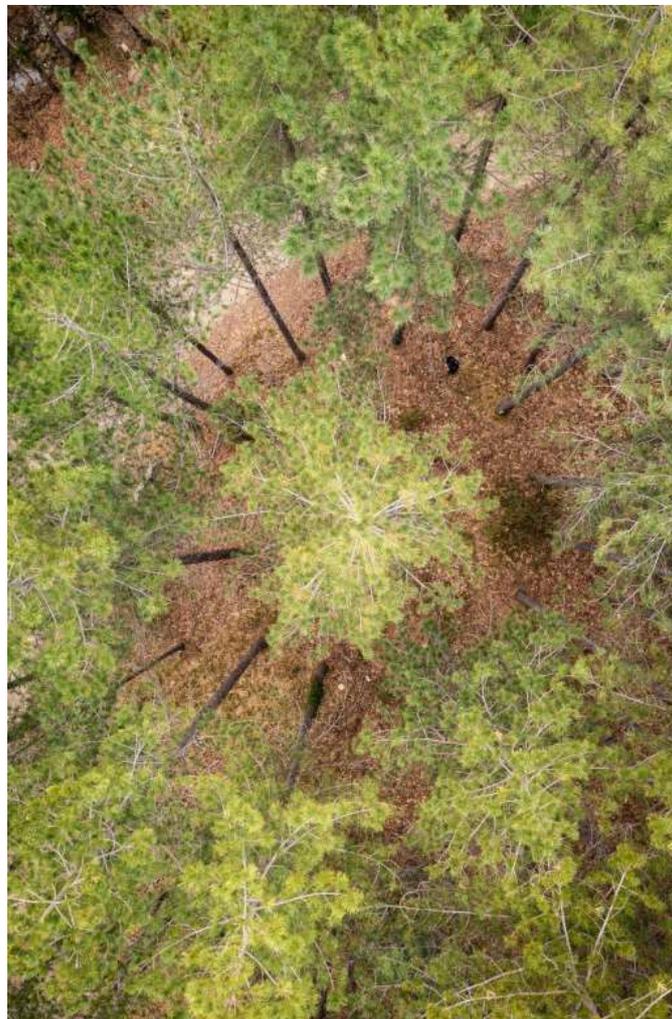


## Utilità ecosistemiche e valorizzazione selvicolturale dei rimboschimenti di conifere



Piermaria Corona, Vincenzo Bernardini, Francesco Iovino, Chiara Lisa, Alessandro Paletto,  
Manuela Plutino, Sandro Sacchelli, Elia Vangi, Davide Travaglini, Susanna Nocentini

---



# **Utilità ecosistemiche e valorizzazione selvicolturale dei rimboschimenti di conifere**

Piermaria Corona, Vincenzo Bernardini, Francesco Iovino, Chiara Lisa, Alessandro Paletto,  
Manuela Plutino, Sandro Sacchelli, Elia Vangi, Davide Travaglini, Susanna Nocentini

## **Utilità ecosistemiche e valorizzazione selvicolturale dei rimboschimenti di conifere**

Pubblicazione realizzata dal Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA) nell'ambito delle attività previste dalla Scheda 22.2 "Foreste" del programma Rete Rurale Nazionale, in collaborazione con l'Accademia Italiana di Scienze Forestali.

### **AUTORI**

PIERMARIA CORONA – CREA Foreste e Legno

VINCENZO BERNARDINI – CREA Foreste e Legno

FRANCESCO IOVINO – Accademia Italiana di Scienze Forestali

CHIARA LISA – Accademia Italiana di Scienze Forestali

ALESSANDRO PALETTO – CREA Foreste e Legno

MANUELA PLUTINO – CREA Foreste e Legno

SANDRO SACCHELLI - Università di Firenze

ELIA VANGI – CNR ISAFOM

DAVIDE TRAVAGLINI - Università di Firenze

SUSANNA NOCENTINI – Accademia Italiana di Scienze Forestali

### **EDITORE**

Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA), Roma

### **FORMA DI CITAZIONE CONSIGLIATA**

Corona P., Bernardini V., Iovino F., Lisa C., Paletto A., Plutino M., Sacchelli S., Vangi E., Travaglini D., Nocentini S., 2025. *Utilità ecosistemiche e valorizzazione selvicolturale dei rimboschimenti di conifere*. Rete Rurale Nazionale 2014-2020, Scheda n. 22.2 – Foreste. Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Roma. ISBN 9788833853895

**ISBN: 9788833853895**

## Indice

Premessa.....	3
1 Introduzione.....	5
2 Gestione dei rimboschimenti di conifere.....	10
3 Rimboschimenti di pino nero e pino laricio.....	13
3.1. Distribuzione e aspetti ecologici.....	13
3.2. Aspetti colturali e gestionali.....	17
3.2.1 Rinaturalizzazione.....	19
3.3 Utilità ecosistemiche.....	20
4 Piantagioni di douglasia.....	23
4.1 Distribuzione e aspetti ecologici.....	23
4.2 Aspetti colturali e gestionali.....	24
4.3 Utilità ecosistemiche.....	29
5 Moduli colturali: sperimentazione in campo.....	31
5.1 Interventi colturali.....	31
5.1.1 Diradamento di tipo basso.....	34
5.1.2 Diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire.....	34
5.1.3 Taglio a piccole buche.....	35
5.2 Sperimentazione in rimboschimenti di pino nero e pino laricio.....	37
5.2.1 Aree di studio e protocolli sperimentali.....	37
5.2.1.1 Rincine.....	37
5.2.1.2 Monte Amiata.....	39
5.2.1.3 Varco San Mauro.....	41
5.2.2 Risultati.....	43
5.2.2.1 Rincine.....	43
5.2.2.2 Monte Amiata.....	46
5.2.2.3 Varco San Mauro.....	49
5.3 Sperimentazione in piantagioni di douglasia.....	51
5.3.1 Aree di studio e protocolli sperimentali.....	51
5.3.1.1 Vallombrosa.....	52
5.3.1.2 Mercurella.....	53
5.3.2 Risultati.....	55
5.3.2.1 Vallombrosa.....	55
5.3.2.2 Mercurella.....	56
6 Parametrizzazione della densità di coltivazione.....	59
7 Modellistica e quantificazione economica delle utilità ecosistemiche.....	67
7.1 Modello 3D-CMCC-FEM.....	67

7.1.1 Dati climatici .....	68
7.1.2 Dati pedologici .....	69
7.1.3 Validazione .....	69
7.2 Moduli colturali .....	71
7.3 Densità di coltivazione .....	72
7.4 Analisi economica delle utilità ecosistemiche .....	73
7.4.1 Produzione legnosa .....	74
7.4.2 Valore estetico .....	76
7.4.3 Protezione dall'erosione.....	78
7.4.4 Stoccaggio del carbonio atmosferico .....	79
7.4.5 Valore Economico Totale .....	81
7.4.6 Analisi dei mancati danni .....	81
8 Effetto del regime di diradamento sulla struttura dei soprassuoli .....	83
8.1 Rimboschimenti di pino nero e pino laricio .....	83
8.2 Piantagioni di douglasia .....	86
9 Quantificazione economica dell'effetto del modulo colturale sulle utilità ecosistemiche .....	91
9.1 Rimboschimenti di pino nero e pino laricio .....	91
9.2 Piantagioni di douglasia .....	98
10 Sintesi conclusiva e indicazioni operative.....	105
Ringraziamenti .....	109
Bibliografia.....	111

## **PREMESSA**

La presente monografia illustra, analizza e discute le **modalità di gestione selvicolturale e valorizzazione dei rimboschimenti di conifere in Italia**, con particolare riferimento a **pino nero, pino laricio e douglasia** e alla **quantificazione economica degli effetti prodotti dagli interventi colturali sulle utilità ecosistemiche** fornite da questi soprassuoli forestali di origine artificiale.

Le specie considerate costituiscono una **ampia porzione dei rimboschimenti di conifere in Italia** e ne rappresentano un **riferimento significativo in termini di tipologia gestionale**, a carattere in genere meno intensivo nel caso di pino nero e pino laricio e a carattere in genere più intensivo nel caso delle piantagioni di douglasia.

A partire da una **ampia analisi bibliografica** e utilizzando i dati di **parcelle sperimentali sottoposte a differenti modalità di trattamento selvicolturale**, la monografia è strutturata come segue.

Nel Capitolo 1 sono menzionati i principali strumenti adottati dalla politica forestale italiana a sostegno delle attività di rimboschimento, sono riportate le statistiche delle superfici rimboschite ed è introdotto il concetto di utilità ecosistemiche.

Nel Capitolo 2 sono descritte le caratteristiche delle specie arboree forestali impiegate nei rimboschimenti, con un approfondimento per le specie di conifere utilizzate nei diversi ambienti del territorio italiano.

Per le specie oggetto di analisi (pino nero, pino laricio, douglasia), nei Capitoli 3 e 4 sono fornite informazioni sulla loro distribuzione nel territorio nazionale, sono descritti i principali aspetti colturali e gestionali dei soprassuoli artificiali realizzati con queste specie e sono esaminate le principali utilità ecosistemiche da essi fornite.

I dati misurati in parcelle sperimentali di pino nero, pino laricio e douglasia, sottoposte a differenti moduli colturali, e i risultati degli effetti dei trattamenti sulla struttura e la stabilità dei soprassuoli considerati sono presentati nel Capitolo 5.

Nel Capitolo 6 è presentato un indice oggettivo che rappresenta un utile riferimento per quantificare la densità di coltivazione dei rimboschimenti al fine di ottimizzare la produttività in termini di massa legnosa.

Nei Capitoli 7, 8 e 9 i dati delle parcelle sperimentali considerate sono elaborati con approccio modellistico per valutare le dinamiche di popolamento e per la quantificazione economica delle utilità ecosistemiche in relazione ai moduli colturali applicati.

Il Capitolo 10 riporta, infine, indicazioni di carattere operativo per la gestione selvicolturale e la valorizzazione delle utilità ecosistemiche dei rimboschimenti delle specie esaminate, alla luce dei principali risultati ottenuti dalle analisi condotte.



## 1 INTRODUZIONE

Il termine **rimboschimento** è utilizzato per indicare l'**impianto o la semina di specie arboree e arbustive forestali in terreni nudi o cespugliati**. In tempi relativamente recenti è stato introdotto anche il termine **imboschimento** per distinguere la ricostituzione di una copertura arborea e/o arbustiva su terreni forestali (rimboschimento *sensu stricto*) dalla creazione di una nuova copertura forestale su terreni non forestali (FAO, 2018).

**Il rimboschimento (*sensu lato*) rientra nel vasto campo della gestione territoriale.** Per essere efficace la progettazione degli impianti deve considerare i processi naturali di conquista dello spazio da parte della vegetazione forestale, valutando, nei diversi contesti operativi, le modalità di intervento più adatte agli obiettivi e alle condizioni ambientali e socio-economiche. Le linee operative possono incoraggiare la colonizzazione naturale, favorendo lo sviluppo di entità biologicamente stabili e autosufficienti, o promuovere l'utilizzo di criteri selvicolturali o ancora sostenere gli algoritmi tipici dell'arboricoltura da legno. Se in fase di pianificazione, progettazione e realizzazione dei rimboschimenti gli interventi prendono in considerazione i molteplici aspetti ecobiologici, paesaggistici, culturali e socio-economici che caratterizzano l'area di intervento, essi possono condurre a una effettiva **riqualificazione ambientale attraverso la costituzione di veri e propri boschi** (Pavari, 1959; Bernetti, 1995; Ciancio, 2002a). Quando la pianificazione e progettazione sono prioritariamente rivolte alla produzione legnosa si opera secondo gli schemi dell'**arboricoltura da legno** e la gestione è generalmente di tipo intensivo, applicando sistemi colturali che tendono ad esaltare le caratteristiche di accrescimento e produttività delle specie impiegate.

Lo strumento che consente di conciliare le esigenze di razionale gestione con gli interessi di ordine generale connessi agli impianti forestali è il **piano di coltura e di conservazione**, in applicazione del Regio Decreto-Legge n. 3267/1923 e della più recente normativa forestale regionale. In esso sono indicate le modalità e l'intensità di coltivazione da applicare nel tempo e nello spazio in funzione degli obiettivi della coltivazione e in relazione alle esigenze della o delle specie e delle tecniche colturali impiegate.

Tra la fine del XVIII e la metà del XIX secolo in Italia si è assistito ad una marcata riduzione della superficie forestale, accompagnata da un'intensa degradazione dei boschi. Ciò ha portato la successiva politica forestale a favorire la realizzazione di impianti artificiali che hanno arricchito e modificato il tessuto paesaggistico, assumendo principalmente funzione di **difesa del suolo**, oltre che di **promozione dell'occupazione nelle aree rurali** e di aumento della **produzione legnosa nazionale** (Cantiani *et al.*, 2018).

Si stima che tra il 1910 e il 1945 siano stati realizzati più di 420.000 ettari (ha) di rimboschimenti (Schirone, 1998) grazie all'entrata in vigore del Regio Decreto-Legge n. 3267/1923 che prevedeva,

tra le principali **opere di sistemazione idraulico-forestale**, la creazione di nuovi boschi. A distanza di dieci anni da questo Decreto, lo Stato continuò la promozione dello sviluppo forestale favorendo la **bonifica integrale del territorio** (Regio Decreto n. 215/1933) e prendendosi carico delle opere di rimboschimento e di ricostituzione dei boschi degradati (Iovino e Nocentini, 2023). Dopo il secondo conflitto mondiale le superfici che necessitavano di essere rimboschite aumentarono, perché, nel periodo bellico, non solo non poterono essere eseguiti rimboschimenti ma gli eventi determinarono intense degradazioni dei boschi e, in alcuni casi, la distruzione degli stessi. In conseguenza di ciò e anche per alleviare il fenomeno della disoccupazione, con la Legge n. 264/1949 vennero avviati i cantieri scuola per personale da impiegare nella realizzazione dei vivai e nei lavori di rimboschimento (Iovino e Nocentini, 2023).

