie di *A. alba* da quelle secondarie. Inoltre, nella scelta del materiale necessario per le piantagioni, non sempre è stato tenuto conto delle caratteristiche ecologiche della provenienza o dell'ecotipo impiegato.

I primi fenomeni di deperimento a carico di *A. alba* sono stati registrati all'inizio del XX secolo (Giacobbe, 1931) e l'area occupata dalla specie si è lentamente ridotta. Negli ultimi 40 anni il deperimento ha interessato non solo le popolazioni centro-meridionali, che occupano la parte marginale dell'areale naturale, dove la specie è più sensibile ai cambiamenti ambientali, ma anche quelle dell'Europa centrale, il *core* dell'areale naturale di distribuzione. Per queste ultime il fenomeno è stato attribuito principalmente all'inquinamento atmosferico (piogge acide), mentre per l'abete bianco appenninico il deperimento è stato associato principalmente al susseguirsi di annate siccitose (Battipaglia *et al.*, 2009; Gallucci e Urbinati, 2009).

La varietà di suoli e clima presenti nella nostra Penisola hanno consentito ad *A. alba* di vegetare lungo un gradiente altitudinale e ambientale che, probabilmente, ha favorito una maggiore

differenziazione tra popolazioni per le caratteristiche adattative rispetto all'abete bianco dell'Europa centrale. Partendo da queste considerazioni, alcuni botanici hanno anche ipotizzato che l'abete bianco dell'Italia meridionale potesse essere una varietà a sé stante, denominata *apennina* (Giacobbe, 1973), dal momento che in Aspromonte, la parte più meridionale dell'areale di distribuzione della specie, *A. Alba* può vegetare fino a 1.400 m s.l.m. (Ducci *et al.*, 1998). La presenza di variabilità adattativa è un fattore da considerare nei programmi di gestione selvicolturale, poiché migliora la capacità di resilienza di specie e popolazioni.

Nel bacino del Mediterraneo, dove nei prossimi 50 anni è ipotizzato un aumento medio annuo delle temperature di 2 - 4°C e una maggiore frequenza e intensità delle annate siccitose, i fenomeni di deperimento a carico dell'abete bianco tenderanno a crescere. *A. alba* tra gli abeti mediterranei è, infatti, la specie più sensibile alle fluttuazioni climatiche e allo stress idrico, poiché ha una minore efficienza di uso idrico. Il suo accrescimento è, inoltre, condizionato non solo dall'andamento climatico dell'anno in corso, ma anche da quello dell'anno precedente (Battipaglia *et al.*, 2009; Carrer *et al.*, 2010; George *et al.*, 2015).

Gli studi dendrocronologici e dendroclimatici consentono di conoscere il trend di accrescimento degli alberi di lunghe serie storiche e di ipotizzare le relazioni tra crescita radiale del tronco e fattori climatici. In particolare l'analisi degli anelli caratteristici (*pointer values*; anelli particolarmente larghi o stretti, visibili nelle serie come picchi positivi o negativi) e degli anni caratteristici (*pointer year*; anni in cui almeno il 75% dei campioni presenta un anello caratteristico), permettono di conoscere la corrispondenza tra eventi climatici estremi ed anni caratteristici. Consentono, quindi, di mettere in relazione la risposta di una popolazione di alberi ai fattori climatici in termini di accrescimento annuale del tronco (Gallucci e Urbinati, 2009).

Gallucci e Urbinati (2009) hanno osservato come la dinamica di accrescimento di alcune popolazioni di abete bianco dell'Appennino centrale abbia subito una progressiva riduzione dalla fine degli anni '60 fino alla metà degli anni '80. Lo stesso andamento è stato riportato

anche per *A. alba* in Piemonte ed in Francia (regione dei Vosgi) ed è stato associato alla combinazione di periodi di stress idrico e di temperature elevate per più anni.

Anche se l'accrescimento annuale nelle diverse stazioni può essere influenzato da fattori differenti dal clima, come l'età del popolamento, gli interventi selvicolturali, la consociazione con altre specie, l'esame degli anni caratteristici ha evidenziato che temperatura e piovosità (quantità e distribuzione stagionale delle piogge) sono i fattori principali che regolano la crescita dell'abete bianco. In particolare, temperature medie primaverili ed estive elevate, soprattutto quelle dei mesi di luglio e agosto, se associate a precipitazioni ridotte nella stagione vegetativa in corso e in quella dell'anno precedente, riducono l'ampiezza dell'anello. Quest'ultima è fortemente influenzata dalla quantità e dalla distribuzione delle piogge dell'estate precedente, specialmente nei versanti meridionali. Il bilancio idrico della stagione vegetativa precedente condiziona la produzione del legno primaverile, mentre le precipitazioni estive dell'anno in corso influenzano lo spessore del legno estivo (Battipaglia *et al.*, 2009). Questo comportamento è stato registrato sia nelle popolazioni appenniniche che in quelle alpine, anche se la dinamica della stagione vegetativa è diversa nelle due regioni. La relazione positiva tra clima della stagione vegetativa precedente e accrescimento dell'anno in corso potrebbe essere legata all'accumulo di sostanze di riserva necessarie per lo sviluppo dell'anello (Battipaglia *et al.*, 2009; Carrer *et al.*, 2010).

Nelle popolazioni calabresi, adattate ad un clima più secco, dove normalmente le temperature di luglio ed agosto sono elevate, la maggior parte dell'accrescimento avviene a fine primavera (tra i mesi di maggio e giugno) e la mancanza di precipitazione estiva (a luglio e agosto) ha una influenza minore sull'accrescimento, tanto che le fluttuazioni annuali degli anelli sono meno evidenti (Battipaglia *et al.*, 2009). Anche le popolazioni molisane di abete bianco, come ad esempio Abeti Soprani (IS), mostrano curve di accrescimento simili alle popolazioni di Serra San Bruno (VV), facendo ipotizzare una maggiore tolleranza e adattamento delle popolazioni dell'Appennino centro-meridionale a

condizioni più xeriche (Gallucci e Urbinati, 2009). In generale, le temperature estive molto elevate riducono l'effetto positivo delle precipitazioni sull'accrescimento annuale, ad eccezione di alcune aree dove la piovosità in estate può essere particolarmente alta, come a Camaldoli (AR) e a La Verna (AR). In questo caso la diminuzione dell'accrescimento è correlato soprattutto alle temperature del mese di agosto.

Poiché l'abete bianco è considerata una specie che predilige inverni abbastanza miti (Bernetti, 1995), un altro fattore che influenza l'accrescimento annuale è la temperatura media invernale, soprattutto quella del mese di febbraio. Di conseguenza, dopo inverni miti e non eccessivamente piovosi (il ristagno della pioggia può causare attacchi fungini), la crescita radiale del tronco viene favorita.

La presenza di variabilità adattativa nelle popolazioni di abete bianco del nostro Paese è stata confermata anche dallo studio di Carrer *et al.* (2010). La ricerca ha analizzato l'accrescimento annuale degli anelli di un network di 52 popolazioni italiane di *A. alba*, collezionate sia nella regione alpina che in quella appenninica (38.1°– 46.6°N e 6.7°– 16.3°E) nel periodo compreso tra il 1900 e il 1995. L'indagine ha evidenziato un diverso comportamento dell'abete bianco non solo tra i siti alpini e quelli mediterranei, ma anche tra i siti monitorati sulle Alpi. Le popolazioni studiate si dividono, infatti, in 3 *cluster*, che raggruppano rispettivamente le popolazioni appenniniche centro meridionali, le popolazioni alpine occidentali, le popolazioni alpine orientali insieme a quelle dell'Appennino settentrionale. Dinamiche di accrescimento simili tra siti alpini del nord-est e siti dell'Appennino settentrionale possono essere spiegate sia da similitudini climatiche (in particolare temperature e precipitazioni) tra queste due regioni, che da vicinanza genetica tra le popolazioni. La presenza sull'Appennino settentrionale di un antico rifugio glaciale da cui l'abete bianco è migrato per colonizzare il centro Europa può giustificare l'appartenenza allo stesso *cluster* di popolazioni geograficamente distanti. Al contrario, le popolazioni di *A. alba* sopravvissute alle glaciazioni nei rifugi dell'Appennino meridionale sono rimaste isolate nel corso dell'Olocene, per cui mantengono

caratteristiche genetiche ed adattative a sé stanti. La differenziazione tra le popolazioni delle Alpi, invece, è dovuta probabilmente ad un adattamento climatico ed è stata riscontrata anche per altre conifere (*Pinus cembra*, *Picea abies* e *Larix decidua*). Esiste, infatti, una diversa distribuzione delle precipitazioni tra i due settori alpini. Il settore occidentale delle Alpi ha un clima più continentale, con gelate precoci ed episodi di siccità all'inizio della stagione vegetativa (mese di maggio).

La relazione positiva tra accrescimento e temperatura e piovosità dell'anno precedente è legata alla fisiologia della specie ed, in particolare, all'accumulo di sostanza di riserva necessaria all'inizio della stagione vegetativa per la crescita cellulare. Se all'inizio della stagione vegetativa le temperature sono alte e la disponibilità idrica del suolo non è sufficiente, gli stomi si chiudono, causando una riduzione dell'assimilazione del carbonio e quindi della dimensione degli anelli. Con una buona disponibilità idrica, l'aumento della concentrazione di CO₂ in atmosfera registrato nell'ultimo secolo potrebbe avere un effetto positivo sull'accrescimento annuale, poiché potrebbe migliorare l'efficienza di uso idrico dell'abete bianco diminuendo la sensibilità alla siccità. La riduzione dell'accrescimento annuale è legato anche al periodo in cui si presenta la siccità nel corso della stagione vegetativa (George *et al.*, 2015). L'incremento annuale può essere ridotto fino al 50 % con un periodo breve di forte siccità all'inizio della stagione vegetativa, mentre la mancanza di pioggia a fine estate non influenza lo spessore dell'anello.

Le indagini genetiche e dendroclimatiche hanno indicato che esiste ancora nelle popolazioni alpine e appenniniche di abete bianco un gradiente geografico di diversità. Le popolazioni mediterranee (quelle più meridionali) conservano maggiore diversità genetica e presentano minore sensibilità allo stress idrico, che dà loro un vantaggio evolutivo e fisiologico/adattativo in uno scenario di *global change*. Le popolazioni dell'area alpina, anche a causa del cambiamento climatico in corso, che ha determinato una riduzione delle precipitazioni nevose e della

piovosità primaverile ed estiva, mostrano invece sempre una maggiore sensibilità verso la disponibilità idrica.

Poiché i modelli di cambiamento climatico prevedono *pattern* stagionali di precipitazioni in diminuzione e di temperatura in aumento, che causeranno modifiche nel funzionamento degli ecosistemi, nei rimboschimenti, per favorire la resilienza delle nuove piantagioni, è necessario impiegare provenienze di abete bianco con caratteristiche genetiche ed adattative diverse, in grado di rispondere ai differenti stress a cui potrebbero essere esposte.

4.2 - Gestione selvicolturale e possibilità di conservazione *in situ* della specie

Il paesaggio è per sua natura una entità in continua trasformazione, per cui non è possibile fermare la sua evoluzione. È tuttavia possibile gestire il suo cambiamento, soprattutto quando la sua formazione si intreccia con la storia di un territorio. Si possono mitigare i cambiamenti del paesaggio attraverso la gestione, garantendo nel tempo la continuità tra passato e futuro.