In seguito, con la Legge n. 991/1952 la politica forestale inseriva l'attività del rimboschimento in un'azione di **bonifica montana** che tendeva ad aumentare le risorse boschive e a rimuovere, per quanto possibile, la pressione delle popolazioni sui boschi di origine naturale (Iovino e Menguzzato, 2002). Nel decennio successivo, oltre alla Legge n. 1360/1962, che prorogava i finanziamenti della Legge n. 991/1952 di altri cinque anni, una svolta nella promozione dello sviluppo forestale si ebbe con la promulgazione del Primo Piano Verde nel 1961 (Legge n. 454/1961) e del Secondo Piano Verde nel 1966 (Legge n. 910/1966): vi fu un reale impulso ai rimboschimenti e con l'istituzione del Fondo Nazionale Forestale furono stabiliti appositi contributi per operazioni di rimboschimento, anche su terreni non montani e non vincolati.

Negli anni '70 del secolo scorso, con il D.P.R. n. 11/1972 i rimboschimenti furono compresi tra le attività trasferite alle Regioni a statuto ordinario, che acquisirono la possibilità di legiferare nel merito. Furono anche emanate disposizioni per incrementare l'attività forestale privatistica a carattere produttivo (**forestazione produttiva**) e la scelta ricadde sull'impiego di specie forestali a rapido accrescimento su ampia scala (Iovino e Nocentini, 2023).

Nei sessant'anni che vanno dal 1923 al 1983, si stima che in Italia siano stati effettuati rimboschimenti per più di 1.300.000 ha (Romano, 1986), di cui circa un milione impiantati tra il 1930 e il 1968 (Corona e Marchetti, 2002).

Il crescente interesse verso le tematiche ambientali, che vanno dal **recupero di ecosistemi degradati**, al **contrasto della desertificazione**, al **miglioramento del paesaggio**, alla **tutela della biodiversità** fino alla **mitigazione dei cambiamenti climatici**, ha fatto sì che a partire dagli anni '80 del secolo scorso la Comunità Europea predisponesse apposite misure (Reg. CEE 269/79; 797/85; 2088/85) finalizzate ad aumentare la superficie forestale. In questa prospettiva, tra gli anni '80 e '90 sono stati eseguiti in Italia interventi di rimboschimento e di miglioramento boschivo per circa 120.000 ha (Corona *et al.*, 2009), grazie anche ai contributi previsti successivamente dal Reg. CEE 2080/92. Nel

nuovo millennio i contributi dell'Unione Europea (UE) hanno riguardato principalmente gli impianti con finalità produttive, stimolando, tra il 2000 e il 2018, la realizzazione di 60.000 ha di impianti di arboricoltura da legno su terreni agricoli (pioppo, noce, ciliegio), oltre a 15.000 ha di impianti forestali su terreni non agricoli (Cantiani *et al.*, 2018).

La realizzazione di interventi di rimboschimento in attuazione del Protocollo di Kyoto del 1997, ratificato in Italia con Legge 120/2002 e che impegna l'Italia e gli altri Paesi che hanno aderito al protocollo a contabilizzare un bilancio tra assorbimenti ed emissioni di carbonio derivanti da processi di **afforestazione e riforestazione**, ha avuto ricadute sinergiche sulla difesa del suolo e sul sequestro di carbonio atmosferico (Iovino e Nocentini, 2023). A questo riguardo, Sanesi e Mairota (2010) hanno stimato che le utilità connesse alla creazione di nuovi boschi e piantagioni da legno abbiano incrementato di quasi 0,2 Mt l'assorbimento annuo di carbonio atmosferico nel nostro Paese tra il 1990 e il 2000.

Secondo i dati dell'ultimo Inventario Forestale Nazionale (INFC, 2015; Gasparini *et al.*, 2022), **nel 2015 in Italia la superficie forestale di origine artificiale (esclusa l'arboricoltura da legno) occupava circa 447.000 ha, formati prevalentemente da soprassuoli di conifere** (Tabella 1.1). Secondo l'indagine INARBO.IT (Mattioli *et al.*, 2019), **nel 2017 la superficie dedicata all'arboricoltura da legno era di circa 97.000 ha, di cui oltre il 95% costituito da piantagioni a prevalenza di latifoglie.**

La **Strategia Forestale Europea 2030** (Commissione Europea, 2021) e la **Strategia Forestale Nazionale** (MIPAAF, 2022) hanno previsto la possibilità di estendere la copertura forestale nell'Unione Europea (UE) attraverso **processi attivi e sostenibili di rimboschimento, imboschimento e messa a dimora di alberi per realizzare nuovi boschi naturaliformi, permanenti e multifunzionali anche, ove possibile, in ambiente urbano e periurbano.** La Strategia Forestale Nazionale prevede, inoltre, di favorire la **riconnesione della rete ecologica e lo sviluppo di impianti di arboricoltura da legno a bassa richiesta di input e/o di piantagioni policicliche, temporanee e permanenti in terreni agricoli.** Il Decreto Legislativo n. 34/2018 (Testo unico in materia di foreste e filiere forestali, TUFF), tra le opere di compensazione per la trasformazione del bosco, prevede i rimboschimenti e la creazione di nuovi boschi su terreni non boscati e in aree con basso coefficiente di boscosità, tramite l'utilizzo di **specie autoctone, preferibilmente di provenienza locale e certificata.**

Tabella 1.1. Superficie forestale di origine artificiale in Italia (fonte: INFC, 2015).

<i>Specie</i>	<i>Superficie</i>	
	<i>Ettari</i>	<i>%</i>
Larice e cembro	8110	1.8
Abete rosso	22835	5.1
Abete bianco	8414	1.9
Pino silvestre e montano	6344	1.4
Pino nero, laricio e loricato	121494	27.2
Pini mediterranei	120003	26.8
Altre conifere, pure o miste	50348	11.3
Faggete	2972	0.7
Rovere, roverella e farnia	5935	1.3
Cerro, farnetto, fragno, vallonea	7495	1.7
Castagno	22774	5.1
Carpino	1539	0.3
Specie igrofile	3953	0.9
Altre caducifoglie	20924	4.7
Leccio	4801	1.0
Sughera	8154	1.8
Altre latifoglie sempreverdi	31166	7.0
Totale	447261	100.0

Nonostante l'interesse per l'ampliamento delle superfici boscate, **la effettiva possibilità di realizzare nuovi rimboschimenti su vasta scala nel territorio italiano risulta complessa, a causa di una accentuata ricolonizzazione forestale spontanea dei terreni abbandonati dall'agricoltura e dalla pastorizia e di un'alta densità complessiva della popolazione** (Corona e Marchetti, 2002).

Tuttavia, secondo una indagine condotta da Legambiente sull'andamento degli interventi di messa a dimora di nuove formazioni forestali e arboree, sviluppata sulla base dei dati forniti da Regioni, Province Autonome, Città Metropolitane e dai principali operatori privati e programmi europei che lavorano in Italia per la progettazione e lo sviluppo di progetti di forestazione e di gestione forestale, tra il 2022 e il 2023 sono stati piantati oltre 2.850.000 alberi, per una superficie verde complessiva di 4.504 ha, soprattutto nelle aree urbane e periurbane. La realizzazione di questi progetti di imboscamento/rimboschimento è stata agevolata sia da finanziamenti pubblici come il Piano di Sviluppo Rurale (PSR), il Decreto Clima (Decreto Legge n. 111/2019), il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), sia, in minor misura, da finanziamenti provenienti da imprese e soggetti privati (Atlante delle foreste, 2022).

Le sfide da affrontare per sostenere l'attività di rimboschimento nel nostro Paese sono molteplici: tra queste, la pianificazione territoriale, la disponibilità di risorse finanziarie, la produzione vivaistica forestale (Mariotti *et al.*, 2022; Martini *et al.*, 2022) e la partecipazione delle comunità locali.

La creazione di nuove superfici forestali può avere un ruolo chiave all'interno dei delicati equilibri del cambiamento climatico su scala globale e della conservazione della biodiversità. In generale, quando gli impianti sono progettati nel rispetto delle preferenze ambientali delle specie e la loro

gestione prevede il raggiungimento e/o il mantenimento di un livello adeguato di funzionalità ecobiologica, il rimboschimento è la modalità più veloce per ripristinare una copertura arborea in grado di consentire l'**ingresso della rinnovazione di specie autoctone** e favorire l'**evoluzione verso un biosistema complesso** (Pastorella, 2007). A questo proposito è utile ricordare che la **rinaturalizzazione degli imboschimenti e dei rimboschimenti** è specificatamente contemplata dall'art. 7 del TUFF e dalla Sotto-Azione A.7.3 della Strategia Forestale Nazionale.

In questa stessa prospettiva è auspicabile che gli obiettivi gestionali seguano un **approccio sistemico** (Ciancio e Nocentini, 1997; Ciancio, 2002b; Ciancio *et al.*, 2003), coerente con l'*Ecosystem Approach* della *Convention on Biological Diversity* e con la *Nature Restoration Law* dell'UE e in grado di agevolare una **fornitura il più ampia possibile di utilità ecosistemiche**. Le utilità ecosistemiche, comunemente definite "servizi ecosistemici", sono i benefici che gli ecosistemi generano a favore della società umana rendendo possibile la vita sulla terra ((Scheffer *et al.*, 2000; Nahlik *et al.*, 2012; Seppelt *et al.*, 2011). Sono classificate in quattro categorie: (i) utilità di **approvvigionamento**, come prodotti forestali legnosi e non legnosi; (ii) utilità di **regolazione**, come il sequestro del carbonio, la regolazione dell'acqua, la protezione dai pericoli naturali; (iii) utilità di **supporto** al ciclo dei nutrienti e alla biodiversità; (iv) **utilità culturali**, come le funzioni ricreative e i valori storico-culturali (Hein *et al.*, 2006; Melaku Canu *et al.*, 2015).

Sul piano scientifico si indagano le possibili relazioni tra la gestione forestale e la fornitura delle utilità ecosistemiche soprattutto per capire come raggiungere un giusto equilibrio tra esigenze di approvvigionamento e, al contempo, mantenere e migliorare le altre utilità (Duncker *et al.*, 2012; Ruddell *et al.*, 2007; Nocentini *et al.*, 2022). Secondo Fernandes *et al.* (2016), **le scelte gestionali e le modalità di trattamento selvicolturale possono influenzare in modo significativo la fornitura di utilità ecosistemiche**. In particolare, il trattamento selvicolturale, agendo sulla composizione specifica e sulla struttura orizzontale e verticale dei soprassuoli forestali, influenza il livello di biodiversità, i componenti del ciclo dell'acqua, il ciclo naturale degli elementi, ma anche la funzione ricreativa, quella paesaggistica, ecc. A titolo di esempio, i processi di mineralizzazione del carbonio e dei nutrienti possono essere influenzati dalla quantità e dalla distribuzione spaziale della radiazione solare che raggiunge il suolo, modellate dal trattamento selvicolturale che quindi può essere utilizzato agisce come strumento per mitigare gli effetti del cambiamento climatico (Cabon *et al.*, 2018; Jonard *et al.*, 2006; Peltola *et al.*, 2002; Tomao *et al.*, 2017). **Le considerazioni inerenti il ruolo della gestione selvicolturale risultano tanto più rilevanti nel caso di soprassuoli forestali di origine artificiale, quali appunto i rimboschimenti.**

## 2 GESTIONE DEI RIMBOSCHIMENTI DI CONIFERE

La politica forestale nazionale di rimboschimento ha indirizzato la scelta delle specie verso un largo impiego delle conifere (Tabella 1.1) per la loro capacità di adattamento, rapidità di accrescimento e conseguente velocità nel ripristino della copertura del suolo (Nocentini, 1995).

Nei rimboschimenti di conifere dell'arco alpino sono stati utilizzati prevalentemente il pino nero (*Pinus nigra* J.F. Arnold), l'abete rosso (*Picea abies* (L.) H. Karst) e l'abete bianco (*Abies alba* Mill.) mentre nell'area appenninica si è optato quasi esclusivamente per il pino nero, con le sue varietà (austriaco, italiana, calabrica), sia per la facilità di allevamento in vivaio, sia per le sue caratteristiche pioniere su suoli poco profondi e in condizioni climatiche difficili. Nelle aree costiere sono stati invece maggiormente utilizzati i pini mediterranei (*Pinus halepensis* Mill, *Pinus pinea* L., *Pinus pinaster* Aiton) (Iovino *et al.*, 2019).

Intorno agli anni '30 del secolo scorso si iniziò ad utilizzare nei rimboschimenti di conifere anche alcune specie esotiche come il cedro (*Cedrus* sp.), la douglasia (*Pseudotsuga menziesii*), il pino strobo (*Pinus strobus* L.), il pino dell'Himalaya (*Pinus excelsa* Wall.), il larice del Giappone (*Larix leptolepis* Sieb. et Zucc.) e vari abeti mediterranei. Successivamente fu introdotto, con finalità prevalentemente produttive, il pino insigne (*Pinus radiata* D. Don) (Nocentini, 2002).

Le intense attività di rimboschimento avvenute nel secolo scorso hanno avuto importanti ricadute dal punto di vista ecologico, paesaggistico e socio-economico (Agostini, 1961; Bernetti, 1987; De Mas, 1993; Marchetti *et al.*, 1995; Nocentini, 2001; Corona *et al.*, 2009; Scarciglia *et al.*, 2020; Iovino, 2021; Iovino *et al.*, 2021). Esse hanno tuttavia presentato anche alcune criticità: tra queste, la scelta delle specie, non sempre idonee rispetto alle aree oggetto di rimboschimento (Pavari, 1927; De Philippis, 1958; Giacobbe, 1962) e l'eccessivo ricorso a impianti monospecifici (Giacobbe, 1962).

Negli ultimi decenni sono emerse problematiche riguardanti la potenziale instabilità dei rimboschimenti a prevalenza di conifere, spesso causata da una gestione selvicolturale insufficiente e, soprattutto, non continua nel corso del ciclo di vita dei rimboschimenti stessi. Di fatto, raramente sono stati predisposti strumenti gestionali atti a realizzare un vero e proprio piano di coltura nelle fasi successive alla messa a dimora (Maetzke, 2015).

Nel nostro Paese l'attività di rimboschimento con conifere ha previsto, in genere, l'impianto di 2.000-2.500 alberi a ettaro. Nei rimboschimenti più antichi si ricorreva, comunque, anche a densità superiori a 3.000 alberi a ettaro, fino a raggiungere, nelle stazioni più difficili, 10.000 unità al fine di assicurare una rapida copertura del terreno e ridurre l'effetto delle fallanze (Ciabatti *et al.*, 2009). Se da un lato l'utilizzo di elevate densità ha permesso, in genere, una rapida copertura del suolo, quando l'intervento ha avuto successo, dall'altro tali densità hanno spesso causato fenomeni di forte

competizione con conseguente significativa mortalità per autodiradamento e diffusa instabilità degli alberi in piedi (Iovino e Menguzzato, 2002).

Lo strumento selvicolturale maggiormente incisivo per mitigare gli effetti della mortalità e della instabilità dei popolamenti e per orientare la dinamica strutturale e compositiva verso una crescente naturalità è il diradamento (Cameron, 2002; Cantiani *et al.*, 2009-2010). I diradamenti sono parte integrante del trattamento selvicolturale e costituiscono pratiche colturali insostituibili nella gestione dei popolamenti forestali di origine artificiale: attraverso la loro applicazione si conseguono obiettivi in termini di efficienza funzionale della biocenosi, di prelievo di una parte della massa legnosa e di miglioramento della stabilità dei popolamenti (Ciancio, 1986).

Nel tempo sono stati elaborati molteplici metodi di diradamento che sul piano pratico applicativo possono essere adattati in base alle varie e diverse realtà in cui si opera. La tecnica dei diradamenti è caratterizzata dal tipo, dal grado, dal sistema e dal regime. Il tipo indica le classi arboree sulle quali si interviene; il grado esprime l'intensità degli interventi; il sistema definisce la serie di interventi costituenti un complesso di operazioni in cui le parti hanno relazione e dipendenza reciproca: all'interno del sistema il metodo indica le modalità tecniche; il regime di diradamento definisce come si distribuiscono gli interventi nel corso del ciclo vitale del popolamento (Ciancio, 1986).



Foto 2.1. Rimboschimenti di conifere in località Rincine, Comune di Londa (FI).



Foto 2.2. Rimboschimenti di conifere sul Monte Morello, Comune di Sesto Fiorentino (FI).



Foto 2.3. Rimboschimento di pino laricio su terreno preparato a gradoni con densità di impianto di 2.500 alberi a ettaro, Bacino Arente, Sila Grande (CS).

### 3 RIMBOSCHIMENTI DI PINO NERO E PINO LARICIO

#### 3.1. Distribuzione e aspetti ecologici

In Italia i boschi di pino nero coprono una superficie di quasi 56.000 ha, pari allo 0,7% della superficie forestale nazionale. Di questi circa la metà si trovano in Friuli-Venezia Giulia, Emilia-Romagna, Toscana e in provincia di Trento (INFC, 2015) (Figura 3.1).

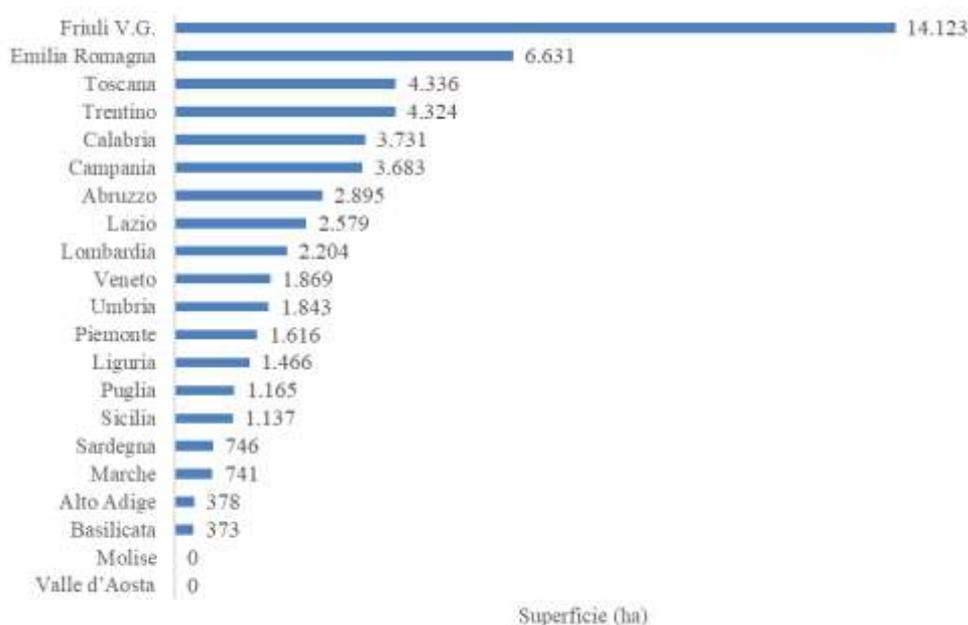


Figura 3.1. Distribuzione a livello regionale delle pinete di pino nero in Italia (fonte: INFC, 2015).

I boschi appartenenti alla categoria forestale “Pinete di pino nero, laricio e loricato” si estendono su una superficie di circa 230.300 ha e sono per il 53% di origine artificiale, per il 22% di origine seminaturale e per il 15% di origine naturale, questi ultimi si trovano soprattutto in Calabria, Friuli-Venezia Giulia, Sicilia e Abruzzo (INFC, 2015).

*Pinus nigra* è una specie collettiva suddivisa a sua volta in quattro specie e quattordici sottospecie (Fukarek, 1957). Tre sottospecie sono state maggiormente utilizzate nei rimboschimenti in Italia: la sottospecie austriaca (*Pinus austriaca* (Hoss) Novak), conosciuta come pino nero d’Austria, adatta sui terreni calcarei e con clima più freddo; la sottospecie calabrica (*Pinus calabrica* Delamare) definita, in genere, pino laricio e adatta ad aree non troppo fredde e su terreni prevalentemente silicei; la sottospecie italica (*Pinus italica* (Hochst)), originaria di Villetta Barrea in Abruzzo e adatta ai suoli calcarei e alle stazioni meno fredde (Bernetti, 1995; Ciabatti *et al.*, 2009).

Il pino nero è stato ampiamente impiegato nei rimboschimenti per la sua frugalità, adatto a insediarsi e svilupparsi anche su terreni degradati. I rimboschimenti furono realizzati inizialmente per motivi di difesa idrogeologica e per ricostituire la copertura forestale su suoli a scarsa fertilità intrinseca o

indotta dall'uso eccessivo della risorsa (Amorini, 1983; Ciabatti *et al.*, 2009). Successivamente, i rimboschimenti furono realizzati anche con finalità produttive.

Nelle stazioni caratterizzate da maggiore aridità e a bassa quota, il pino nero, pur avendo in genere attecchito senza troppe difficoltà, ha presentato talora problemi di longevità, soprattutto in aree a scarsa disponibilità idrica (Amorini e Fabbio, 1992). Altra problematica per le pinete di pino nero, sia di origine naturale che artificiale, è rappresentata dalla processionaria (*Thaumetopoea pityocampa* Sch.), la cui diffusione sembra essere favorita nei rimboschimenti a causa dell'artificialità del sistema (Tiberi e Roversi, 2001).



Foto 3.1. Rimboschimenti di pino nero sul Pollino, Comune di Morano Calabro (CS).



Foto 3.2. Rimboschimento di pino nero con rinnovazione naturale di pino al margine, Alta Val d'Agri (PZ).



Foto 3.3. Rimboschimento di pino nero sul Monte Amiata (GR).



Foto 3.4. Rimboschimenti di pino laricio nella Sila Greca (CS).



Foto 3.5. Rimboschimenti di pino laricio nella Sila Greca (CS).

### 3.2. Aspetti colturali e gestionali

La gestione degli impianti di pino nero e di pino laricio prevedeva convenzionalmente sfolli negli stadi evolutivi giovanili, seguiti da diradamenti, un turno di circa 70-90 anni, con taglio raso e rinnovazione artificiale posticipata con l'impiego di specie autoctone, considerato che alla pineta era assegnato il ruolo di preparazione del suolo (Pavari, 1961). Gli indirizzi colturali più recenti prevedono la rinnovazione naturale dei soprassuoli (*rinaturalizzazione*) sulla base di considerazioni sia di tipo ecologico che economico (Nocentini, 1995, 2000, 2006; Cantiani e Plutino, 2009).

Il diradamento influisce significativamente sulla funzionalità dei popolamenti artificiali monoplani di specie esigenti di luce come il pino nero, agendo direttamente sulla densità e, di conseguenza, sulla capacità delle chiome di captare in maniera più efficiente la radiazione luminosa (Cameron, 2002; Pretzsch e Schutze, 2005; Bruchert e Gardiner, 2006). Anche dal punto di vista della stabilità, nelle pinete è cruciale la pianificazione del tipo, del grado, dell'età di inizio e dell'intervallo di ripetizione degli interventi di diradamento.

La modalità con cui questi interventi sono generalmente eseguiti nei rimboschimenti di questa specie è di tipo "basso" e di modesta intensità, con prelievo di alberi appartenenti alla classe dominata corrispondente a circa il 20% di area basimetrica (Cantiani, 2016). Anche laddove i primi diradamenti siano tardivi è riscontrabile una buona capacità da parte del pino nero di reagire in modo positivo in termini di incremento diametrico e di crescita della chioma (Cantiani e Piovosi, 2009). Sperimentazioni condotte dal CREA hanno evidenziato che i diradamenti di tipo basso di grado più debole possono risultare inefficaci in riferimento all'incremento diametrico e ai parametri di stabilità e rappresentano solamente una voce di spesa gestionale (Cantiani e Plutino, 2009; Cantiani, 2012).

Laddove il fine principale del diradamento è l'aumento della stabilità del popolamento è necessario intervenire anche nel piano dominante pur mantenendo la prevalenza dell'azione dal basso. Questo tipo di diradamento, eseguito insieme a un intervento con criteri selettivi anche nel piano dominante, determina miglioramenti sia in termini di stabilità del popolamento, sia sulle dimensioni dei fusti e delle chiome (Cantiani e Piovosi, 2009; Cantiani, 2012).

La sperimentazione ha infine evidenziato che dove sono stati eseguiti sfolli e interventi intercalari tempestivi, con diradamenti di grado forte caratterizzati dal prelievo di almeno il 30-35% di area basimetrica, si hanno effetti positivi sulla dinamica legata alla rinnovazione naturale.



Foto 3.6. Diradamento selettivo in rimboschimento di pino laricio nella Sila Greca.

Come evidenziato (Capitolo 2), all'importante sostegno finanziario destinato alla realizzazione degli impianti e alle prime cure colturali che hanno determinato l'attecchimento delle piantine, spesso non è seguito un adeguato impegno rivolto all'esecuzione dei successivi interventi selvicolturali, per quanto previsti nei piani colturali (Cantiani *et al.*, 2005).

Gli sfolli previsti nello stadio di spessina sono mancati quasi ovunque, sia nelle proprietà pubbliche che private. I diradamenti non sono stati quasi mai effettuati o sono stati eseguiti in notevole ritardo rispetto al modulo colturale previsto. Le cure colturali nella fase di perticaia e di giovane fustaia si sono spesso limitate a interventi di spalatura a fini antincendio e all'asportazione degli alberi sottoposti, influenti nella dinamica della competizione (Cantiani, 2016). Le principali cause dei mancati interventi sono lo scarso valore economico degli assortimenti ritraibili e, talora, anche l'incertezza di attribuzione della competenza degli Enti preposti alla gestione, soprattutto nel periodo seguente al passaggio delle competenze sulla gestione forestale dallo Stato alle Regioni (Cantiani, 2012).

Ciò ha determinato lo sviluppo di fustaie dense, fragili da un punto di vista strutturale, con perdita di stabilità del soprassuolo e fenomeni diffusi di mortalità e crolli che hanno parzialmente vanificato i

risultati positivi inizialmente raggiunti in termini di protezione idrogeologica (Amorini e Fabbio, 1992; Cantiani, 2016; Ciabatti *et al.*, 2009; De Philippis, 1952; Mondino e Bernetti, 1998).