Per questo motivo la conservazione del paesaggio forestale caratterizzato dalla presenza dell'abete bianco non assume solo una funzione ecologica e ambientale, poiché alla sua configurazione spaziale ha contribuito l'opera combinata della natura e dell'uomo. Le abetine sono state fonte di benessere spirituale ed economico per molti secoli e la loro conservazione potrà consentire di continuare a fruire dello spazio naturale e delle testimonianze storiche e culturali che esse racchiudono, mantenendo contemporaneamente la memoria del passato e un habitat naturale.

La protezione della biodiversità ha come obiettivo generale la salvaguardia dell'ecosistema e delle specie che in esso vivono, interagendo fra di loro. Per conservare una specie è necessario mantenere il numero più elevato possibile delle popolazioni che la compongono, in modo tale da salvaguardare un patrimonio genetico

ampio, che renda la specie capace di affrontare ed adattarsi ai cambiamenti legati al clima, oppure a stress di natura biotica, come l'introduzione di nuovi patogeni. La capacità adattativa di una comunità vegetale non favorirà solo la sua sopravvivenza, ma influenzerà la struttura dell'intera comunità di cui fa parte. Quindi, anche se apparentemente antitetico, conservare la diversità significa favorire il "potenziale evolutivo" di una specie e dell'ecosistema a cui appartiene.

La conservazione della diversità biologica avviene fondamentalmente attraverso due modalità: la conservazione *in situ* e la conservazione *ex situ*.

L'articolo 2 della Convenzione sulla Diversità Biologica (1992) definisce la conservazione *in situ* come una strategia che prevede "la conservazione degli ecosistemi e degli habitat naturali e la manutenzione e il recupero di popolazioni vitali di specie nel loro ambiente naturale e, nel caso di specie domestiche o coltivate, nell'ambiente in cui hanno sviluppato le loro proprietà caratteristiche".

In base all'articolo 8 della Convenzione sulla Diversità Biologica, la conservazione *in situ* è una pratica che ogni stato dovrebbe intraprendere con un sistema di aree protette (parchi nazionali, parchi naturali, riserve, zone umide) dove, grazie a misure speciali, la diversità biologica viene conservata e favorita. Questo tipo di conservazione viene generalmente applicata nelle aree protette e consente di mantenere contemporaneamente le risorse genetiche di più specie appartenenti allo stesso habitat e alle stesse cenosi. In Europa questa norma viene applicata attraverso la costituzione delle aree protette di Rete Natura 2000.

Conservare *in situ* è una azione di lungo periodo, che consente alla specie principale e a quelle ad essa associate di continuare a evolvere e co-evolvere nel proprio ambiente, a mantenere la rete di relazioni con le altre specie tipiche di quell'ecosistema e insieme alle quali si è lentamente evoluta nel corso di migliaia di anni.

Presupposto base della conservazione *in situ* è la consapevolezza che una comunità di esseri viventi, che interagiscono fra di loro, è in continuo mutamento, a causa delle successioni naturali dovute, ad

esempio, all'invecchiamento della foresta, agli effetti di eventi meteorologici particolarmente devastanti, agli incendi spontanei, ma anche a causa all'attività dell'uomo, che taglia il bosco per ottenere nuovi pascoli o terreni agricoli, o causa incendi.

La progettazione di un intervento di conservazione *in situ* deve essere preceduta da un inventario della popolazione a rischio di estinzione, per conoscere la sua effettiva consistenza, le classi sociali e di età da cui è formata, lo stato fitosanitario degli individui. Altri fattori importanti da analizzare sono il livello di variabilità genetica della popolazione, il sistema riproduttivo e i meccanismi di dispersione dei semi. Questi ultimi 3 elementi contribuiscono alla dinamica evolutiva della specie, attraverso l'adattamento e il flusso genico tra popolazioni.

La conservazione *in situ* può prevedere interventi selvicolturali, che mirino a favorire la sopravvivenza o l'accrescimento degli individui della popolazione, riducendo la competizione tra la specie oggetto di conservazione e le altre presenti nella stessa area. Nelle formazioni dove l'abete bianco è consociato con il faggio, per creare coni di luce e consentire ad *A. alba* del piano dominato di ricominciare a crescere, possono essere eliminati alcuni alberi di *F. sylvatica* (Figura 22).



Figura 22– Esempio di selezione finalizzata a favorire la crescita verticale dell'abete bianco in un bosco misto di abete e faggio (In: Ricostituzione di boschi a dominanza di faggio con *Abies alba* nell'Appennino Tosco-Marchigiano. Guida al progetto LIFE08NAT/0037/RESILFOR, 2014).

Un rischio legato alla conservazione *in situ* è la possibilità di eventi catastrofici o di pressioni selettive (anche ad opera dell'uomo, attraverso gli incendi) che possono causare la perdita di una parte o dell'intera popolazione.

La conservazione *in situ* delle risorse genetiche di popolazioni piccole e isolate può essere portata avanti incrementandone l'effettivo, attraverso la realizzazione di parcelle intorno alla popolazione naturale residua.

Per creare i nuovi micro-arboreti è necessario disboscare o diradare piccole aree intorno alla popolazione principale dove, successivamente, verranno inseriti semenzali o innesti ottenuti da materiale raccolto dalle "piante madri" della popolazione da conservare (Foto 18).

Per evitare l'uniformità della nuova popolazione e mantenere un buon livello di variabilità genetica è necessario selezionare un numero elevato di "piante madri" geneticamente diverse tra loro, come dimostrato dalle analisi genetiche o dal monitoraggio dei caratteri adattativi.



Foto 18 – Realizzazione di un micro-arboreto nell'area di monitoraggio permanente di Pigelleto (Progetto LIFE 08NAT/0037 RESILFOR): A = piante madri dalle quali raccogliere semi e/o marze; B = semenzali; C = innesti; D = microarboreto subito dopo la piantagione; E = innesto di *A. alba* all'interno del microarboreto (foto R. Proietti).

4.3 - Possibilità di applicazione di tecniche di conservazione dinamica *ex situ*.

La seconda modalità di conservazione della biodiversità è la conservazione *ex situ*, definita dall' articolo 2 della Convenzione sulla diversità biologica (1992) come “*la conservazione di elementi costitutivi della diversità biologica al di fuori del loro ambiente naturale*”.

La conservazione *ex situ* di specie la cui sopravvivenza è a rischio nel proprio habitat naturale viene realizzata attraverso il prelievo di semi, polline, parti di pianta, spore e il successivo trasferimento in aree predisposte per la loro accoglienza e tutela (banche genetiche, *common garden*, orti botanici). Questa ulteriore forma di conservazione dovrebbe supportare ed integrare la conservazione *in situ*, con l'obiettivo finale di poter reintrodurre le specie minacciate nel proprio habitat naturale (articolo 9 della Convenzione sulla diversità biologica, 1992; Piotto *et al.*, 2010).

Anche se la conservazione *in situ* è una azione prioritaria, poiché contemporaneamente consente la sopravvivenza e l'evoluzione della specie minacciata e il mantenimento delle relazioni ecosistemiche che si sono stabilite nel corso di migliaia di anni, in uno scenario di cambiamento climatico, che spesso mette in pericolo non solo le singole specie ma l'integrità e la funzionalità di alcuni ecosistemi, il quarto report dell'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007) indica nella conservazione *ex situ* una tra le principali azioni di adattamento degli ecosistemi ai cambiamenti climatici in corso.

Il germoplasma conservato *ex situ* consente di riprodurre e/o moltiplicare la specie a rischio. Poiché la popolazione conservata tende a mantenere la diversità genetica di partenza, questa forma di conservazione è detta anche “preservazione”. Nel sito di conservazione la variabilità genetica del germoplasma può subire comunque modificazioni, a causa della pressione selettiva esercitata dall'ambiente, o dalle tecniche adottate per la rigenerazione e/o moltiplicazione del materiale di partenza (Piotto *et al.*, 2010).

In Italia la conservazione *ex situ* viene portata avanti per poco più di cento specie tra conifere e latifoglie e per migliaia di genotipi (provenienze, discendenze materne di piante *plus*, cloni, ecc.) e viene attuata sia attraverso collezioni di semi, sia con collezioni di piante in campo (Ducci e De Rogatis, 2010). Il nostro paese è un *hotspot* di biodiversità, ma una lunga storia di antropizzazione ha causato un impoverimento del *pool* genico di numerose specie, per cui le azioni di conservazione della diversità genetica andrebbero incentivate.

Per l'abeto bianco, all'inizio del secolo scorso, la Stazione Sperimentale di Selvicoltura di Firenze ha realizzato alcune parcelle sperimentali dove sono state messe a confronto provenienze di *A. alba* collezionate nell'areale italiano. Alcuni di essi sono ancora attivi (ad esempio Fonte Vetica, nel comune di Castel del Monte in provincia dell'Aquila, e Vallombrosa, nel comune di Reggello, in provincia di Firenze; Foto 19a e 19b) e costituiscono parcelle di conservazione *ex situ* (Ducci *et al.*, 2010). I risultati di questi test hanno fornito informazioni importanti sulla capacità adattativa delle diverse provenienze di abete bianco. Poiché coprono un intervallo temporale molto lungo, questi test possono fornire ulteriori informazioni sulla risposta di *A. alba* alla variabilità dei fattori climatici.



Foto 19a. L'abetina di Fonte Vetica (Aq) vista dal versante di Campo Imperatore (Guidi e Morandini, 1970 in Ducci *et al.*, 2010).



Foto 19b. L'abetina di Vallombrosa (Fi) nel 1950, (Pavari e Morandini, 1951 in Ducci *et al.*, 2010).

La parcella sperimentale di Fonte Vetica (AQ; Foto 19a) è stata realizzata nel 1901 a 1.632 m di altitudine (zona fitoclimatica del *Fagetum*, sottozona fredda). Ricade all'interno del territorio del Parco Nazionale del Gran Sasso e dei Monti della Laga e mette a confronto provenienze di abete bianco, *Picea abies* (L.) H. Karst, *Larix decidua* Mill. e *Pinus nigra* J.F.Arnold. La parcella sperimentale di Vallombrosa (FI; Foto 19b) è stata piantata nel 1929 a 1.000 m di altitudine (zona fitoclimatica del *Castanetum*, sottozona fredda), impiegando 17 provenienze italiane ed europee di *A. alba* (9 alpine, 3 appenniniche, 3 austriache, 3 francesi). Un altro *common garden* che può essere considerato anche un test di conservazione *ex situ* per l'abete bianco è quello di Pian della Capanna (Pieve Santo Stefano – Arezzo), realizzato nel 1993 a 950 m di altitudine dall'Istituto Sperimentale di Selvicoltura di Arezzo, impiegando 19 provenienze dell'Italia centro-meridionale (Molise e Calabria) di *A. alba* (Ducci *et al.*, 2010).