L'assenza di interventi ha influenze negative anche sulle caratteristiche chimiche e microbiologiche del suolo e sull'insediamento della rinnovazione naturale, a causa dell'eccessiva copertura che determina scarsa illuminazione e la conseguente ridotta attività microbica (Piovanelli *et al.*, 2004). In sintesi, di rado la gestione dei rimboschimenti di pino nero è stata orientata alla costituzione di un sistema stabile, in armonia con l'ambiente e in grado riorganizzarsi e di rinnovarsi autonomamente (Nocentini e Puletti, 2009).

### 3.2.1 Rinaturalizzazione

La rinaturalizzazione è un approccio colturale che mira a favorire l'evoluzione dei soprassuoli forestali artificiali verso formazioni a struttura complessa, composte dalle specie naturalmente presenti nell'ambiente, in grado di rinnovarsi naturalmente (Nocentini, 1995, 2000, 2006).

Per favorire il processo di rinaturalizzazione nei rimboschimenti è importante assecondarne l'evoluzione naturale supportando i processi di autorganizzazione del sistema (Nocentini, 2000). La cautela è fondamentale in questo contesto, considerando la complessità dei processi e l'intrinseca imprevedibilità delle reazioni (Ciancio e Nocentini, 1994a,b): pertanto, è suggerito un approccio adattativo con interventi cauti e gradualisti, in cui le reazioni del sistema guidano l'azione del selvicoltore.

In riferimento all'effetto dei diradamenti relativamente all'insediamento della rinnovazione sotto copertura è prioritariamente necessario considerare la fertilità della stazione in cui è posto il rimboschimento. Nei rimboschimenti su terreni meno fertili il pino nero e il pino laricio sfruttano le proprie caratteristiche di frugalità: un incremento significativo di rinnovazione, soprattutto di pino e raramente di altre specie per via delle condizioni edafiche che ne rallentano l'insediamento, è stato osservato dopo diradamenti di forte intensità e in popolamenti giovani su suoli calcarei poco profondi e caratterizzati dall'ingresso di una sufficiente quantità di luce a causa della modesta densità delle chiome (Ferretti *et al.*, 2003; Cantiani *et al.*, 2005).

Negli impianti di pino nero caratterizzati da migliori condizioni di fertilità si innescano più rapidamente processi evolutivi verso boschi misti con latifoglie (Mondino e Bernetti, 1998; Bianchi e Paci, 2002). Modulando l'intensità degli interventi di diradamento è possibile favorire l'ingresso di specie diverse (Bianchi *et al.*, 2010) i cui semenzali sono agevolati nella crescita dalla copertura arborea che fornisce loro una certa protezione; una volta che la rinnovazione è affermata, gli interventi selvicolturali hanno il carattere di tagli mirati ad aumentare la diversificazione della struttura.



Foto 3.7. Vallombrosa, Comune di Reggello (FI), rimboschimento di pino laricio con piano dominato di latifoglie di origine naturale.

### 3.3 Utilità ecosistemiche

I rimboschimenti di pino nero e pino laricio hanno svolto e continuano a svolgere un'importante funzione di regimazione delle acque e di protezione del terreno contro il dissesto idrogeologico (Cantiani *et al.*, 2018).

Per quanto riguarda le utilità di approvvigionamento, in genere, gli assortimenti legnosi ritraibili da questi rimboschimenti hanno modesto interesse economico (Federici, 2005). Il legname è ancora relativamente poco valorizzato dal punto di vista strutturale mentre trova buona collocazione sul mercato in forma di cippato o nell'industria cartaria. In passato il pino nero era sottoposto a resinazione con regolarità stagionale, ma in Italia questa pratica è caduta in disuso (Picchio *et al.*, 2019).

Uno studio condotto in rimboschimenti di pino nero in Toscana ha valutato le utilità ecosistemiche di approvvigionamento (prodotti legnosi), di regolazione (stabilità meccanica del bosco, sequestro di carbonio) e di supporto (diversità delle specie arboree e diversità floristica) fornite da questo tipo di soprassuoli in funzione di due diversi approcci colturali: diradamento di tipo basso, diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire (Marchi *et al.*, 2018). Nelle condizioni esaminate il sequestro di carbonio oscillava tra 0,92 e 1,99 tCO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> prima degli interventi colturali e tra 1,04 e 2,26 tCO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> dopo gli interventi. I risultati hanno evidenziato gli effetti positivi dei diradamenti, soprattutto di tipo selettivo con scelta degli alberi d'avvenire, sulla fornitura delle utilità ecosistemiche.

Uno studio condotto in un rimboschimento di pino laricio in Calabria ha evidenziato come la gestione abbia effetto significativo sul bilancio del carbonio, nel senso che appropriate scelte colturali possono aumentare gli stock potenziali di carbonio e migliorare le condizioni dei soprassuoli, con effetti positivi anche sulla fornitura di altre utilità ecosistemiche (Testolin *et al.*, 2023).

In rimboschimenti di pino nero in Toscana è stata osservata una elevata resistenza della biocenosi (batteri, nematodi, microartropodi, funghi, piante vascolari) ai trattamenti selvicolturali (nessun diradamento, diradamento di tipo basso, diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire), sia per quanto riguarda la ricchezza che la composizione tassonomica (Maccherini *et al.*, 2021). La resistenza della comunità microbica del suolo ai diradamenti è stata osservata anche in rimboschimenti di conifere (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook) in Cina (Huang e Zhou, 2024). D'altro canto, è noto come l'attuazione di interventi di diradamento in soprassuoli di pino nero in zone vocate possa contribuire significativamente a stimolare la produzione di tartufi, soprattutto scorzone (*Tuber aestivum*) e uncinato (*Tuber uncinatum*), piuttosto comuni nelle pinete impiantate su terreni calcarei (Baglioni, 2016).

In alcune zone i rimboschimenti di pino nero e di pino laricio hanno acquisito nel tempo un'importanza paesaggistica e la presenza in questi soprassuoli di alberi di grandi dimensioni li rende apprezzati anche dal punto di vista estetico (Bianchi *et al.*, 2005).



## 4 PIANTAGIONI DI DOUGLASIA

### 4.1 Distribuzione e aspetti ecologici

Secondo INFC (2015), la douglasia è presente in otto regioni italiane (Abruzzo, Basilicata, Calabria, Lazio, Liguria, Piemonte, Sicilia, Toscana) con una superficie complessiva che oscilla tra 15.000 e 20.000 ha (Bruschini, 2022). La Toscana è la regione che registra la maggiore presenza di questa specie (0,5% della superficie boscata regionale), con 7.392 ha dei quali 5.472 costituiti da boschi puri e 1.920 da boschi misti (Pozzi *et al.*, 2022). Essa costituisce la seconda formazione artificiale dopo le pinete di pino nero ed è distribuita prevalentemente nelle province di Firenze, Prato, Lucca e Arezzo (Ciabatti *et al.*, 2009).

L'introduzione in Italia della douglasia risale al 1882 nel *Pinetum* di Moncioni (Arezzo), a cui fecero seguito i primi impianti sperimentali a Vallombrosa (1887), nel Chianti e sul Pratomagno (Ciancio *et al.*, 1982; Ducci *et al.*, 2016). La diffusione su tutto il territorio nazionale di parcelle sperimentali, alcune ancora presenti, si deve ad Aldo Pavari, direttore dell'allora Stazione Sperimentale di Selvicoltura (oggi CREA Centro di ricerca Foreste e Legno). Pavari riteneva che l'introduzione su vasta scala di una specie esotica, se non supportata da prove preliminari di adattamento, fosse rischiosa: per questo motivo, a partire dagli anni Venti del secolo scorso impostò un vasto e articolato programma per l'introduzione e la coltivazione di questo tipo di specie forestale in Italia. La douglasia dette ottimi risultati fin da subito (Pavari 1921; Pavari e De Philippis, 1941, Ciancio *et al.*, 1982) ed è stata conseguentemente ampiamente utilizzata sia nelle campagne di rimboschimento del secondo dopoguerra che come specie per l'arboricoltura da legno di montagna (Ciancio *et al.*, 1982). Di fatto, tra le specie esotiche introdotte in Italia la douglasia è quella che ha più soddisfatto le aspettative, per la sua elevata capacità di adattamento, rapidità di accrescimento e potenzialità produttive. I rimboschimenti eseguiti sul territorio nazionale ricadono nella fascia fitoclimatica del *Castanetum* e nella sottozona calda del *Fagetum* della classificazione di Pavari, prevalentemente in terreni marginali all'agricoltura, ad altitudini comprese tra 600-700 e 900-1100 metri s.l.m. (Ciancio *et al.*, 1982).

La douglasia mostra un carattere non particolarmente invasivo, tanto da essere classificata come "neofita casuale" (Celesti-Grappow *et al.*, 2009). Per il suo insediamento richiede una buona disponibilità di luce e una bassa competizione delle specie erbacee. Può rinnovarsi in condizioni disturbate come le aree di margine o in presenza di copertura rada, dove tende a formare una mescolanza per gruppi (Ciabatti *et al.*, 2009), in aperture create dal vento (Passarino *et al.*, 2022) o dove si trova consociata con specie più eliofile come il pino nero (Pozzi *et al.*, 2022).

La douglasia è una specie che presenta bassa suscettibilità agli agenti patogeni, elevata tolleranza alla siccità, efficienza nell'uso dell'acqua e resilienza dopo stress da siccità (Bernetti, 1995; Raddi *et al.*, 2022; Thomas *et al.*, 2022). Il legno di questa specie è apprezzato per le sue caratteristiche di

resistenza alla compressione, alla flessione e agli agenti atmosferici e può essere utilizzato per diversi scopi, ad esempio: legno da costruzione, pali, pannelli, impiallacciati (Schober, 1963). Per questi motivi la douglasia è stata prevalentemente impiegata in impianti con finalità produttive. Peraltro, questa specie può essere utilizzata per realizzare sia impianti a fini esclusivamente produttivi (arboricoltura) sia a fini multipli (selvicoltura) (Ciancio *et al.*, 1982). Nell'attuale scenario di cambiamento climatico ha particolare interesse come specie potenzialmente adatta a formare popolamenti forestali multifunzionali resistenti e resilienti (Thomas *et al.*, 2022).

## 4.2 Aspetti culturali e gestionali

In Italia il primo studio organico sulla produttività della douglasia si deve a Cantiani (1965), che ha costruito una tavola alsometrica fino a 50 anni basata su 115 parcelle di età diverse. Secondo Ciancio *et al.* (1982), l'incremento medio annuo massimo della douglasia nel nostro Paese può variare tra 4,7 e 21,1 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>, con un valore medio pari a 13,6 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>.

Uno studio alsometrico condotto più recentemente riporta, per turni intorno a 50 anni, provvigioni che variano in funzione della fertilità tra 900 e 660 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (massa principale) e a 65 anni provvigioni comprese tra 1080 e 790 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (massa principale); per stime sulle produzioni comprensive dei diradamenti (massa totale) i suddetti valori possono essere incrementati di circa il 30% (La Marca, 2017).

Nei primi impianti di douglasia fu utilizzata una densità di 2.500 piante per ettaro (2 m x 2 m), ma le caratteristiche vegetative della specie hanno ben presto fatto preferire densità minori (800-1700 alberi ha<sup>-1</sup>), con sestri in quadro (2,5 m x 2,5 m; 3 m x 3 m; 3,5 m x 3,5 m) o rettangolari (2 x 3 m; 2 m x 4 m; 3 m x 4 m).

Le cure colturali prevedono l'esecuzione di sfolli precoci e diradamenti differenziati, di grado più o meno forte a seconda delle tradizioni selvicolturali e delle diverse situazioni ambientali e strutturali in cui si opera. Secondo la letteratura italiana, non vi è un'età ottimale per effettuare i primi diradamenti, ma essi possono essere eseguiti dopo 15-20 anni in popolamenti di 2.000 piante per ettaro o prima dei 15 anni per densità d'impianto superiori. I diradamenti possono avere effetti diversificati sulla struttura del popolamento in base alla tipologia, all'intensità e alle classi sociali maggiormente interessate dal taglio.

Per quanto riguarda la rinnovazione dei soprassuoli, in Italia l'impiego della douglasia in impianti di arboricoltura da legno ha fatto, in genere, propendere verso coltivazioni che presuppongono il taglio raso con rinnovazione artificiale posticipata, con turni di 40-60 anni (Bernetti, 1995).

In Francia e in Germania si ricorre anche a sistemi di trattamento basati sulla rinnovazione naturale: tagli successivi e taglio a scelta (Angelier, 2007; Schmalfluss e Vítková, 2016). In Francia, secondo

quanto riportato da La Marca *et al.* (2022), in concomitanza di annate di pasciona con il taglio di sementazione si rilasciano da 20 a 30 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> di area basimetrica e il periodo di rinnovazione ha una durata di 6-7 anni. Il trattamento disetaneo è possibile sia con provvigioni relativamente basse (circa 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), con periodo di curazione di circa 10 anni, in cui la douglasia e altre specie si consociano a piccoli gruppi, sia con provvigioni elevate (circa 500 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), con periodo di curazione di circa 6 anni, in cui la douglasia rappresenta la specie dominante (Susse, 2009).

La sperimentazione di sistemi di trattamento che mirano ad ottenere la rinnovazione naturale dei soprassuoli di douglasia è stata recentemente avviata anche in Italia ed i risultati finora ottenuti sono incoraggianti (La Marca *et al.*, 2017, 2022).



Foto 4.1. Località Mercurella, Comune di Paola (CS), diradamento in una piantagione di douglasia.