La rapidità dei cambiamenti climatici in corso e la difficoltà di alcune specie, in particolare quelle forestali, di adattarsi alle nuove condizioni ambientali, anche per le condizioni di declino in cui si trovano a causa della distruzione e della frammentazione dell'habitat, ha aperto un dibattito sull'opportunità dell'applicazione di tecniche di migrazione assistita, che comportano la traslocazione intenzionale di una specie al di fuori del proprio areale naturale, per favorire la sua sopravvivenza e ridurre la perdita di biodiversità (Hewitt *et al.*, 2011).

Il problema principale posto dalla migrazione assistita è legato al conflitto che si viene a creare tra la salvaguardia di una o poche specie rispetto alla conservazione dell'intera comunità ecologica in cui essa/esse vivono attualmente. Non sempre, inoltre, è possibile prevedere il comportamento della specie "aliena" nel nuovo ecosistema in cui è stata trasferita. Questa potrebbe diventare invasiva (Hewitt *et al.*, 2011; Vitt *et al.*, 2010), alterando l'equilibrio ecologico e modificando il paesaggio forestale. È, infine, possibile l'ibridazione tra specie evolute in ambienti diversi e, soprattutto, c'è il rischio che le popolazioni trasferite non riescano ad adattarsi. È il caso delle popolazioni meridionali, che vivono in un ambiente più soggetto al cambiamento

climatico, che potrebbero non sopravvivere alle basse temperature, una volta portate a latitudini più settentrionali (Benito-Garzòn e Fernández-Manjarrés, 2015).

Nonostante gli aspetti negativi della migrazione assistita sopra descritti, in alcuni casi aiutare la migrazione delle specie viene considerato il metodo più idoneo per favorire la loro conservazione, soprattutto in territori intensamente antropizzati, dove le popolazioni sono estremamente frammentate e isolate (Piotto *et al.*, 2010). Questa opportunità viene valutata soprattutto per le specie con ampio areale di distribuzione, per le quali esiste un buon livello di variabilità genetica adattativa, che permette di individuare ecotipi, provenienze e genotipi idonei a siti con condizioni pedo-climatiche diverse. La traslocazione all'interno della stessa regione di provenienza può ridurre i rischi connessi con il trasferimento in latitudine (sud - nord) e in altitudine (Benito-Garzòn e Fernández-Manjarrés, 2015). Inoltre, inserire nella stessa piantagione materiale collezionato in più zone dell'areale, aumenta la capacità adattativa della nuova popolazione e, quindi, della foresta futura.

4.4 Cambiamento climatico, areale futuro di *A. alba* e cambiamento del paesaggio. Effetti economici e culturali

Il bosco è un sistema biologico complesso che, come tutti i sistemi viventi, ha valore intrinseco, di per sé. Va, perciò, tutelato, conservato e difeso (Nocentini, 2009).

La foresta è un sistema che naturalmente evolve, che muta nel tempo a seguito di disturbi legati al cambiamento delle condizioni ambientali, ma anche alle attività umane. Le foreste attuali sono il risultato dell'azione combinata dell'evoluzione naturale e della gestione antropica passata. Se consideriamo il nostro Paese, il patrimonio forestale, che copre almeno un terzo del territorio, è molto diversificato, grazie alla varietà di ambienti presenti lungo la penisola e alle diverse civiltà che si sono alternate nel corso di almeno tre millenni. Civiltà e culture differenti

hanno lasciato impronte diverse sul paesaggio. La composizione naturale delle foreste è quindi lentamente cambiata, poiché è stata favorita la diffusione di alcune specie a discapito di altre, o è stata semplificata la composizione specifica di alcuni soprassuoli. Ad esempio, sulle Alpi sono stati favoriti il larice e l'abete rosso, mentre lungo l'Appennino è stato diffuso l'abete bianco. Ma dopo secoli di coltivazione intensiva a scopo produttivo, negli ultimi decenni le abetine pure vengono gradualmente sostituite da cenosi miste, dove il faggio sta subentrando all'abete bianco. Le abetine, non più gestite dai monaci o dalle altre istituzioni, sono sempre più frammentate, sono soggette a processi naturali di successione secondaria, che stanno modificando un paesaggio forestale, che ha avuto e continua ad avere non solo valore naturalistico, ma anche culturale ed estetico (Corona e Ferrari, 2016). La lenta diminuzione dei boschi di abete bianco in Appennino ha inoltre significato ecologico, poiché *A. alba* fa parte di habitat prioritari all'interno della Rete Natura2000: Faggeti con *Taxus* e *Ilex* (9210), Faggeti appenninici con *Abies alba* (9220) e boschi sud-appenninici di *A. alba* (9540).

La trasformazione dell'habitat e del paesaggio a partire dal XVIII secolo è stata fortemente condizionata a scala locale e globale dall'azione umana. Nel corso dell'Antropocene¹³ l'impatto dell'uomo sull'ambiente è stato tale da causare l'aumento della concentrazione dell'anidride carbonica nell'atmosfera (da 280 a circa 400 parti per milione in volume) e della temperatura media globale di 0.85 °C (Perini, 2016), influenzando sui cicli climatici e quindi sull'equilibrio degli ecosistemi che, naturalmente, non riescono più ad evolvere. Vengono, infatti, richiesti tempi di adattamento alle nuove condizioni ambientali troppo rapidi

¹³ L'Antropocene è l'intervallo di tempo che, a partire dalla rivoluzione industriale del XVIII secolo, quando è iniziato l'ultimo consistente aumento delle concentrazioni di anidride carbonica e metano in atmosfera, arriva al presente. In questo periodo l'impatto dell'uomo sugli ecosistemi si è progressivamente incrementato, veicolato anche da un aumento di 10 volte della popolazione mondiale, con alterazioni sostanziali degli equilibri naturali, che vanno dalla scomparsa delle foreste tropicali, alla riduzione della biodiversità, alla occupazione di circa il 50% delle terre emerse (<http://www.treccani.it/enciclopedia/antropocene>).

rispetto ai cicli biologici delle specie, spesso molto lunghi, come negli alberi forestali. Negli ultimi 100 anni con l'innalzamento della temperatura, stanno cambiando i cicli biogeochimici (la circolazione generale dell'atmosfera) del nostro pianeta, sono sempre più frequenti e intensi gli eventi estremi (precipitazioni e ondate di calore), lo scioglimento dei ghiacciai sta provocando l'aumento del livello dei mari e la sommersione di alcune aree costiere (Hansen *et al.*, 2010). Il cambiamento climatico sta causando perdita di biodiversità a tutti i livelli (genetico, specifico, di popolazione, paesaggistico), diminuzione delle risorse idriche, danni ai sistemi agricoli e forestali, perdita di produzione e di ecosistemi.

Anche il paesaggio in alcuni casi non solo sta cambiando, come è insito nella sua natura, ma sta perdendo in parte le sue peculiarità. In passato nel nostro Paese esistevano tanti e differenti paesaggi che riflettevano i rapporti locali tra uomo e natura (Turri, 1979). Oggi l'esigenza della conservazione del paesaggio è sempre più avvertita, non come conservazione di un relitto del passato, ma come memoria di processi storici, dei modi di vita e di produzione che hanno portato a plasmare le forme ambientali (Turri, 1979). Esiste, comunque, la consapevolezza che per ragioni economiche e tecniche non sia possibile conservare tutto, "la natura" in generale, ma sia possibile limitare il deperimento e favorire la resilienza del "sistema socio-ecologico" attuale (Buttoud, 2016). La continua trasformazione ed evoluzione dell'habitat e del paesaggio non si può fermare, ma si può governare, per conservare la memoria del passato, il suo valore storico, culturale e sociale, la sua identità.

Negli ultimi anni si è acceso un dibattito tra due diverse concezioni di intendere i processi e i modi della conservazione. La prima sostiene che la natura debba essere conservata in quanto tale, per il suo valore intrinseco, come impegno etico, in maniera integrale, escludendo la presenza dell'uomo. La seconda, invece, considera il suo valore strumentale (le utilità che essa può offrire) e, quindi, vede nelle attività di conservazione un mezzo per mantenere nel tempo i benefici che l'uomo ottiene dalla natura. Essa non prevede la creazione di riserve

all'interno delle quali l'uomo sia escluso, poiché considera anche gli aspetti economici, sociali e culturali dell'habitat (Tallis e Lubchenco, 2014).

Questa seconda teoria rappresenta un approccio inclusivo alla conservazione, che tutela gli habitat prevedendo la coesistenza tra uomo e natura, dal momento che anche l'uomo è parte integrante dell'ecosistema. Ciò vale particolarmente per le foreste, una infrastruttura naturale, che contiene gran parte della biodiversità attualmente presente nella biosfera, che ha un ruolo fondamentale nella mitigazione dei cambiamenti climatici, nello stoccaggio del carbonio, nella fornitura di prodotti legnosi e non legnosi, nella conservazione del suolo e delle risorse idriche, del paesaggio naturale. La foresta è anche un luogo dove praticare attività turistiche e ricreative, poiché è il frutto di cambiamenti storici e culturali (Marchetti *et al.*, 2016).

Molte foreste di abete bianco appenniniche ricadono attualmente all'interno di aree protette (es.: Parco Naturale dell'Alta Val Pesio e del Tanaro - Chiusa Pesio; Parco Naturale delle Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna; Riserva Naturale Biogenetica di Camaldoli; Riserva Naturale Biogenetica Statale di Vallombrosa; Riserva Naturale del Pigelleto; Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga; Parco Naturale Regionale delle Serre), grazie alla presenza nel loro territorio di specie ed ecosistemi di particolare interesse per il livello di diversità biologica, o per la conservazione delle risorse genetiche di rilievo internazionale o nazionale, ma anche per valori estetici, culturali, educativi e ricreativi (Legge quadro sulle aree protette, N. 394/1991; Gazzetta Ufficiale, 1991).

Il riconoscimento del valore naturalistico (come la presenza di associazioni forestali con abete bianco) e paesaggistico di queste aree è accettato a livello istituzionale e, di conseguenza, lo Stato deve prevedere interventi per la “*loro conservazione per le generazioni presenti e future*” (articolo 2 legge N. 394/1991; Gazzetta Ufficiale, 1991). Questo obiettivo è comune con la Convenzione Europea del Paesaggio (2000). Inoltre, come previsto dalla Convenzione sulla Diversità Biologica (1992), i Parchi e le zone protette costituiscono uno

strumento di conservazione *in situ* della biodiversità che nel nostro Paese, forse più che altrove, è espressione e risultato della interazione tra diversità naturale e culturale.

Tutela, conservazione e gestione della diversità biologica sono azioni che permettono di mantenere e trasmettere il paesaggio, una risorsa economica per il territorio di cui è espressione se riconosciuta come tale dalle popolazioni che vi abitano (Marino, 2014).

Se consideriamo l'abete bianco e l'Appennino, la coltivazione di questa specie e della foresta in generale non sono più un'attività principale ma, grazie al paesaggio, a diverse forme di turismo (ecocompatibile, culturale, spirituale), all'escursionismo e alla didattica ambientale rappresentano una voce economica importante per chi oggi vive e mantiene vive le aree interne della Penisola. I parchi sono facilmente raggiungibili, al loro interno ci sono luoghi storici e beni artistici da visitare, strutture ricettive, sentieri percorribili con diversi mezzi e da persone con diverse abilità, vengono organizzate escursioni (Figura 23 e Figura 24) e iniziative che attraggono visitatori per gran parte dell'anno. Ci sono beni naturali di particolare valore, come le faggete vetuste del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e la Riserva Integrale di Sasso Fratino che da luglio 2017 sono entrate a far parte della lista del patrimonio mondiale dell'UNESCO.

Le comunità locali sono generalmente consapevoli del valore del paesaggio e delle opportunità che esso offre loro. Ad esempio nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi è iniziato un percorso per ottenere il riconoscimento della Carta Europea del Turismo Sostenibile (CETS), definito nel 1996 dalla Organizzazione Mondiale del Turismo (UNWTO; <http://www2.unwto.org/>) come: *“qualsiasi forma di sviluppo, pianificazione o attività turistica che rispetti e preservi nel lungo periodo le risorse naturali, culturali e sociali e contribuisca in modo equo e positivo allo sviluppo economico e alla piena realizzazione delle persone che vivono, lavorano o soggiornano nelle aree protette”*. La CETS richiede la collaborazione delle forze economiche e sociali che operano sul territorio per la protezione della natura e delle attività turistiche. Questo obiettivo è comune alla Convenzione Europea del

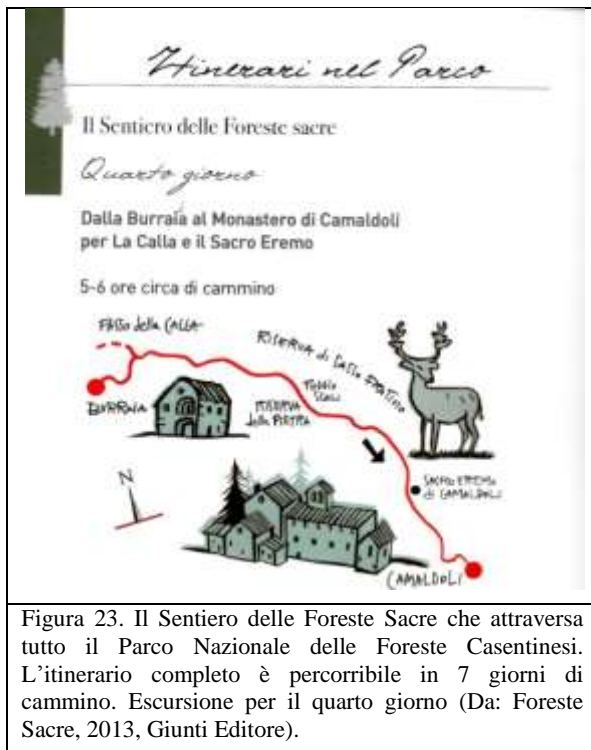


Figura 23. Il Sentiero delle Foreste Sacre che attraversa tutto il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. L'itinerario completo è percorribile in 7 giorni di cammino. Escursione per il quarto giorno (Da: Foreste Sacre, 2013, Giunti Editore).

Paesaggio (2000) che nel preambolo, dopo aver affermato l'importanza del ruolo del paesaggio “*in quanto elemento dell'ambiente e del contesto di vita delle popolazioni*”, invita le popolazioni stesse ad avere un “*ruolo attivo nella sua gestione e nella sua pianificazione e devono sentirsi responsabili del loro futuro*”.

Nei prossimi anni le condizioni di temperatura e piovosità indicate dai modelli previsionali di cambiamento climatico non saranno favorevoli alla crescita e allo sviluppo di *A. alba*, soprattutto nell'Italia peninsulare. Inoltre, in ambiente mediterraneo, l'abete bianco già da qualche tempo manifesta segni di deperimento e riduzione delle capacità di accrescimento e di rinnovazione (Gazol *et al.*, 2015). È perciò

necessario prevedere azioni di conservazione delle risorse genetiche ancora esistenti, sia *in situ* che *ex situ*, che tengano in considerazione le caratteristiche genetiche ed adattative delle diverse popolazioni (Piotti *et al.*, 2017).



Figura 24. Il Sentiero delle Foreste Sacre che attraversa tutto il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. L'itinerario completo è percorribile in 7 giorni di cammino. Escursione per il settimo giorno (Da: Foreste Sacre, 2013, Giunti Editore).

La conservazione *in situ* delle abetine può essere portata avanti attraverso la gestione selvicolturale. Il Piano di gestione Multiuso (PMG) 2006-2025 per l'area forestale di Vallombrosa (FI) può essere preso come esempio.

Dal 1866, subito dopo l'unità d'Italia, le superfici forestali dell'Abbazia di Vallombrosa sono diventate proprietà dello Stato italiano. Dal 1901,

la legge 535/1901 ha decretato che il territorio di Vallombrosa (FI) è stazione climatica per il suo valore estetico, di difesa del paesaggio, di importanza turistica. A partire da questa data, la funzione turistico-ricreativa, quella ambientale e quella paesaggistica sono divenute di preminente importanza rispetto alla funzione produttiva. Di conseguenza nell'ultimo secolo le utilizzazioni forestali, anche delle abetine, sono state effettuate solo saltuariamente.

Nei primi anni del '900 a Vallombrosa (FI) sono state realizzate nuove piantagioni di abete bianco che hanno raddoppiato la superficie occupata dalle abetine, che dal 1866 al 1938, sono passate da 246 ha a 500 ha. Nel 1991 la Foresta di Vallombrosa (FI) è stata dichiarata Riserva Naturale dello Stato ed è stata inclusa nel Sito di Importanza Comunitaria Natura 2000 «Vallombrosa e Foresta di S. Antonio».

Dal 1876 per la foresta di Vallombrosa (FI) sono stati redatti piani decennali di assestamento che hanno riguardato le abetine. Il Piano di Gestione Multiuso (PMG) per il periodo 2006-2025 (Figura 25) rispetto ai piani di assestamento precedenti non intende privilegiare una o più funzioni della foresta, ma punta alla resilienza del sistema biologico bosco, alla tutela della biodiversità e al raggiungimento di un equilibrio durevole tra i valori naturali, culturali e storici che Vallombrosa rappresenta e che hanno portato alla definizione del paesaggio attuale (Ciancio e Nocentini, 2000; 2009; Travaglini, 2009).

Il Piano di gestione Multiuso tende a favorire la complessità dei soprassuoli e la naturale evoluzione delle abetine in formazioni miste, con struttura complessa, dotate di maggiore resilienza, capaci soprattutto di auto-rinnovarsi e quindi di conservarsi. Nel medio-lungo periodo si assisterà ad un cambiamento della composizione floristica della foresta di Vallombrosa a causa della sostituzione dell'abete bianco con altre specie. Cambierà anche il paesaggio forestale, poiché *A. alba* riuscirà a mantenersi su superfici meno estese e non come formazioni pure.

Per mantenere la memoria delle tecniche selvicolturali utilizzate dai monaci e del paesaggio storico che essi hanno prodotto, dai tratti peculiari e fortemente identitari, il PMG 2006-2025 ha previsto la realizzazione del *Silvomuseo di Vallombrosa*, un'area forestale che

comprende i nuclei originari di abete bianco e le superfici di più antica coltivazione della specie intorno all'Abbazia.

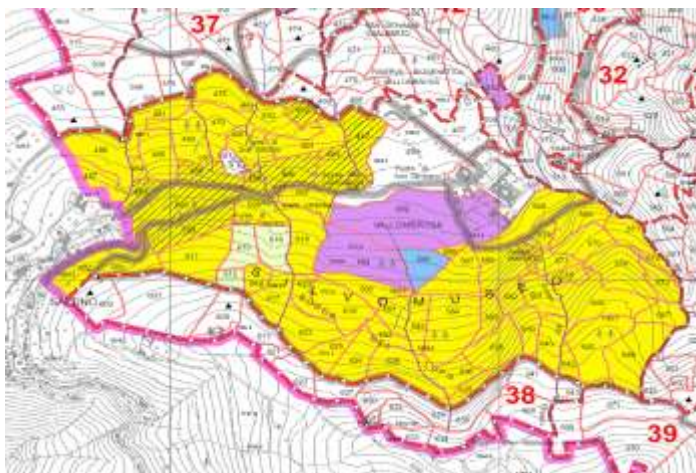


Figura 25. Aree della foresta di Vallombrosa interessate al Piano di Gestione Multiuso (Travaglini, 2009).

Il *Silvomuseo* allestisce un particolare percorso selvicolturale, che permette la conservazione delle tecniche colturali e di gestione messe a punto dai monaci Vallombrosani, che hanno favorito il perpetuarsi di queste formazioni forestali fino ai nostri giorni. Viene salvaguardato il mosaico dinamico di soprassuoli puri e coetanei di abete bianco, con età scalare, e l'aspetto storico, culturale ed estetico. I redattori del PMG 2006-2025 ritengono, infatti, che per mantenere il paesaggio forestale di Vallombrosa (FI) sia necessario impiegare il sistema colturale che lo ha prodotto (Ciancio e Nocentini, 2009).

Il piano di gestione Multiuso ha 5 principali funzioni-obiettivo: i) didattico-sperimentale; ii) storico-culturale-educativa; iii) ambientale; iv) turistico-ricreativo; v) paesaggistico. Esso stratifica la foresta in 3 aree, alle quali saranno applicati due diversi indirizzi gestionali. Il primo è orientato alla conservazione dei soprassuoli e prevede interventi

selvicolture limitati al ripristino della funzionalità bio-ecologica del bosco, che dovrebbero essere messi in atto se la funzionalità della foresta fosse alterata ad esempio da eventi climatici estremamente dannosi. Il secondo indirizzo gestionale è, invece, finalizzato alla rinaturalizzazione dei soprassuoli, quindi favorisce l'evoluzione del bosco verso tipologie strutturali in equilibrio dinamico con l'ambiente (Ciancio e Nocentini, 2000; Travaglini, 2009).

Le 3 aree alle quali viene applicato il piano di gestione per il periodo 2006-2025 coprono una superficie totale di circa 1.250 ettari. La prima area, 105 ha, comprende il Silvomuseo, la parte più antica della foresta dei monaci, le abetine storiche. La seconda area, 104 ha, è costituita dalle parcelle sperimentali piantate all'inizio del secolo da Aldo Pavari, mentre la terza, 1.056 ha, include la restante parte della foresta e assolve a funzioni ambientali, ricreative e paesaggistiche. Gli interventi colturali previsti per quest'ultima area saranno sia di tipo conservativo che di rinaturalizzazione.

Il *Silvomuseo* ha una superficie di 87 ettari, suddivisi in 59 particelle. Non ha funzione produttiva, ma storico-culturale e prevede la gestione con criteri di tipo conservativo di popolazioni forestali coetanee, mono-specifiche, impiegando le tecniche colturali utilizzate dai monaci Vallombrosani. Per questo motivo il trattamento scelto per queste abetine prevede un turno di 150 anni (più lungo di quello attuale, pari a 100 anni) e il taglio raso con rinnovazione artificiale posticipata (lo stesso utilizzato dai monaci). Per non creare interruzioni troppo ampie della copertura vegetale, le tagliate avranno una superficie compresa tra 2.000 e 3.000 m², mentre per mantenere la variabilità genetica della popolazione di Vallombrosa (FI), i semenzali saranno prodotti a partire da seme raccolto dalle stesse abetine (Ciancio e Nocentini, 2009). Gli assortimenti legnosi ottenuti dopo il taglio, anche se in quantità minima, potrebbero ricostituire una filiera per la produzione di travi da impiegare per il restauro degli edifici storici di Firenze, realizzati con molta probabilità proprio con il legname di abete bianco prodotto dai monaci Vallombrosani, o comunque con travi prodotte dall'Opera del Duomo sempre in questo territorio e trasportate a Firenze attraverso l'Arno.