Foto 4.2. Località Serra Salinaro, Comune di Fuscaldo (CS), giovane piantagione di douglasia.



Foto 4.3. Località Cecita (CS), Sila Grande, diradamento geometrico sistematico a file in impianto di douglasia di circa 45 anni.



Foto 4.4. Vallombrosa, Comune di Reggello (FI), piantagione di douglasia.

### 4.3 Utilità ecosistemiche

Per le loro produttività e per la qualità degli assortimenti legnosi ritraibili, gli impianti di douglasia possono svolgere un'importante funzione socio-economica nelle aree interne del nostro Paese. Infatti, mantenendo attive le filiere collegate al settore forestale queste piantagioni possono contribuire alla sostenibilità e all'economia locale.

I soprassuoli di douglasia svolgono anche funzioni di conservazione del suolo e di regimazione delle acque in relazione alle modalità di gestione degli impianti. Aussenac *et al.* (1982) in una piantagione di douglasia in Francia hanno osservato una diminuzione dell'intercettazione delle piogge pari al 13% a seguito della riduzione di area basimetrica di circa il 50%. Kimmins (1987), per popolamenti artificiali coetanei di douglasia in Nord America, riporta valori di *stemflow* pari al 3% in bosco rado (730 piante ha<sup>-1</sup>) e del 44% in bosco con elevata densità (10.000 piante ha<sup>-1</sup>).

La douglasia, per le sue caratteristiche intrinseche, ha anche un potenziale particolarmente elevato per la mitigazione dei cambiamenti climatici. La densità del legno secco di douglasia è in media di 0,45 t m<sup>-3</sup>, pertanto 1 m<sup>3</sup> di legno di douglasia contiene 0,214 tC, cioè 0,78 tCO<sub>2</sub> che è tra i più alti contenuti per unità di volume tra le conifere dei climi temperati (Bastien, 2019).

In popolamenti di 53 anni in Calabria, Iovino *et al.* (2021) hanno stimato una biomassa epigea pari a 408 Mg ha<sup>-1</sup>, evidenziando come la capacità di stoccaggio di carbonio, a parità di età, sia notevolmente superiore a quella dei rimboschimenti di pino laricio. Nell'ambito del progetto EMERGE dell'Office National Forestier (ONF) francese, Deleuze *et al.* (2013) hanno stimato che la douglasia, con una media di 3,67 tC ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> (rispetto a 2,43 tC ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> dell'abete rosso, 2,19 tC ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> dell'abete bianco, 2,03 tC ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> del castagno (*Castanea sativa* Mill.)), è la specie forestale più efficiente ai fini dell'assorbimento di carbonio nella Francia metropolitana.

Gli impianti di douglasia costituiscono, inoltre, un elemento di diversità nel paesaggio e sono divenuti parte integrante e valorizzante di alcune zone dell'area appenninica, a esempio in Toscana dove i popolamenti adulti sono apprezzati anche dal punto di vista turistico-ricreativo (Raddi *et al.*, 2022).



## **5 MODULI COLTURALI: SPERIMENTAZIONE IN CAMPO**

Nella gestione dei rimboschimenti il diradamento rappresenta una pratica colturale importante sia per favorire l'efficienza funzionale dei popolamenti in termini di stato di salute e sotto il profilo incrementale sia per aumentarne la stabilità nei confronti di eventi di disturbo determinati da agenti atmosferici, tendenzialmente sempre più intensi e frequenti per effetto del cambiamento climatico.

Il vento, che sottopone gli alberi a momento flettente elevato con conseguenti possibili rotture a livello della chioma, del fusto (La Marca *et al.*, 1994) e delle radici (Mattheck, 2000), è uno dei principali fattori che influisce sulla stabilità dei rimboschimenti, provocando, nel caso di eventi di forte intensità, lo sradicamento o lo stroncamento delle piante. La resistenza dei singoli individui è strettamente legata alla loro stabilità meccanica (La Marca, 1983; Piussi, 1986). L'indice maggiormente utilizzato per determinare la stabilità di un popolamento forestale è il rapporto di snellezza o rapporto ipsodiametrico (altezza/diametro, H/D) (La Marca, 1983). La stabilità dei fusti arborei aumenta al decrescere di tale rapporto e, quindi, a parità di altre condizioni diminuisce all'aumentare della densità dell'impianto (Todaro *et al.*, 2002). Per un buon grado di stabilità meccanica, un fusto arboreo di conifere deve avere un rapporto ipsodiametrico non superiore al valore di 80-90 (Cantiani, 2016; La Marca *et al.*, 2022). A parità di altre condizioni, i popolamenti cresciuti con una minor densità relativa hanno un più basso rapporto ipsodiametrico e, dunque, presentano maggiore stabilità agli agenti atmosferici (Klädtker *et al.*, 2012; Todaro *et al.*, 2002; Cutini e Nocentini, 1991).

### **5.1 Interventi colturali**

Gli interventi colturali per la gestione dei rimboschimenti di conifere nel nostro Paese fanno principalmente riferimento a:

- diradamento di tipo basso;
- diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire;
- taglio a piccole buche.

In questa monografia sono considerati i suddetti interventi applicati a una serie di parcelle sperimentali di pino nero, laricio e douglasia, confrontati tra loro e con parcelle testimone non sottoposte ad interventi colturali.



Foto 5.1. Danni da vento in rimboschimenti di pino nero non diradati.



Foto 5.2. Schianti da neve in rimboschimenti di pino laricio non diradati.



Foto 5.3. Danni da vento in soprassuoli di douglasia (in primo piano) e abete bianco (sullo sfondo).

### *5.1.1 Diradamento di tipo basso*

Il diradamento di tipo basso consiste nell'eliminare, in base al grado di diradamento, alberi del piano dominato e quelli deperienti, malformati o malati degli altri piani. In base al grado si distingue: diradamento debole, diradamento moderato, diradamento forte (Piusi, 2000). Nel primo caso si eliminano prevalentemente le piante moribonde, piegate o ammalate nel piano dominato. Nel diradamento di grado moderato si incide in maniera più marcata sul piano dominato. Il diradamento di grado forte prevede l'abbattimento degli alberi del piano dominato, intervenendo parzialmente anche sul piano dominante in modo da assicurare una regolare distribuzione spaziale degli alberi rilasciati. L'intensità del diradamento è individuata in funzione della densità che si intende raggiungere dopo l'intervento e in relazione a quanto stabilito dalla normativa forestale. Ad esempio, il Regolamento forestale della Regione Toscana prevede per il diradamento l'asportazione di un massimo pari al 40% del numero di alberi vivi, rilasciando una copertura di chioma di almeno il 75%.

### *5.1.2 Diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire*

Questa pratica selvicolturale prevede un regime di diradamenti che mira a favorire gli individui arborei migliori. La martellata si focalizza sulle caratteristiche degli alberi candidati ad arrivare a fine turno, con l'obiettivo di valorizzare un numero predefinito di alberi. Ad esempio, per il pino laricio sperimentazioni condotte dal CREA hanno selezionato un numero variabile di alberi d'avvenire (800-600-400 alberi a ettaro) (Avolio e Bernardini, 1997, 2007-2008). Per il pino nero, Cantiani (2016) suggerisce circa 100 alberi d'avvenire a ettaro. Per la douglasia, Bernetti (1995) riporta 400-500 alberi ad ettaro; Cutini e Nocentini (1991) hanno condotto prove sperimentali in piantagioni di douglasia selezionando 400 alberi d'avvenire.

Considerata la funzione protettiva dei rimboschimenti, la selezione delle piante viene effettuata anche in relazione alla loro capacità di garantire il massimo grado di stabilità meccanica, caratteristica associata a buoni ritmi di crescita e regolarità nella forma del fusto, parametri importanti anche per la commercializzazione del materiale legnoso a fine turno. Inoltre, onde evitare un brusco isolamento delle candidate e una eccessiva scopertura del suolo, l'eliminazione delle concorrenti deve essere effettuata in modo progressivo, attraverso diradamenti di grado, numero e frequenza da stabilire caso per caso.

Il sistema è riassumibile nelle seguenti due fasi:

1. scelta dei soggetti candidati a costituire il soprassuolo definitivo secondo parametri morfometrici di facile rilievo e valutazione;
2. progressiva eliminazione delle piante "concorrenti" di ostacolo alla libera crescita delle candidate.

Durante l'individuazione degli alberi d'avvenire si ha anche l'opportunità di effettuare scelte riguardanti, ad esempio, la composizione specifica del soprassuolo definitivo, candidando, eventualmente, specie diverse da quelle che prevalentemente costituiscono il rimboschimento. I principali parametri di valutazione per la scelta degli alberi candidati sono: dimensioni (diametro e altezza); caratteri del fusto (portamento, forma, assenza di biforcazioni); caratteri della chioma (profondità, larghezza, conformazione); distribuzione degli alberi nello spazio disponibile; assenza di danni di origine meccanica o fitopatologica.

La seconda fase consiste nel liberare la chioma delle candidate da quelle delle immediate concorrenti attraverso il diradamento, che sarà ripetuto quando le chiome delle candidate e delle concorrenti entreranno nuovamente in competizione. Il periodo di tempo tra un intervento e il successivo dipende, ovviamente, dall'intensità del diradamento precedentemente effettuato, dallo stadio evolutivo del popolamento, dalla fertilità della stazione e dalla velocità di accrescimento e sviluppo delle chiome delle piante rilasciate.

### 5.1.3 Taglio a piccole buche

Per taglio a piccole buche (Ciancio *et al.*, 2004; Ciancio, 2009) si intende un intervento che ha il duplice scopo di interrompere la continuità strutturale del bosco e di creare i presupposti per l'insediamento e l'affermazione della rinnovazione naturale. L'intervento prevede l'utilizzazione di piccoli gruppi di alberi dominanti e, al tempo stesso, gli alberi circonvicini malformati o deperienti. In relazione al numero e alle dimensioni delle piante eliminate, si realizzano una serie di piccole buche a macchia di leopardo che creano condizioni microstazionali idonee all'insediamento e all'affermazione della rinnovazione naturale.

La scelta della dimensione delle buche deriva dall'osservazione di quanto avviene naturalmente in situazioni in cui si sono create aperture nella copertura del soprassuolo. A esempio, una indagine nei rimboschimenti di pino nero di Monte Morello (FI) (Brundu, 2010) ha rilevato come il maggior tasso di rinnovazione naturale si abbia in aperture di superficie compresa fra 50 e 250 m<sup>2</sup>. L'inserimento e l'affermazione della rinnovazione sono comunque variabili in relazione alle caratteristiche della stazione (altitudine, esposizione, caratteri climatici, condizioni edafiche, ecc.), oltre che dalle dimensioni delle aperture e dalla presenza di alberi in grado di disseminare.



Foto 5.4. Diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire in rimboschimento di pino nero.

## 5.2 Sperimentazione in rimboschimenti di pino nero e pino laricio

### 5.2.1 Aree di studio e protocolli sperimentali

La sperimentazione degli interventi colturali nei rimboschimenti di pino nero e pino laricio è stata condotta in tre aree di studio: Rincine (Toscana), Monte Amiata (Toscana) e Varco San Mauro (Calabria) (Figura 5.1).

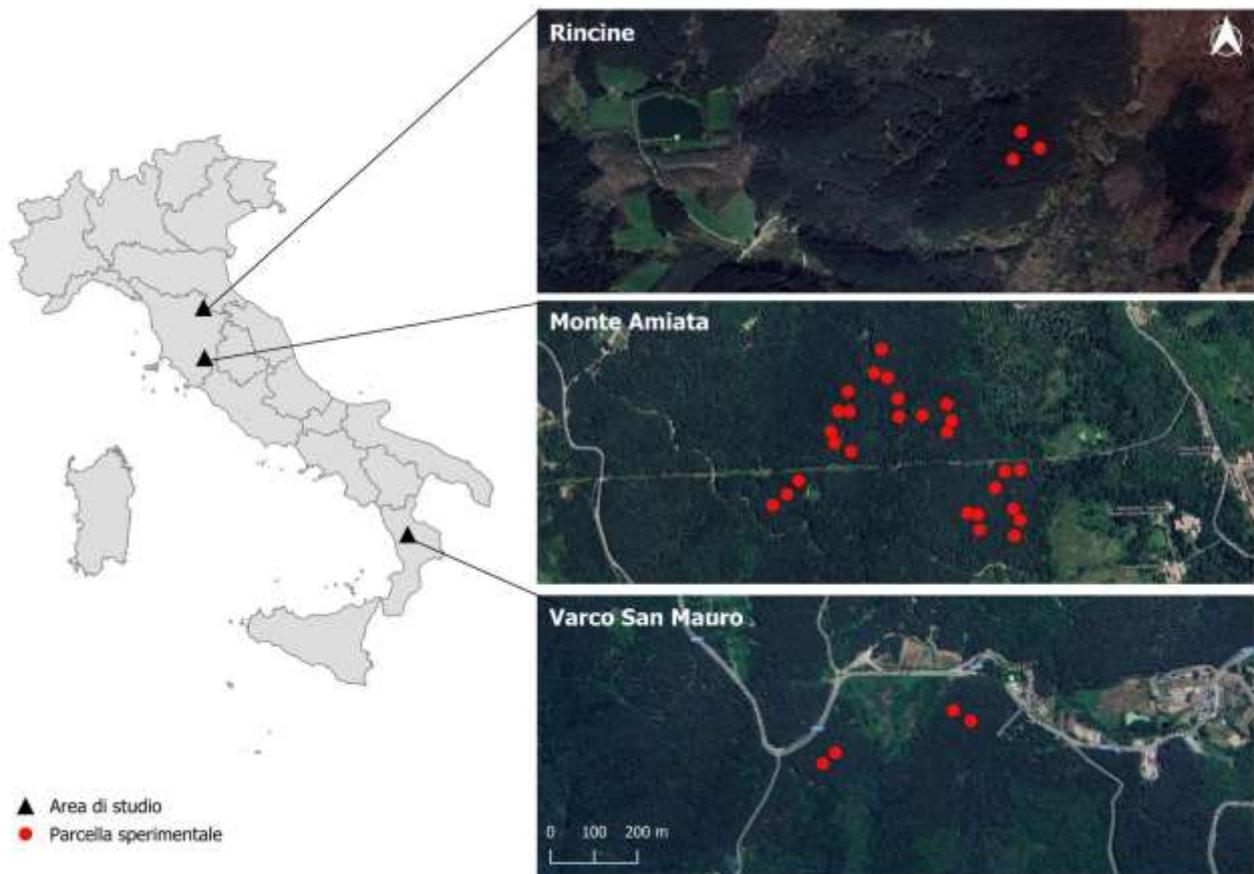


Figura 5.1. Localizzazione delle aree di studio e distribuzione delle parcelle sperimentali nelle pinete di pino nero in Toscana (Rincine e Monte Amiata) e di pino laricio in Calabria (Varco San Mauro).

#### 5.2.1.1 Rincine

L'area di sperimentazione ricade nel Comune di Londa (FI) (Figura 5.1), a quote comprese tra 1050 e 1100 m s.l.m., con esposizione prevalente Sud-Ovest. Il terreno presenta una superficie poco accidentata e una pendenza media del 70%. La zona è caratterizzata da terreni appartenenti alla Formazione del M. Cervarola e delle Arenarie del Falterona (Macigno del Mugello), costituiti da sequenze litologiche di arenarie con intercalazioni siltitico-marnose in vario rapporto di prevalenza tra loro. Facendo riferimento ai dati della stazione meteorologica della Consuma (FI) (955 m s.l.m.), nel ventennio 2001-2021 la temperatura media annua è di 10,5 °C e la precipitazione media annua

totale è di 1265 mm, con un massimo nel mese di novembre (173,7 mm) ed un minimo nel mese di luglio (37,7 mm).

Nel 2024 la pineta di pino nero esaminata aveva un'età di 51 anni. Il soprassuolo è stato sottoposto a spalcatura a circa 30 anni e, nel 2008, all'età di 35 anni, è stato oggetto di interventi selvicolturali a carattere sperimentale.

Il protocollo ha previsto l'individuazione di 3 parcelle sperimentali di superficie pari a 2.500 m<sup>2</sup> (50x50 m) ciascuna, a cui sono state assegnate 3 tesi di trattamento: taglio a piccole buche (Buche), diradamento di tipo basso (Basso), controllo (Testimone).

In ciascuna parcella gli alberi sono stati numerati e di ciascun albero è stato misurato il diametro a petto d'uomo; l'altezza è stata misurata su un campione di alberi. I rilievi sono stati effettuati nel 2008, prima e dopo i trattamenti sperimentali, e sono stati ripetuti nel 2024.



Foto 5.5. Rincine, Comune di Londa (FI), parcella di controllo (Testimone).



Foto 5.6. Rincine, Comune di Londa (FI), parcella trattata con taglio a piccole buche.

#### 5.2.1.2 Monte Amiata

L'area di sperimentazione si trova nel Comune di Castiglione d'Orcia (SI) (Figura 5.1), a quote comprese tra 700 e 800 m s.l.m. L'esposizione prevalente è Sud-Ovest e la pendenza media è del 15%. In questa zona i suoli sono profondi e ben dotati di sostanza organica nell'orizzonte superficiale. Facendo riferimento alla stazione termopluviometrica di Castiglione d'Orcia (516 m s.l.m.), il clima è caldo e temperato. L'inverno è molto piovoso mentre l'estate è siccitosa. La temperatura media annua è di 12,5 °C e la piovosità media annua totale è di 687 mm.

Nel 2024 la pineta di pino nero oggetto di studio aveva un'età di circa 53 anni. Nel 2016, all'età di circa 45 anni, il soprassuolo è stato sottoposto ad interventi selvicolturali a carattere sperimentale. Il protocollo ha previsto l'individuazione di 3 blocchi di superficie pari a 3 ettari ciascuno a cui sono

state assegnate 3 tesi di trattamento: diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire (Selettivo), diradamento di tipo basso (Basso), controllo (Testimone). Per ciascuna tesi sono state individuate 3 parcelle sperimentali di forma circolare con raggio pari a 15 m, per un totale di 27 parcelle.

All'interno di ciascuna parcella gli alberi sono stati numerati e di ciascun albero sono stati misurati il diametro a petto d'uomo e l'altezza. I rilievi sono stati condotti nel 2016, prima e dopo i trattamenti sperimentali, e sono stati ripetuti nel 2023.



Foto 5.7. Monte Amiata, Comune di Castiglione d'Orcia (SI), parcella di controllo (Testimone).



Foto 5.8. Monte Amiata, Comune di Castiglione d'Orcia (SI), parcella trattata con diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire.

#### 5.2.1.3 Varco San Mauro

La pineta di Varco San Mauro ricade nel territorio silano nel Comune di Rose (CS) (Figura 5.1), a quote comprese tra 1100 e 1200 m s.l.m. L'esposizione prevalente è Sud, Sud-Ovest e la pendenza del terreno è moderata. La zona è caratterizzata da suoli ben drenati, moderatamente profondi, a tessitura franco-argillosa e a reazione subacida (ARSSA, 2003). Il clima è mediterraneo a estate calda. I dati registrati dalla stazione termo-pluviometrica più vicina a parità di quota (Cecita) indicano una temperatura media annua nel periodo 1955-2024 di 9,9 °C, con massimi ad agosto (17,9 °C) e minimi a gennaio (1,2 °C), e una piovosità media annua totale nel periodo 1924-2024 di 1080 mm, con massimi a dicembre (155 mm) e minimi a luglio (24 mm).

La pineta di pino laricio di Varco San Mauro è stata impiantata nel periodo 1958-1960. Sono state considerate due tesi di trattamento: una tesi di controllo (Testimone), lasciata all'evoluzione naturale, e una tesi in cui sono stati eseguiti diradamenti con scelta degli alberi d'avvenire (Selettivo).

Il protocollo sperimentale ha visto l'individuazione e la delimitazione di 4 parcelle sperimentali di superficie pari a 900 m<sup>2</sup> ciascuna (30 x 30 m) riferite alle 2 tesi di trattamento adottate (2 per il controllo e 2 per le aree diradate). Nelle aree sottoposte a tagli colturali è stato testato un sistema di tre diradamenti (nel 1987, nel 1995 e nel 2007) con scelta iniziale degli alberi d'avvenire e che hanno visto il prelievo di circa il 50% (col primo taglio), il 30% (col secondo) e il 20% (col terzo) delle piante concorrenti.

In ciascuna parcella gli alberi sono stati numerati e di ciascun albero è stato misurato il diametro a petto d'uomo; l'altezza è stata misurata su un campione di alberi cavallettati. I rilievi sono stati condotti prima dei diradamenti; l'ultimo rilievo, per una valutazione degli effetti dei diradamenti a 16 anni dalla loro conclusione ed un confronto tra le due tesi, è stato condotto nel 2023.



Foto 5.9. Varco San Mauro, Comune di Rose (CS), parcella di controllo (Testimone).



Foto 5.10. Varco San Mauro, Comune di Rose (CS), parcella diradata.

## 5.2.2 Risultati

### 5.2.2.1 Rincine

Per ciascuna tesi, la Tabella 5.1 riporta i dati delle variabili dendrometriche prima e dopo il trattamento (2008) e all'anno dell'ultimo rilievo (2024).

Tabella 5.1. Rincine. Pino nero. Dati dendrometrici per tesi di trattamento, realizzati nel 2008.

<i>Variabile</i>		<i>Basso</i>			<i>Buche</i>			<i>Testimone</i>	
		<i>Prima</i>	<i>Dopo</i>	<i>2024</i>	<i>Prima</i>	<i>Dopo</i>	<i>2024</i>	<i>2008</i>	<i>2024</i>
Età	(anni)	35	35	51	35	35	51	35	51
Numero alberi	(N ha <sup>-1</sup> )	1360	1052	1028	1720	1276	1112	1712	1532
Diametro medio	(cm)	25,2	25,9	30,7	24,2	24,0	29,6	22,1	26,6
Volume cormometrico	(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	494,0	433,8	639,2	623,8	479,2	631,1	530,0	665,6
Altezza dominante	(m)	17,4	17,4	23,3	17,7	17,7	25,5	16,9	24,5
Area basimetrica	(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	67,8	55,4	76,2	79,8	61,5	78,7	65,3	85,0

Con il diradamento di tipo basso è stato prelevato il 23% del numero di alberi, il 18% di area basimetrica e il 12% del volume. Con il taglio a piccole buche sono state create buche di circa 100 m<sup>2</sup> ciascuna ed è stato prelevato il 26% del numero di alberi, il 23% di area basimetrica e il 23% del volume.

Dal 2008 al 2024 la parcella trattata con diradamento di tipo basso è quella che ha fatto registrare aumenti maggiori dei valori delle variabili dendrometriche rispetto alle altre tesi considerate: il volume è aumentato del 47%, l'area basimetrica del 38% e l'altezza dominante del 34%. Nella parcella trattata con il taglio a piccole buche il volume è aumentato del 24%, l'area basimetrica del 22% e l'altezza dominante del 31%. Nel Testimone il volume è aumentato del 20%, l'area basimetrica del 23% e l'altezza dominante del 23%.

Nelle Figure 5.2, 5.3, 5.4 sono rappresentate le distribuzioni di frequenza per ciascuna tesi di trattamento prima e dopo il diradamento (2008) e all'anno dell'ultimo rilievo (2024). Le classi maggiormente rappresentate sono quelle di 25 cm (prima e dopo l'intervento) e 30 cm (2024) in tutte le tesi considerate. Nella tesi dove è stato eseguito il diradamento di tipo basso, all'ultimo rilievo i diametri oscillano tra le classi 20 cm e 50 cm, nelle altre due tesi i diametri sono compresi tra le classi 15 cm e 45 cm.

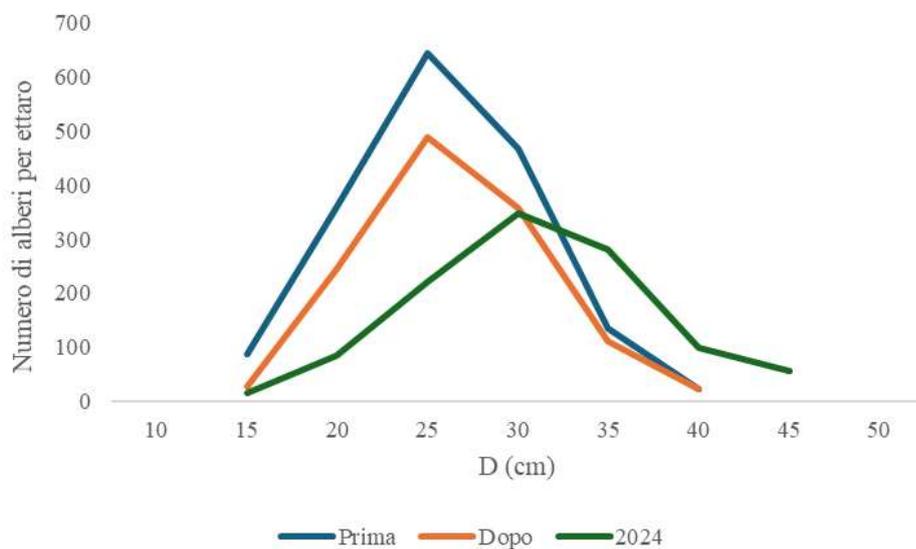


Figura 5.2. Rincine. Taglio a piccole buche. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro prima e dopo il diradamento (2008) e all'anno dell'ultimo rilievo (2024).

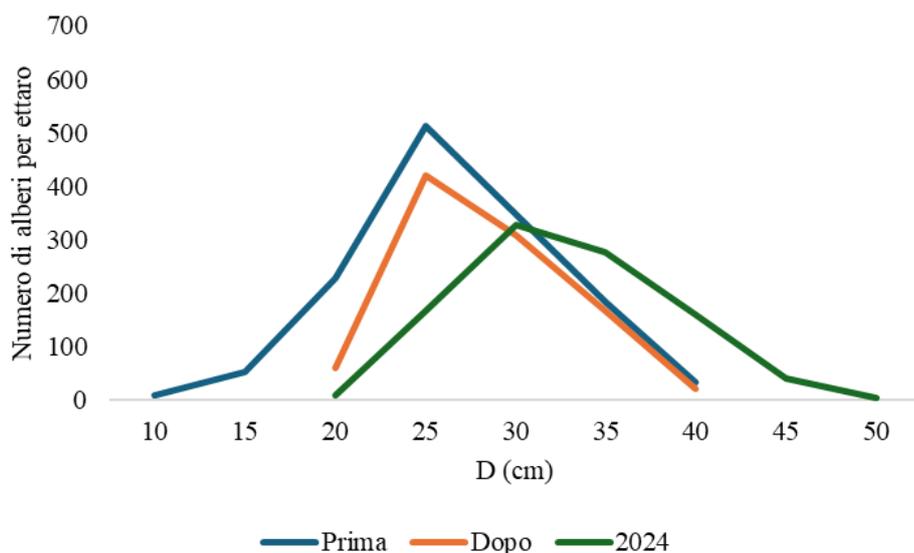


Figura 5.3. Rincine. Diradamento di tipo basso. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro prima e dopo il diradamento (2008) e all'anno dell'ultimo rilievo (2024).