La conservazione *in situ* dei nuclei storici di abete bianco presenti ancora oggi intorno alle abbazie, seguendo il modello proposto dal Piano di gestione Multiuso di Vallombrosa (FI), è sicuramente un valido strumento per mantenere almeno in parte il paesaggio delle abetine. Tuttavia la conservazione *ex situ* può essere una modalità ulteriore per cercare di mantenere la specie e favorire una nuova diffusione di *A. alba*, soprattutto in aree dove, informazioni storiche e analisi ecologiche, indicano la sua presenza naturale in epoche passate. Le parcelle di conservazione *ex situ*, oltre alla funzione principale di area di conservazione, possono aiutare anche a far ripartire la dinamica della specie lungo l'Appennino. Questo approccio può essere adottato perché le indagini genetiche e dei caratteri adattativi delle popolazioni di abete bianco alpine e appenniniche hanno evidenziato che i popolamenti mantengono ancora un buon livello di variabilità genetica ed adattativa, utile alla specie per affrontare il cambiamento climatico già in atto.

Un metodo per raggiungere questo obiettivo è la creazione di microarboreti ai margini delle abetine. I microarboreti sono piccole piantagioni di abete bianco, con una superficie di circa 500 m², all'interno dei quali vengono inseriti innesti di abete bianco ottenuti a partire da materiale collezionato in più popolamenti di *A. alba*, che ricadono nella stessa Regione di Provenienza¹⁴ (Camerano *et al.*, 2012). I popolamenti vengono scelti e campionati indipendentemente dalla loro estensione, poiché il fine delle nuove piantagioni è la conservazione del *pool* genico ancora disponibile per la specie. Il margine tra microarboreti (4-5 microarboreti intorno a ciascuna popolazione principale) e foresta è una fascia dinamica, all'interno della quale si potrà stabilire una relazione (flusso genico) tra il soprassuolo già esistente e il microarboreto e dove si potrà sviluppare la futura rinnovazione.

¹⁴ Regione di Provenienza: per una specie o sottospecie, è il territorio o l'insieme di territori soggetti a condizioni ecologiche sufficientemente uniformi e sui quali si trovano soprassuoli o fonti di semi sufficientemente omogenei dal punto di vista fenotipico e, ove valutato, dal punto di vista genotipico, tenendo conto dei limiti altimetrici ove appropriato (D.Lgs 386/2003 sulla commercializzazione dei materiali forestali di moltiplicazione).

Attraverso i microarboreti è possibile creare corridoi artificiali che possono riconnettere tra loro frammenti di popolazioni ormai vetuste.

Una esperienza simile è quella realizzata nel corso del Progetto LIFE08 NAT/IT/000371 RESILFOR (<http://www.liferesilfor.eu/>) tra il 2010 e il 2014, con l'obiettivo di ricostituire la dinamica dei nuclei residui di *A. alba* all'interno di boschi a dominanza di faggio dell'Appennino toscomarchigiano, sia con interventi che favoriscono la disseminazione delle piante adulte, sia attraverso i nuovi nuclei (microarboreti) di abete bianco.

I popolamenti che si vogliono conservare e quelli dai quali raccogliere il materiale da propagare (le marze necessarie per gli innesti) devono essere caratterizzati per gli aspetti genetici, dendrometrici e adattativi che, per molte popolazioni, sono già disponibili in bibliografia. La raccolta di informazioni sulle caratteristiche ecologiche e pedoclimatiche dei soprassuoli è indispensabile per individuare stazioni idonee per la realizzazione dei nuovi impianti.

Le piantine inserite nei microarboreti (25-35) devono essere rappresentative del *pool* genetico delle popolazioni presenti nella Regione di Provenienza. Maggiore sarà la variabilità introdotta, maggiore sarà la probabilità di adattamento del nuovo popolamento. Gli innesti, inoltre, dovranno essere disposti in modo randomizzato, per favorire (a maturità) l'impollinazione incrociata tra le diverse provenienze e la produzione di discendenze con un buon livello di variabilità genetica.

Un'attività importante, successiva alla realizzazione dei microarboreti, è quella del monitoraggio post-impianto. Il rilievo della sopravvivenza, degli accrescimenti (diametro ed altezza), della fenologia consentirà di valutare nel corso degli anni l'adattabilità delle diverse provenienze al nuovo ambiente e la risposta agli stress biotici e abiotici che si potranno presentare.

La conservazione della biodiversità nel lungo periodo diventa in questo modo un'azione che consente di conservare contemporaneamente il

paesaggio e di continuare a fruire delle utilità estetiche, culturali, ricreative, turistiche che da esso derivano.

I microarboreti possono essere organizzati come una rete di aree di monitoraggio permanente che consentono di seguire le dinamiche adattative delle diverse componenti sociali e demografiche della foresta e forniscono indicazioni per la gestione naturalistica e dinamica delle abetine, che sono espressione e risultante delle forze evolutive determinate dai fattori naturali e dalla pressione antropica. Sono espressione del *gene pool* attuale e di quello che in futuro deriverà dagli scambi con la nuova popolazione che si sarà formata nei microarboreti. La gestione selvicolturale delle abetine dovrà tenere conto dei caratteri fenotipici, di quelli adattativi e della struttura genetica di cui essi sono espressione, perché dovrà cercare di mantenere il livello più elevato possibile di variabilità genetica e, in tempi brevi, far ripartire fenomeni spontanei di rinnovazione della specie.

L'attività scientifica, ed in particolare il monitoraggio, richiede in alcuni periodi dell'anno, una presenza continua e costante nei microarboreti. Questa attività potrebbe essere portata avanti in collaborazione tra la comunità scientifica e quella locale. Le popolazioni che vivono nei territori interessati alla conservazione dell'abete bianco o di altre specie animali e vegetali a rischio di estinzione, dopo una fase di divulgazione relativa alla necessità di tutela e mantenimento della diversità biologica, di formazione sulle tecniche di conservazione della risorse genetiche e sui metodi di monitoraggio, possono coadiuvare i ricercatori nella preparazione e nella gestione dei microarboreti e nella raccolta dei dati.

Una conservazione dinamica e partecipata, alla quale potrebbero dare il proprio contributo anche coloro che, pur non vivendo stabilmente in questi territori, fruiscono dei beni materiali e non prodotti dalla biodiversità e dal paesaggio. Una occasione per continuare l'opera di "*coltivare e custodire la foresta*" cominciata dai monaci all'inizio dello scorso millennio.

Conclusioni

Il paesaggio forestale dove è presente l'abete bianco è memoria di un lungo periodo storico, che ha garantito per secoli benessere economico e sociale ad intere generazioni. Dare continuità futura alle abetine, non ha come obiettivo ritornare al passato, ma mantenere gli aspetti significativi e caratteristici del paesaggio, la configurazione di un territorio trasformato dalle attività umane. Quindi una conservazione non statica. Essa deve consentire di continuare a fruire del paesaggio, che è derivato da modificazioni complesse, dove si incrociano ecologia e storia dell'uomo. La conservazione del paesaggio e della biodiversità al contempo può consentire di continuare a beneficiare dei prodotti primari e secondari della foresta. Come sottolineato anche dall'articolo 9 della Costituzione, conservare significa custodire, rispettare, preservare da alterazioni, tutelare l'ambiente come bene primario e valore assoluto, sia per gli aspetti estetici, che per quelli culturali, educativi e ricreativi (Flick, 2016).

Conoscere la risposta delle foreste alla variabilità del clima consente di applicare una gestione forestale adattativa, programmata sulla base della variabilità climatica, che migliora l'efficienza ecosistemica complessiva.

La conservazione e la gestione delle risorse genetiche possono diventare un progetto di paesaggio perché, come afferma Anna Zahonero Xifré: *“Oggi i progetti di paesaggio tendono a superare la visione di sviluppo auto centrato allargando gli orizzonti verso le altre comunità viventi [...] Aree ad alta naturalità, buffer, corridoi ecologici, aree puntiformi rappresentano oggi uno strumento straordinario per sperimentare metodologie progettuali capaci di integrare diversi ambiti disciplinari per la costruzione del nuovo habitat umano”*.

Conservare l'ecosistema e il paesaggio consente di mantenere la biodiversità, l'esperienza del passato, la memoria. È un progetto proiettato verso il futuro, che deve lasciare spazio all'evoluzione naturale, ma che deve mantenere un patrimonio fragile, originato attraverso una lenta sedimentazione, della quale ancora oggi si possono

riconoscere i segni e i significati (Zagari, 2013). Conoscere l'evoluzione del passato e immaginare quella futura per favorire uno sviluppo armonico, sostenibile, dove uomo e natura continuino ad interagire producendo paesaggio e garantendo un'adeguata eredità paesaggistica alle generazioni future.

Bibliografia

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.

Alberto F.J., Aitken S.N., Alía R., González-Martínez S.C., Hänninen H., Kremer A., Lefèvre F., Lenormand T., Yeaman S., Whetten R., Savolainen O., 2013. Potential for evolutionary responses to climate change – evidence from tree populations. *Global Change Biology*, 19: 1645–1661. doi: 10.1111/gcb.12181

Alfaro R.I., Fady B., Vendramin G.G., Dawson J.K., Fleming R.A., Saenz-Romero C., Lindig-Cisneros R.A., Murdock T., Vinceti B., Navarro C.M., Skrøppa T., Baldinelli G., El-Kassaby Y.A., Loo J., 2014. The role of forest genetic resources in responding to biotic and abiotic factors in the context of anthropogenic climate change. *Forest Ecology and Management*, 333: 76–87. doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.006

Battipaglia G., Saurer M., Cherubini P., Siegwolf R.T.W., Cotrufo M.F., 2009. Tree rings indicate different drought resistance of a native (*Abies alba* Mill.) and a nonnative (*Picea abies* (L.) Karst.) species co-occurring at a dry site in Southern Italy. *Forest Ecology and Management*, 257: 820–828.

Belletti P., Ferrazzini D., Ducci F., De Rogatis A., Mucciarelli M., 2017. Genetic diversity of Italian populations of *Abies alba*. *Dendrobiology*, 77: 147–159. doi: 10.12657/denbio.077.012

Benito-Garzòn M., Fernández-Manjarrés J.F., 2015. Testing scenarios for assisted migration of forest trees in Europe. *New Forests*, 46 (5-6): 979 -994. doi: 10.1007/s11056-015-9481-9

Bergandi D., Massini G., Padovani L., 2005. Verso la nozione di biodiversità: evoluzione dei principali concetti ecologici. *Energia, Ambiente e Innovazione*, 3: 38–50.