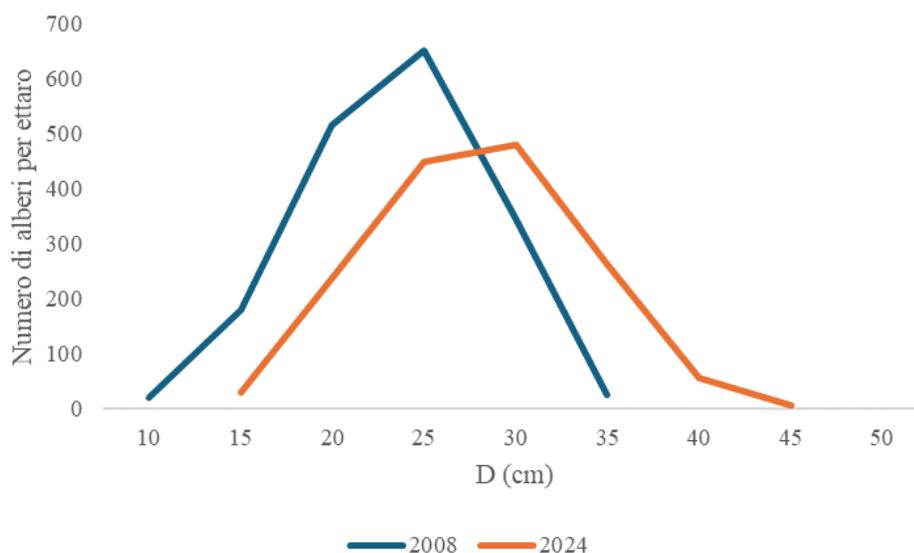


Figura 5.4. Rincine. Testimone. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro nel 2008 e all'anno dell'ultimo rilievo (2024).

I due trattamenti applicati nelle parcelle sperimentali hanno determinato automaticamente una riduzione del rapporto ipsodiametrico medio del popolamento dopo l'intervento. In seguito, il rapporto ipsodiametrico è aumentato perché non sono stati effettuati ulteriori interventi colturali tra il 2008 e il 2024. Nel 2024, mentre la parcella trattata con il taglio a piccole buche presenta un rapporto ipsodiametrico più basso rispetto alle altre, la parcella trattata con diradamento di tipo basso presenta un valore del rapporto H/D superiore al Testimone (Figura 5.5).

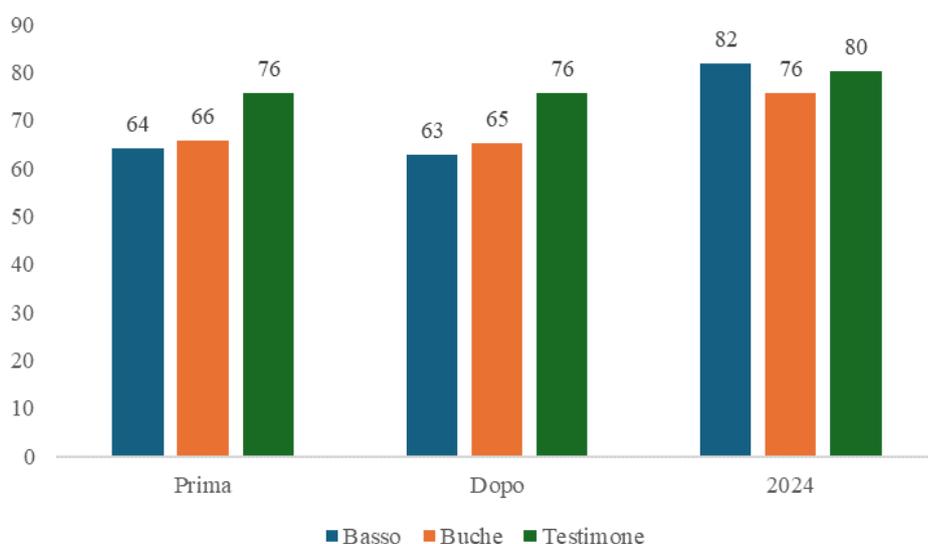


Figura 5.5. Rincine. Rapporto ipsodiametrico medio nelle tre tesi prima e dopo il diradamento (2008) e all'anno dell'ultimo rilievo (2024).

#### 5.2.2.2 Monte Amiata

La Tabella 5.2 riporta i dati medi delle variabili dendrometriche prima e dopo il diradamento (2016) e all'anno dell'ultimo rilievo (2023), per ciascuna tesi di trattamento.

Tabella 5.2. Pino nero. Dati dendrometrici medi per tesi di trattamento, realizzati nel 2016.

Variabile		Selettivo			Basso			Testimone	
		Prima	Dopo	2023	Prima	Dopo	2023	2016	2023
Età	(anni)	45	45	52	45	45	52	45	52
Numero alberi	(N ha <sup>-1</sup> )	1026	682	659	1047	740	723	1077	1017
Diametro medio	(cm)	24,7	25,0	28,9	23,2	24,5	28,4	23,0	26,0
Volume cormometrico	(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	457	319,3	432	363	295,7	405	363	471
Altezza dominante	(m)	22,0	22,0	20,7	19,8	19,8	18,2	19,7	17,7
Area basimetrica	(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	48,7	33,5	42,8	43,3	34,8	46,2	42,5	51,4

Con il diradamento di tipo basso in media è stato prelevato il 29% del numero di alberi, il 20% di area basimetrica e il 19% del volume. Con il diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire è stato prelevato in media il 34% del numero di alberi, il 31% di area basimetrica e il 30% del volume. Dal 2016 al 2023 le parcelle trattate con il diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire sono quelle che hanno registrato aumenti maggiori dei valori delle variabili dendrometriche rispetto alle altre tesi considerate: il volume è aumentato in media del 35% e l'area basimetrica del 28%; nelle parcelle trattate con il diradamento di tipo basso il volume è aumentato in media del 27% e l'area basimetrica del 25%; nel Testimone il volume è aumentato del 23% e l'area basimetrica del 17%.

Nelle Figure 5.6, 5.7, 5.8 sono riportate, per ciascuna tesi di trattamento, le distribuzioni di frequenza del numero di alberi in classi di diametro prima e dopo il diradamento (2016) e all'anno dell'ultimo rilievo (2023). La classe diametrica più rappresentata prima e dopo il diradamento è quella di 25 cm in tutte le tesi. All'anno dell'ultimo rilievo la classe più rappresentata nelle parcelle diradate è quella di 30 cm.

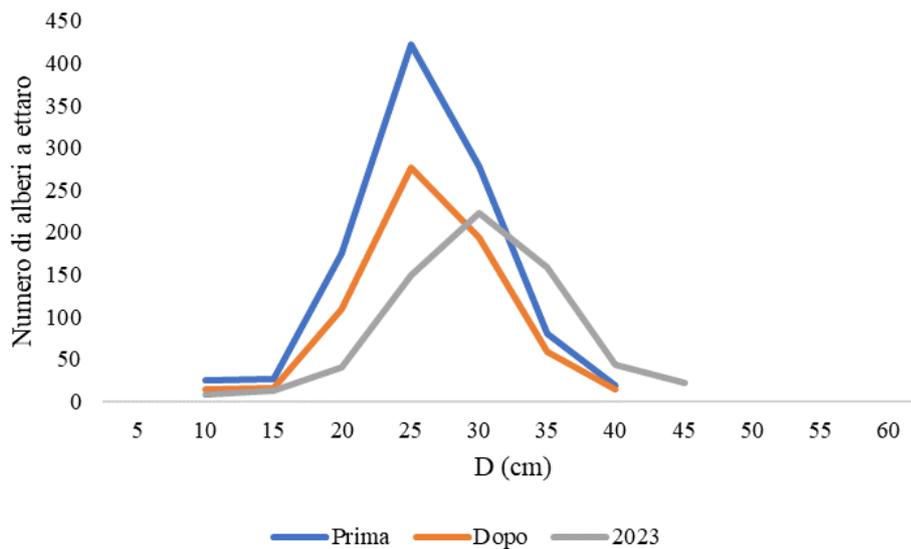


Figura 5.6. Monte Amiata. Diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro prima e dopo il diradamento (2016) e all'anno dell'ultimo rilievo (2023).

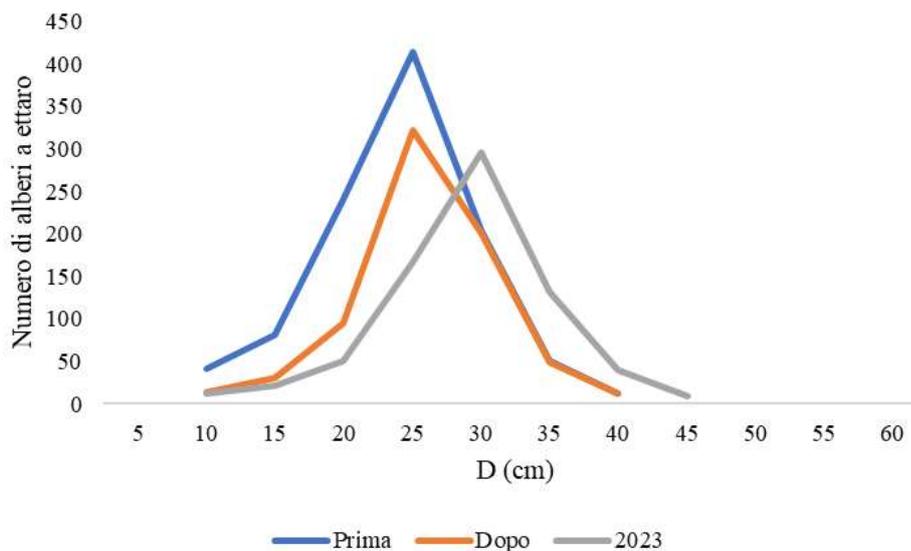


Figura 5.7. Monte Amiata. Diradamento di tipo basso. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro prima e dopo il diradamento (2016) e all'anno dell'ultimo rilievo (2023).

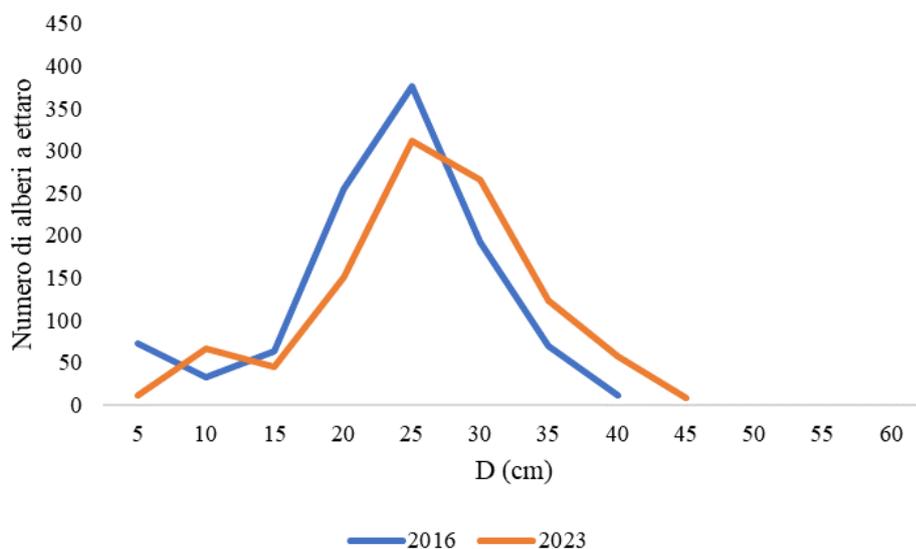


Figura 5.8. Monte Amiata. Testimone. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro nel 2016 e all'anno dell'ultimo rilievo (2023).

Il rapporto ipsodiametrico medio, pur partendo da valori maggiori nelle parcelle trattate con il diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire, subito dopo l'intervento è diminuito nelle parcelle trattate (Figura 5.9). Nel 2023 il rapporto H/D nelle parcelle trattate è ancora inferiore al valore registrato nel 2016 prima del diradamento mentre nel Testimone (Controllo) il rapporto ipsodiametrico è aumentato.

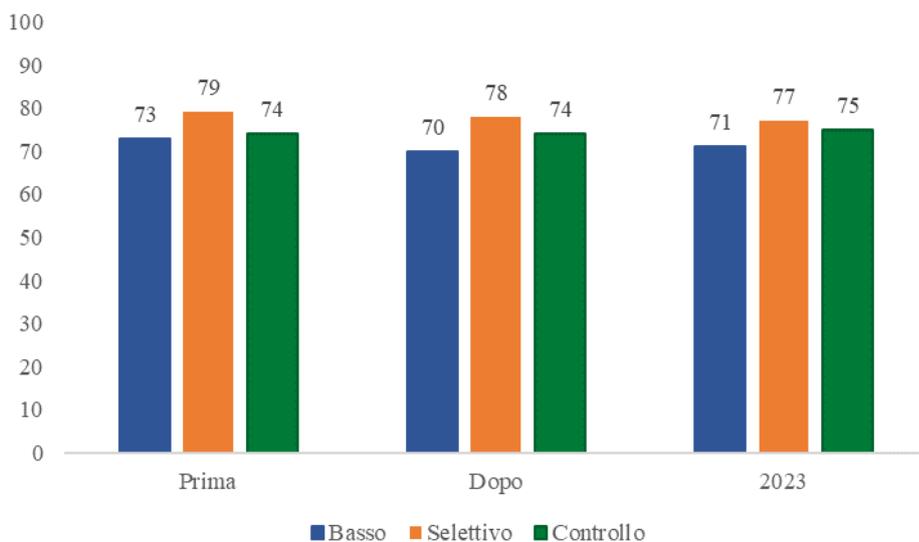


Figura 5.9. Monte Amiata. Rapporto ipsodiametrico medio nelle tre tesi prima e dopo il diradamento (2016) e all'anno dell'ultimo rilievo (2023).