- Bernetti G., 1995. *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino.
- Bertolani-Marchetti D., 1986. Dall'Appennino Campano alle Serre Calabre - Cenni palinologici e paleo climatici. *Biogeographia*, 10: 67–87.
- Betts M.G., Wolf C., Ripple W.J., Phalan B., Millers K.A., Duarte A., Butchart S.H.M., Levi T., 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547: 441–444. doi:10.1038/nature23285
- Borchi S., 1996. Ordini religiosi e modalità di rapporto col bosco: le fonti di Camaldoli e La Verna. *Sherwood*, 14: 17-21.
- Borchi S., 2014. Abetine e altri boschi nella tradizione francescana della Verna. In: Miozzo M., Ducci F., Montini P., (a cura di): *Ricostituzione di boschi a dominanza di faggio con Abies alba nell'Appennino Tosco-Marchigiano*. Guida al progetto LIFE08NAT/0037/RESILFOR. DREAM (Editore): 19 – 30.
- Borghetti M., La Mantia T., Menozzi P., Piotti A., 2012. Probabili impatti del cambiamento climatico sulla biodiversità delle foreste italiane. *Forest@*, 9: 245-250.
- Bosela M., Popa I., Gömöry D., Longauer R., Tobin B., Kyncl J., Kyncl T., Nechita C., Petras R., Sidor C.G., Seben V., Buntgen U., 2016. Effects of post-glacial phylogeny and genetic diversity on the growth variability and climate sensitivity of European silver fir. *Journal of Ecology*, 104: 716–724. doi: 10.1111/1365-2745.12561
- Branch N.P., Marini N.A.F., 2014. Mid-Late Holocene environmental change and human activities in the northern Apennines, Italy. *Quaternary International*, 353: 34-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2013.07.053>
- Brang P., Spathelf P., Bo Larsen J., Bauhus J., Boncina A., Chauvin C., Drossler L., Garcia-Guemes C., Heiri C., Kerr G., Lexer M.J., Mason B., Mohren F., Muhlethaler U., Nocentini S., Svoboda M., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate

European forests to climate change. *Forestry* 0: 1–12.
doi:10.1093/forestry/cpu018

Buttoud G., 2016. "Conservation": the example of the natural resources and landscape. In: Scatena D. (a cura di) *Comunicare il paesaggio. Parole chiave per un dialogo transdisciplinare: moderno, qualità, conservazione, percezione*. Franco Angeli Editore: 127–138. ISBN: 9788891738462.

Camarero J.J., Olano J.M., Perras A., 2010. Plastic bimodal xylogenesis in conifers from continental Mediterranean climates. *New Phytol.*, 185: 471–480.

Camarero J.J., Bigler C., Linares J.C., Gil-Pelegri n E., 2011. Synergistic effects of pasthistorical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecol. Manag.*, 262: 759–769.

Camerano P., Ferrazzini D., Ducci F., Belletti P., 2012. Regioni di Provenienza per l'abete bianco. *Sherwood*, 182: 35 – 40.

Caravaggi L., 2002. *Paesaggi di paesaggi*. Meltemi Editore: 144 p.. ISBN: 88-8353-165-5

Carrer M., Nola P., Motta R., Urbinati C., 2010. Contrasting tree-ring growth to climate responses of *Abies alba* toward the southern limit of its distribution area. *Oikos*, 119: 1515–1525. doi: 10.1111/j.1600-0706.2010.18293.x

Casazza G. Zappa E., Mariotti M.G., Medail F., Minuto L., 2008. Ecological and historical factors affecting distribution pattern and richness of endemic plant species: the case of the Maritime and Ligurian Alps hotspot. *Diversity and Distributions*, 14: 47-58.

Cheddadi R., Birks H.J.B., Tarroso P., Liepelt S., G m ry D., Dullinger S., Meier E.S., Hulber K., Maiorano L., Laborde H., 2014. Revisiting tree-migration rates: *Abies alba* (Mill.), a case study. *Veget. Hist. Archaeobot.*, 23: 113–122. doi 10.1007/s00334-013-0404-4

Cherubini P., Gartner B.L., Tognetti R., Braker O.U., Schoch W., Innes J.L., 2003. Identification, measurement and interpretation of tree rings in woody species from Mediterranean climates. *Biol. Rev.*, 78: 119–148.

- Chuine I, 2010. Why does phenology drive species distribution? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1555): 3149-3160. doi:10.1098/rstb.2010.0142.
- Chuine I., Belmonte J., Mignot, A., 2000. A modelling analysis of the genetic variation of phenology between tree populations. *Journal of Ecology*, 88: 561–570. doi:10.1046/j.1365-2745.2000.00468.x
- Ciampi P., 2017. *Per le Foreste Sacre. Un buddista nei luoghi di San Romualdo e San Francesco*. Edizioni dei Cammini: 138 pp.. ISBN: 9788899240219
- Ciancio O., Nocentini S., 2000. Il Silvomuseo di Vallombrosa: Piano di assestamento dell'abetina dei Monaci vallombrosani. *L'Italia Forestale e Montana*, 55 (6): 409-450.
- Ciancio O., Nocentini S., 2009. Silvomuseo. Piano di Assestamento 2006-2025. In: O. Ciancio. *Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa. Piano di Gestione e Silvomuseo 2006-2025*. Corpo forestale dello Stato. UTB Vallombrosa, Reggello (FI): 113-134. ISBN: 978-88-87553-17-8.
- Ciancio O., Nocentini S., 2016. La selvicoltura vallombrosana da Giovanni Gualberto ai giorni d'oggi. *L'Italia Forestale e Montana*, 71 (2): 105-119. doi 10.4129/ifm.2016.2.02
- Ciancio O., Iovino F., Nocentini S., 1994. La teoria del bosco normale. *L'Italia Forestale e Montana*, 49 (5): 446 - 462.
- Clémen G., 2006. *Manifesto del Terzo paesaggio*. A cura di F. De Pieri, Quodlibet: 96 pp..
- Convention on Biological Diversity (CBD), 1992. *Convention on Biological Diversity*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada - <https://www.cbd.int/convention/>
- Convenzione Europea del Paesaggio, 2000. – Consiglio d'Europa. Firenze: 16 pp..
- Corona P., Ferrari B., 2016. Conservazione e valorizzazione delle foreste di montagna. In: Scatena D. (a cura di) *Comunicare il paesaggio*.

Parole chiave per un dialogo transdisciplinare: moderno, qualità, conservazione, percezione. Franco Angeli Editore: 152–160. ISBN: 978889173846

Corona P., Barbati A., Ferrari B., Portoghesi L., 2011. Pianificazione ecologica dei sistemi forestali. Compagnia delle Foreste, Arezzo: 206 p..

Cuttelod A., García N., Abdul Malak D., Temple H., Katariya V., 2008. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In: J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor and S.N. Stuart (eds): The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN Gland, Switzerland: 13 pp..

Dawson I.K., Leakey R., Clement C.R., Weber J.C., Cornelius J.P., Roshetko J.M., Vinceti B., Kalinganire A., Masters, E., Jamnadass R., 2014. The management of tree genetic resources and the livelihoods of rural communities in the tropics: non-timber forest products, smallholder agroforestry practices and tree commodity crops. *For. Ecol. Manage.*, 333: 9–21.

Decreto Legislativo 386, 2003. Attuazione della direttiva 1999/105/CE relativa alla commercializzazione dei materiali forestali di moltiplicazione. *Gazzetta Ufficiale* n. 23 del 29 gennaio 2004 - Supplemento Ordinario n. 14:

Demarée G.R., Rutishauser T., 2011. From “Periodical Observations” to “Anthochronology” and “Phenology” – the scientific debate between Adolphe Quetelet and Charles Morren on the origin of the word “Phenology”. *Int J Biometeorol*, 55:753–761. doi 10.1007/s00484-011-0442-5

Deslauriers A., Rossi S., Anfodillo T., Saracino A., 2008. Cambial phenology, wood formation and temperature thresholds in two contrasting years at high altitude in southern Italy. *Tree Physiology*, 28: 863–871.

Diffenbaugh N.S., Field C.B., 2013. Changes in Ecologically Critical Terrestrial Climate Conditions. *Science*, 341: 486-492. doi: 10.1126/science.1237123

Di Pietro F., Romano R. (A cura di), 2013. Nuovo Atlante Storico Geografico Camaldolese. 1.000 anni di storia tra spiritualità e gestione delle risorse naturali. Inea: 350 pp..

Ducci F., 2015. Genetic resources and forestry in the Mediterranean region in relation to global change. *Annals of Silvicultural Research*, 39 (2): 70-93.

Ducci F., De Rogatis A. (a cura di), 2010. Risorse Genetiche Forestali in Italia. Progetto finalizzato MiPAF Risorse Genetiche Forestali, CRA SEL - Centro di Ricerca per la Selvicoltura. ISBN: 978-88-901923-3-3

Ducci F., Proietti R., 1997. Aspetti genetici delle risorse di abete bianco (*Abies alba* Mill.) nel comprensorio del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. *Ann. Ist. Sper. Selvic. Arezzo*, 28: 63-73.

Ducci F., De Rogatis A., Proietti R., 2010. *Abies alba* Mill. In: Ducci F., De Rogatis A. (a cura di): Risorse Genetiche Forestali in Italia. Progetto finalizzato MiPAF Risorse Genetiche Forestali, CRA SEL - Centro di Ricerca per la Selvicoltura. ISBN: 978-88-901923-3-3

Ducci F., Proietti R., Favre J.M., 1998. Le genre *Abies* en Italie: écologie générale, gestion sylvicole et ressources génétiques. *Forêt Méditerranéenne*, 19: 153-164.

Esposito S., Beltrano M. C., De Natale F., Di Giuseppe E., Iafrate L., Libertà A., Parisse B., Scaglione M., 2015. Atlante italiano del clima e dei cambiamenti climatici. Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Unità di ricerca per la climatologia e la meteorologia applicate all'agricoltura. Roma: 264 pp.. ISBN 978-88-97081-80-7

Fady B., Aravanopoulos F.A., Alizoti P., Mátyás C., von Wühlisch G., Westergren M., Belletti P., Cvjetkovic B., Ducci F., Huber G., Kelleher C.T., Khaldi A., Dagher Kharrat M.B., Kraigher H., Kramer K., Mühlethaler U., Peric S., Perry A., Rousi M., Sbay H., Stojnic S., Tijardovic M., Tsvetkov I., Varela M.C., Vendramin G.G., Zlatanov T., 2016. Evolution-based approach needed for the conservation and

silviculture of peripheral forest tree populations. *Forest Ecology and Management*, 375: 66–75. doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.015

FAO, 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. FAO Forestry Paper, 163. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy: 340 pp.. ISBN: 978-92-5-106654-6

Finsinger W., Tinner W., van der Knaap W.O., Ammann B., 2006. The expansion of hazel (*Corylus avellana* L.) in the southern Alps: a key for understanding its early Holocene history in Europe? *Quat. Sci. Rev.*, 25: 612–631.

Flick G.M., 2016. *Elogio del patrimonio. Cultura, arte, paesaggio*. Libreria Editrice Vaticana: 160 pp.. ISBN: 9788820997939

Forman R.T.T., Godron M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York: 640 pp.. ISBN: 978-0-471-87037-1

Forsman A., 2015. Rethinking phenotypic plasticity and its consequences for individuals, populations and species. *Heredity*, 115: 276–284. doi:10.1038/hdy.2014.92

Gabbrielli A., Settesoldi E., 1977. *La storia della foresta casentinese nelle carte dell'archivio dell'Opera del Duomo di Firenze dal sec. XIV al sec. XIX*. Collana Verde n.43, CFS, Roma.

Gabbrielli A., La Marca O., Paci M., 1991. L'abete bianco sull'Appennino. *Cellulosa e carta*, 1: 2 - 16.

Gallucci V., Urbinati C., 2009. Dinamismi di accrescimento e sensibilità climatica dell'abete bianco (*Abies alba* Mill.) nel SIC Alpe della Luna-Bocca Trabaria (PU). *Forest@*: 85-99.

Gallucci V., Urbinati C., 2014. Le foreste di faggio e abete bianco nell'Appennino tosco-marchigiano. In: Miozzo M., Ducci F., Montini P., (a cura di): *Ricostituzione di boschi a dominanza di faggio con *Abies alba* nell'Appennino Tosco-Marchigiano*. Guida al progetto LIFE08NAT/0037/RESILFOR. DREAM (Editore): 11-18.

Gallucci V., Manetti M.C., Mazza G., Urbinati C., 2014. Aspetti ecologico-strutturali nelle aree permanenti del progetto. In: Miozzo M.,

Ducci F., Montini P., (a cura di): Ricostituzione di boschi a dominanza di faggio con *Abies alba* nell'Appennino Tosco-Marchigiano. Guida al progetto LIFE08NAT/0037/RESILFOR. DREAM (Editore): 33-55.

Garbarino 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. doi: 10.1007/s11629-013-2666-9

Gazol, A., Camarero J.J., Gutiérrez E., Popa, I., Andreu-Hayles L., Motta R., Nola P., Ribas M., Sangüesa-Barreda G., Urbinati C., Carrer, M., 2015. Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. *J. Biogeogr.*, 42: 1150–1162. doi:10.1111/jbi.12512

Gazzetta Ufficiale, 1991. Legge quadro sulle aree protette, N. 394. Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale, serie generale, n. 292: 38 pp..

George J.-P., Schueler S., Karanitsch-Ackerl S., Mayer K., Klumpp R.T., Grabner M., 2015. Inter- and intra-specific variation in drought sensitivity in *Abies* spec. and its relation to wood density and growth traits. *Agricultural and forest meteorology*, 214-215: 430-443. doi:10.1016/j.agrformet.2015.08.268.

Gerosa G.A., Finco A., Oliveri S., Marzuoli R., Ducoli, A., Sangalli G., Comini, B. Nastasio, P. Cocca, G., Gagliuzzi E., 2013. Case Study: Valle Camonica and the Adamello Park. In: Cerbu G., Hanewinkel, M., Gerosa G.A., Jandl R. - Management Strategies to Adapt Alpine Space Forests to Climate Change Risks. Intech, Rijeka: 323-354. doi: 10.5772/56285. <http://hdl.handle.net/10807/56788>

Giacobbe A., 1931. L'abete bianco. *L'Alpe*: 77-86.

Giacobbe A., 1973. A proposito della var. *apennina* Giac. dell'*Abies alba*. *Italia Forestale e Montana* 1: 30-32.

Gibelli G., 2011. Paesaggio e Biodiversità Ri-Vista ricerche per la progettazione del paesaggio, Dottorato di Ricerca in Progettazione Paesistica I Facoltà di Architettura I Università degli Studi di Firenze,

gennaio-dicembre 2011 I ISSN1724-6768 I Firenze University Press I
<http://www.unifi.it/ri-vista>

Gomory D., Longauer R., Liepelt S., Ballian D., Brus R., Kraigher H., Parpanara V.I., Parpan T., Paule L., Stupar V.I., Ziegenhagen B., 2004. Variation patterns of mitochondrial DNA of *Abies alba* Mill. in suture zones of postglacial migration in Europe. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 73 (3): 203 – 206. doi: <https://doi.org/10.5586/asbp.2004.027>

Hampe A., Petit R.J.. 2005. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8: 461–467. doi: [10.1111/j.1461-0248.2005.00739.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00739.x)

Hamrick J.L., Godt M.J.W., Sherman-Broyles S.L., 1992. Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. *New Forest* 6: 95–124.

Hansen J., Ruedy R., Sato M., Lo K., 2010. Global surface temperature change. *Rev. Geophys.*, 48: RG4004. doi:[10.1029/2010RG000345](https://doi.org/10.1029/2010RG000345).

Heiri O., Millet L., 2005. Reconstruction of Late Glacial summer temperatures from chironomid assemblages in Lac Lautrey (Jura, France). *J. Quat. Sci.*, 20: 33–44.

Hewitt G., 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*, 405: 907-913. doi:[10.1038/35016000](https://doi.org/10.1038/35016000)

Hewitt N., Klenk N., Smith A.L., Bazely D.R., Yan N., Wood S., MacLellan J.I., Lipsig-Mumme C., Henriques I., 2011. Taking stock of the assisted migration debate. *Biological Conservation*, 144: 2560–2572.

Hofstetter S., Tinner W., Valsecchi V., Carraro G., Conedera M., 2006. Lateglacial and Holocene vegetation history in the Insubrian Southern Alps—new indications from a small-scale site. *Veget. Hist. Archaeobot.*, 15: 87–98.

Huntley B., Birks H.J.B., 1983. An atlas of past and present pollen maps of Europe: 0–13,000 years ago. Cambridge University Press, Cambridge.

INFC, 2005. Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. Le stime di superficie 2005 (2° parte). Tabacchi G., De Natale F., Di Cosmo L., Floris A., Gagliano C., Gasparini P., Salvadori I., Scrinzi G., Tosi V. (eds). MiPAF - Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA - ISAFA, Trento. <http://www.sian.it/inventarioforestale>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. IPCC AR4: Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, ISBN: 978 0521 88009-1. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg2/en/contents.html

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2012. Summary for Policymakers. In: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. Field C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.). A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA: 19 pp..

Intergovernmental Panel on Climate Change (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* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: 1132 pp.. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>

Konnert M., Bergmann F., 1995. The geographical distribution of genetic variation of silver fir (*Abies alba*, *Pinaceae*) in relation to its migration history. *P1. Syst. Evol.*, 196: 19-30.

Kramer K., Leinonen I., Loustau D., 2000. The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forests ecosystems: an overview. *Int. J. Biometeorol.*, 44: 67–75.

Küster H., 2009. Storia dei boschi dalle origini a oggi. Collana «Oltre i Giardini», Ed. Bollati Boringhieri: 276 p..

Lebourgeois F., Merian P., Courdier F., Ladier J., Dreyfus P., 2012. Instability of climate signal in tree-ring width in Mediterranean mountains: a multi-species analysis. *Trees*, 26: 715–729. doi:10.1007/s00468-011-0638-7

Liepelt S., Cheddadi R., De Beaulieu J.L., Fady B., Gomory D., Hussendorfer E., Konnert M., Litt T., Longauer R., Terhurne-Berson R., Ziegenhagen B., 2009. Postglacial range expansion and its genetic imprints in *Abies alba* (Mill.). A synthesis from palaeobotanic and genetic data. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 153 (1-2): 139-149.

Liepelt S., Mayland-Quellhorst E., Lahme M., Ziegenhagen B., 2010. Contrasting geographical patterns of ancient and modern genetic lineages in Mediterranean *Abies* species. *Plant Systematics and Evolution*, 284 (3): 141 - 151. doi:10.1007/s00606-009-0247-8

Lieth H. (Editor), 1974. *Phenology and Seasonality Modeling*. Springer Verlag, New York, 444 p..

McMillan A.M., Winston G.C., Goulden M.L., 2008. Age-dependent response of boreal forest to temperature and rainfall variability. *Global Change Biology*, 14: 1904–1916. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01614.x

Manel S., Schwartz, M. K., Luikart, G. & Taberlet, P. 2003 Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends Ecol. Evol.* 18, 189–197. doi:10.1016/S0169-5347(03)00008-9

Manel S, Holderegger R., 2013. Ten years of landscape genetics. *Trends Ecol Evol.*, 28(10) :614-21. doi: 10.1016/j.tree.2013.05.012

Manetti M.C., Castaldi C., Marchi M., Mazza G., 2014. Caratterizzazione strutturale delle foreste dei siti di progetto. In: Miozzo M., Ducci F., Montini P., (a cura di): Ricostituzione di boschi a dominanza di faggio con *Abies alba* nell'Appennino Tosco-Marchigiano. Guida al progetto LIFE08NAT/0037/RESILFOR. DREAM (Editore): 151 pp..

Marchetti M., Vizzari M., Sallustio L., 2016. La natura tra valore intrinseco e valore strumentale: quali prospettive per la conservazione? In: Scatena D. (a cura di) Comunicare il paesaggio. Parole chiave per un dialogo transdisciplinare: moderno, qualità, conservazione, percezione. Franco Angeli Editore: 117–126. ISBN: 9788891738462

Marchi M., Nocentini S., Ducci F., 2016. Future scenarios and conservation strategies for a rear-edge marginal population of *Pinus nigra* Arnold in Italian central Apennines. Forests systems, 25 (3): e072. doi: 10.5424/fs/2016253-09476

Marino, D. 2014. Tema 1: Designing protected areas. Salvaguardia, gestione e pianificazione degli ambiti naturali protetti. Presentazione. In: Toppetti F. (a cura di): Nove temi di paesaggio. Franco Angeli editore: 208 pp.. ISBN: 9788820445935

Mayer H. 1984. Wälder Europas. G. Fischer, Stuttgart, Germany.

Menzel A., Sparks T.H., Estrella N., Koch E., Aasa A., Ahas R., Alm-Kübler K., Bissolli P., Braslavská O., Briede A., Chmielewski F.M., Crepinsek Z., Curnel Y., Dahl Å, Defila C., Donnelly A., Filella Y., Jatzcak K., Mâge F., Mestre A., Nordli Ø., Peñuelas J., Pirinen P., Remišová V., Scheifinger H., Striz M., Susnik A., Van Vliet A.J.H., Wielgolaski F.-E., Zach S., Züst A., 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. Global Change Biology, 12 (10): 1969–1976. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x.

Ministero per l'Ambiente e la Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), 2010. La strategia nazionale per la biodiversità: 210 pp.

- Mosca E., Eckert A.J., Di Pierro E.A., Rocchini D., La Porta N., Belletti P., Neale D.B., 2012. The geographical and environmental determinants of genetic diversity for four alpine conifers of the European Alps. *Mol Ecol*, 21 (22): 5530–5545. doi:10.1111/mec.12043
- Motta R., Garbarino F., 2003. Stand history and its consequences for the present and future dynamic in two silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the high Pesio Valley (Piedmont, Italy). *Annals of Forest Science*, 60: 361-370.
- Muller S.D., Nakagawa T., De Beaulieu J.L., Court-Picon M., Carcaillet C., Miramont C., Roiron P., Boutterin C., Ali A., Bruneton H., 2007. Post-glacial migration of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the southwestern Alps. *Journal of Biogeography*, 34: 876–899. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01665.x
- Nelson E.J, Kareiva P., Ruckelshaus M., Arkema K., Geller G., Girvetz E., Goodrich D., Matzek V., Pinsky M., Reid W., Saunders M., Semmens D., Tallis H., 2013. Climate change’s impact on key ecosystem services and the human well-being they support in the US. *Front Ecol Environ*, 11(9): 483–493. doi:10.1890/120312
- Nielsen C.N., Jørgensen F.V., 2003. Phenology and diameter increment in seedlings of European beech (*Fagus sylvatica* L.) as affected by different soil water contents: variation between and within provenances. *Forest Ecology and Management*, 174: 233–249.
- Nocentini S., 2009. Le solide fondamenta della selvicoltura sistemica. *Forest@*, 6: 337-346.
- Oribe Y., Funada R., Shibagaki M., Kubo T., 2001. Cambial reactivation in locally heated stems of the evergreen conifer *Abies sachalinensis* (Schmidt) Masters. *Planta*, 212: 684–691.
- Orombelli G., Ravazzi C., Cita M.B., 2005. Osservazioni sul significato dei termini LGM (UMG), Tardoglaciale e Postglaciale in ambito globale, italiano ed alpino. *Il Quaternario - Italian Journal of Quaternary Sciences*, 18 (2): 147-155.

- Padovani L.M., Carrabba P., Di Giovanni B., Mauro F., 2009. BIODIVERSITÀ. Risorse per lo sviluppo. ENEA (Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile): 215 pp.. ISBN 978-88-8286-210-7
- Parducci L., Szmidt A.E., Villani F., Wang X.-R., Cherubini M., 1996. Genetic Variation of *Abies Alba* in Italy. *Hereditas*, 125 (1): 11–18. doi:10.1111/j.1601-5223.1996.00011.x
- Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J., Hanson C.E. (Eds.), 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge UP, Cambridge, UK, 976 p..
- Pavari A., 1916. *Carta delle zone climatico forestali.* Firenze.
- Pennacchini F., Ducci F., 1991. Prove di resistenza ad inquinanti di 6 provenienze italiane di abete bianco. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura Arezzo*, XXII: 73-94.
- Perini L., 2016. Clima: nozione e percezione. In: Scatena D. (a cura di) *Comunicare il paesaggio. Parole chiave per un dialogo transdisciplinare: moderno, qualità, conservazione, percezione.* Franco Angeli Editore: 194 – 200. ISBN: 9788891738462
- Petit R.J., Hampe A., 2006. Some evolutionary consequences of being a tree. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 187–214. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110215
- Petit R.J., Hu F.S., Dick C.W., 2008. Forests of the past: a window to future changes. *Science*, 320: 1450-1452. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1155457>
- Pignatti S., 1997. *Ecologia del paesaggio.* UTET, Unione Tipografico-Editrice Torinese, Torino, Italy: 228 p.
- Piotti A., Borghetti M., Schettino A., Vendramin G.G., 2014. Studio della variabilità genetica adattativa in specie forestali: un approccio genomico per la definizione di strategie di conservazione per il pino

loricato nel Parco Nazionale del Pollino. L'Italia Forestale e Montana, 69 (2): 115-124.

Piotti A., Leonarduzzi C., Postolache D., Bagnoli F., Spanu I., Brousseau L., Urbinati C., Leonardi S., Vendramin G.G., 2017. Unexpected scenarios from Mediterranean refugial areas: disentangling complex demographic dynamics along the Apennine distribution of silver fir. *J. Biogeogr.*, 44: 1547–1558. doi:10.1111/jbi.13011

Piotto B., Giacanelli V., Ercole S. (A cura di), 2010. La conservazione *ex situ* della biodiversità delle specie vegetali spontanee e coltivate in Italia. Stato dell'arte, criticità e azioni da compiere. Manuali e linee guida ISPRA, 54/2010: 205 pp.. ISBN 978-88-448-0416-9

Pungetti G., 2008. Cultural and spiritual values in landscape conservation. In: Teofili C., Clarino R., (a cura di): Riconquistare il paesaggio. La Convenzione Europea del Paesaggio e la Conservazione della Biodiversità in Italia. WWF Italia ONG ONLUS, Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca, Roma: 360 – 369.

Rathgeber C.B.K., Longuetaud F., Mothe F., Cuny H., Le Moguédec G., 2011. Phenology of wood formation: Data processing, analysis and visualisation using R (package CAVIAR). *Dendrochronologia*, 29 (3): 139–149.

Richardson A.D., Keenan T.F., Migliavacca M., Ryu Y., Sonnentag O., Toomey M., 2013. Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. *Agricultural and Forest Meteorology*, 169: 156–173. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.09.012>

Rinallo C., Gellini R., 1988. Morphological and anatomical traits identifying the silver fir (*Abies alba* Mill.) from Serra S. Bruno provenance. *Giorn. Bot. Ital.*, 122: 149 - 166.

Roger A., 2009. Breve trattato sul paesaggio. Sellerio editore: 144 pp.. ISBN: 9788838923623

Romano R. (a cura di), 2010. Codice Forestale Camaldolese. Le radici della sostenibilità. MiPAAF e INEA: 249 pp.. ISBN 978-88-8145-115-9

- Rosemberg E., 2016. Rigenerazione. In: Sul Progetto di paesaggio. Rassegna di architettura e urbanistica. Quodlibet, Anno LI, 150 (settembre – dicembre 2016): 43 – 48. ISBN: 0392 - 8608
- Rossi S., Anfodillo T., Menardi R., 2006a. Trephor: a new tool for sampling microcores from tree stems. *IAWA Journal*, Vol. 27 (1): 89–97.
- Rossi S., Deslauriers A., Anfodillo T., 2006b. Assessment of cambial activity and xylogenesis by microsampling tree species: an example at the alpine timberline. *IAWA Journal*, 27 (4): 383–394.
- Rossi S., Deslauriers A., Anfodillo T., Morin H., Saracino A., Motta R., Borghetti M., 2006c. Conifers in cold environments synchronize maximum growth rate of tree-ring formation with day length. *New Phytol.*, 170: 301–310.
- Rossi S., Deslauriers A., Anfodillo T., Carraro V., 2007a. Evidence of threshold temperatures for xylogenesis in conifers at high altitudes. *Oecologia*, 152: 1 – 12.
- Rossi S., Deslauriers A., Anfodillo T., Carraro V., Carrer M., Urbinati C., Menardi R., Fontanella F., 2007b. Effetti della temperatura e del fotoperiodo sulla xilogenesi al limite superiore del bosco. *Italia Forestale e Montana*, 62 (2): 81-97.
- Rossi S., Morin H., Deslauriers A., Plourde P.-Y., 2011. Predicting xylem phenology in black spruce under climate warming. *Global Change Biology*, 17: 614–625. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02191.x
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P., Radoglou, K., 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecol. Manage.*, 132: 97–109
- Scarfò F., 2012. Manuale di buone pratiche di gestione forestale in Calabria: i rimboschimenti di conifere. Progetto RobinWood Plus. <https://robinwoodplus1.files.wordpress.com/2012/12/manuale-di-buone-pratiche-di-gestione-forestale-in-calabria-i-rimboschimenti-di-conifere.pdf>
- Sereni E., 1961. Storia del paesaggio agrario. Laterza editrice: 499 pp.

- Serra-Diaz J.M., Franklin J., Ninyerola M., Davis F.W., Syphard A.D., Regan H.M., Ikegami M., 2014. Bioclimatic velocity: the pace of species exposure to climate change. *Diversity and Distributions*, 20: 169-180. doi: 10.1111/ddi.12131
- Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L., 2007. In: IPCC 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Soule M.E., Wilcox B.A., 1980. *Conservation Biology. An Evolutionary-Ecological Perspective*: 395 pp.. ISBN: 0878938001
- Sparks T.H., Menzel A., Stenseth N.Ch., 2009. European cooperation in plant phenology. *Climate Research*, 39: 175–177. doi: 10.3354/cr00829
- Tallis H., Lubchenco J., 2014. Working together: A call for inclusive conservation. *Nature*, 515: 27–28. doi:10.1038/515027a
- Tinner W., Colombaroli D., Heiri O., Henne P.D., Steinacher M., Untenecker J., Vescovi E., Allen J.R.M., Carraro G., Conedera M., Joos F., Lotter A.F., Luterbacher J., Samartin S., Valsecchi V., 2013. The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs*, 83 (4): 419–439. doi: <http://dx.doi.org/10.1890/12-2231.1>
- Tinner W., Vescovi E. 2007. Ecologia e oscillazioni del limite degli alberi nelle Alpi dal Pleniglaciale al presente. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Geol.*, 82 (2005): 7-15. ISSN 0392-0534
- Travaglini D., 2009. Piano di Gestione e Silvomuseo 2006-2025 della Foresta di Vallombrosa: compartimentazione e cartografia. *Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Vol. LVIII: 139–151.
- Turri E., 1979. *Semiologia del paesaggio italiano*. Longanesi, Milano. Terza edizione per Marsilio, 2014: XII-304 pp.. EAN: 9788831718943

- Urbinati C., Romano R. (a cura di), 2012. *Foresta e monaci di Camaldoli: un rapporto millenario tra gestione e conservazione*. MiPAAF e INEA: 210 pp.. ISBN 978-88-8145-326-9
- Van Dyke F., 2008. *Biodiversity: Concept, Measurement, and Challenge*. In: *Conservation Biology*. Springer, Dordrecht 84 – 119. doi.org/10.1007/978-1-4020-6891-1_4
- van der Maaten-Theunissen M., Kahle H.P., van der Maaten E., 2013. Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. *Ann. For. Sci.*, 70 (2): 185–193.
- 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. doi: 10.3832/efor0655-008
- Vescovi E., B. Ammann C., Ravazzi, W. Tinner. 2010a. A new Late-glacial and Holocene record of vegetation and fire history from Lago del Greppo, northern Apennines, Italy. *Vegetation History and Archaeobotany*, 19: 219–233. doi: 10.1007/s00334-010-0243-5
- Vescovi E., P. Kaltenrieder, W. Tinner, 2010b. LateGlacial and Holocene vegetation history of Pavullo nel Frignano (Northern Apennines, Italy). *Review of Palaeobotany and Palynology*, 160: 32–45
- Vieira J., Rossi S., Campelo F., Nabais C., 2014a. Are neighboring trees in tune? Wood formation in *Pinus pinaster*. *Eur. J. Forest Res.*, 133: 41-50. doi 10.1007/s10342-013-0734-x
- Vieira J., Rossi S., Campelo F., Helena Freitas H., Nabais C., 2014b. Xylogenesis of *Pinus pinaster* under a Mediterranean climate. *Annals of Forest Science*, 71: 71–80. doi 10.1007/s13595-013-0341-5
- Vitt P., Havens K., Kramer A.T, Sollenberger D., Yates E., 2010. Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation*, 143: 18–27.
- Wilson E.O. (ed), 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C., USA: 508 pp.. doi: <https://books.google.co.uk/>

WMO, 1992. International Meteorological Vocabulary. World Meteorological Organization, No. 182, Geneva, Switzerland: 784 pp.. ISBN: 92-63-02182-1

Wolf H., 2003. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for silver fir (*Abies alba*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy: 6 pp..

Zagari F., 2013. Sul paesaggio. Lettera aperta. Libria editore: 244 pp.. ISBN: 978-88-6764-012-6