### 5.2.2.3 Varco San Mauro

La Tabella 5.3 riporta, per ciascuna tesi, i dati medi delle variabili dendrometriche prima e dopo l'ultimo diradamento, avvenuto nel 2007, e quelli relativi all'anno dell'ultimo rilievo, avvenuto nel 2023.

Tabella 5.3. Varco San Mauro. Pino laricio. Dati dendrometrici medi per tesi di trattamento, realizzati nel 2007.

<i>Variabile</i>		<i>Selettivo</i>			<i>Testimone</i>	
		<i>Prima</i>	<i>Dopo</i>	<i>2023</i>	<i>2007</i>	<i>2023</i>
Età	(anni)	47	47	63	47	63
Numero alberi	(N ha <sup>-1</sup> )	639	383	372	1322	1083
Diametro medio	(cm)	32,2	33,7	41,3	25,7	30,3
Volume cormometrico	(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	464	306	496	609	667
Altezza media	(m)	23,4	23,7	24,9	22,4	25,2
Altezza dominante	(m)	23,9	23,9	29,4	23,8	28,4
Area basimetrica	(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	52,0	34,1	49,9	69,2	77,5

Con il diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire, in media è stato prelevato il 40% del numero di alberi, il 34% di area basimetrica e il 34% del volume.

Dal 2007 al 2023 i dati evidenziano un aumento dei valori medi delle variabili dendrometriche in corrispondenza delle parcelle diradate: il volume è aumentato del 62%, l'area basimetrica del 46% e l'altezza dominante del 23%. Nel Testimone il volume è aumentato del 10%, l'area basimetrica dell'12% e l'altezza dominante del 19%.

Nelle Figure 5.10 e 5.11 sono riportate, per ciascuna tesi di trattamento, le curve di distribuzione del numero di alberi in classi di diametro prima e dopo l'ultimo diradamento e nel 2023. Si nota come queste tendono ad abbassarsi per entrambe le tesi e come la frequenza stessa risulti distribuita in modo più ampio nel Testimone.

La classe diametrica più rappresentata è quella di 35 cm prima del diradamento e di 30 cm nel testimone; all'anno dell'ultimo rilievo la classe più frequente è quella di 40 cm in entrambe le tesi.

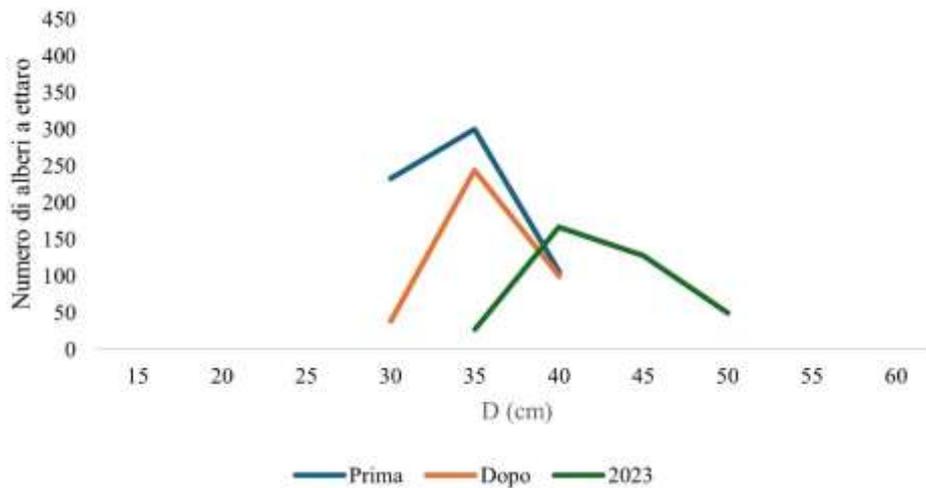


Figura 5.10. Varco San Mauro. Diradamento selettivo con scelta degli alberi d'avvenire. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro prima e dopo l'ultimo diradamento (2007) e all'anno dell'ultimo rilievo (2023).

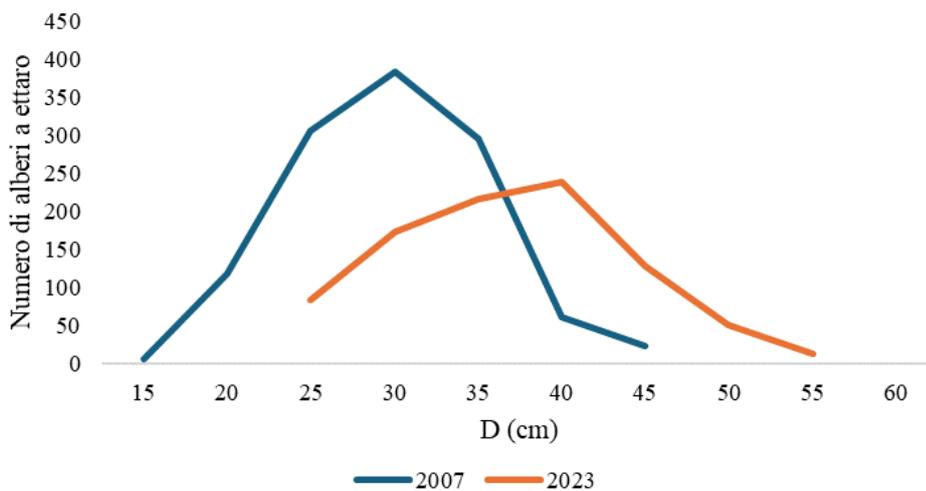


Figura 5.11. Varco San Mauro. Testimone. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro nel 2007 e all'anno dell'ultimo rilievo (2023).

Nel 2007, dopo l'intervento, il rapporto ipsodiametrico medio è diminuito di 2 punti per le piante rilasciate nelle aree diradate. In seguito, nel 2023, tale rapporto risulta invariato in quest'ultime, mentre fa registrare un aumento di 11 punti nel Testimone (Controllo), evidenziando, in termini relativi, un effetto positivo del diradamento sulla stabilità del soprassuolo (Figura 5.12).

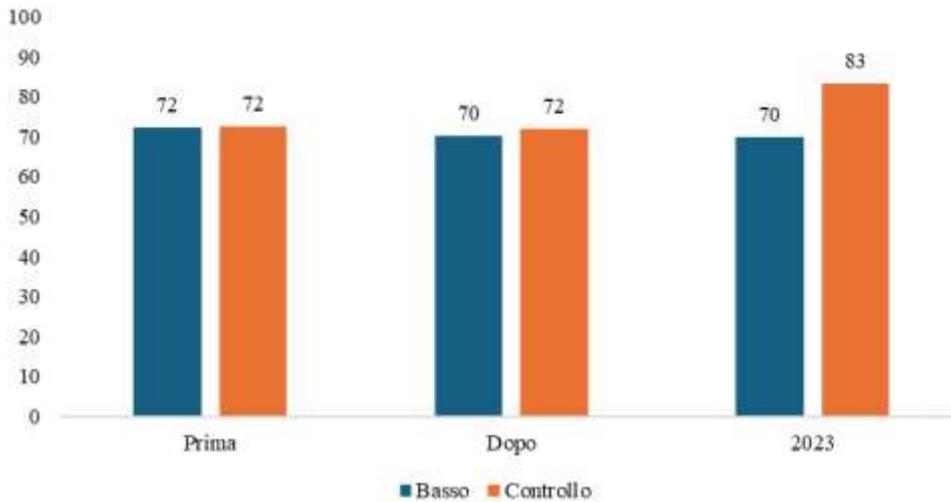


Figura 5.12. Varco San Mauro. Rapporto ipsodiametrico medio nelle 2 tesi prima e dopo l'ultimo diradamento (2007) e all'anno dell'ultimo rilievo (2023).

### 5.3 Sperimentazione in piantagioni di douglasia

#### 5.3.1 Aree di studio e protocolli sperimentali

La sperimentazione degli interventi colturali nelle piantagioni di douglasia è stata condotta in due aree di studio: a Vallombrosa in Toscana e in località Rio di Mercurella in Calabria (Figura 5.13).

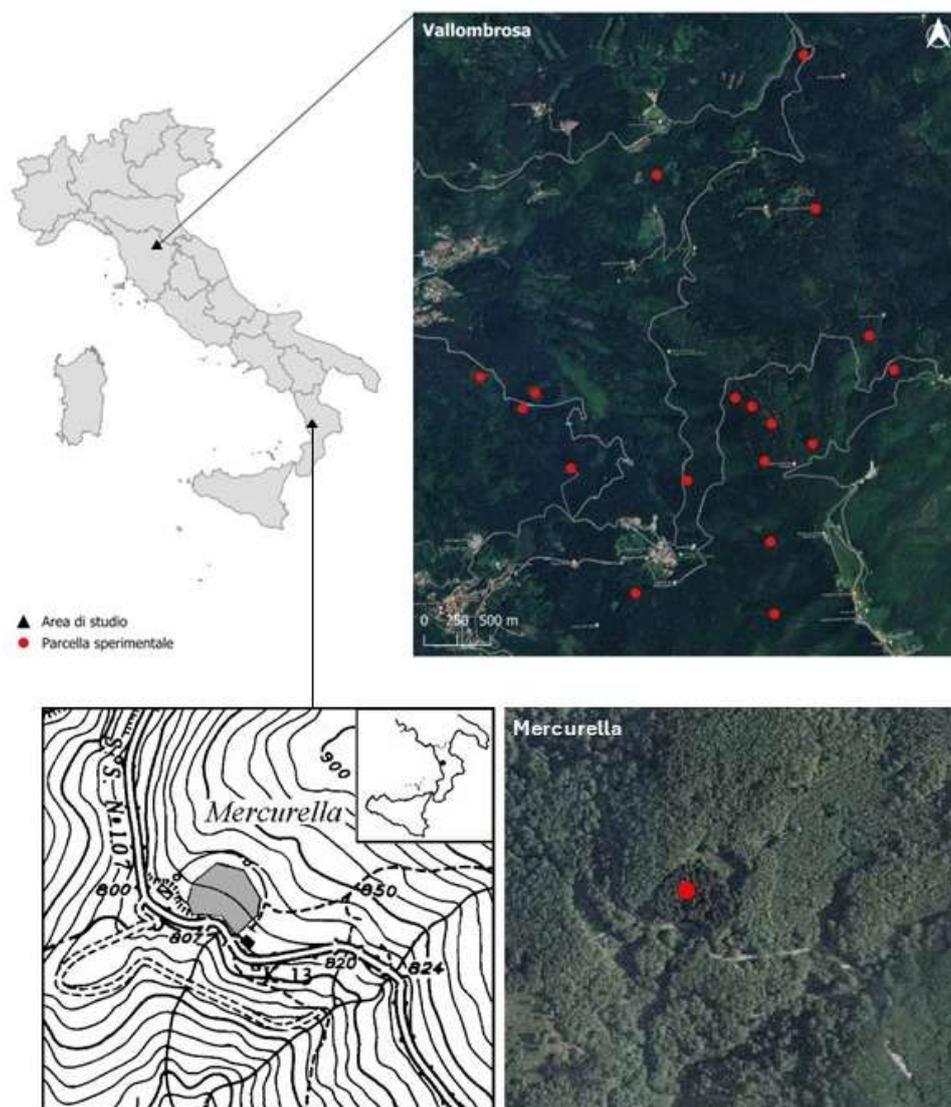


Figura 5.13. Localizzazione delle aree di studio e distribuzione delle parcelle sperimentali nelle piantagioni di douglasia in Toscana (Vallombrosa) e in Calabria (Mercurella).

### 5.3.1.1 Vallombrosa

La sperimentazione è stata condotta a Vallombrosa, nel Comune di Reggello (FI) (Figura 5.13), a quote comprese tra 650 e 1300 m s.l.m. L'esposizione prevalente è Nord, Nord-Ovest e la pendenza media del terreno è del 17%. L'area è caratterizzata da rocce sedimentarie della formazione del Macigno del Chianti; si tratta di arenarie che alternano sottili strati di siltiti e più raramente marne. I suoli sono ben drenati e la loro profondità è variabile, ma suoli poco profondi sono rari. Il regime climatico è di tipo mediterraneo, con un massimo di precipitazione nel periodo autunno-inverno e un minimo marcato in estate. Secondo i dati della stazione termo-pluviometrica di Vallombrosa (955 m s.l.m.), riferiti al periodo 1980-2002, la temperatura media annua è di 9,7 °C, la temperatura media minima del mese più freddo è pari a -0,8 °C e la temperatura media massima del mese più caldo è di

24,1 °C. La precipitazione media annua totale è pari a 1337 mm, con piogge medie mensili massime nel mese di ottobre e minime in quello di luglio. Non di rado si presentano annate con estati siccitose (Ciancio, 2009).

Il protocollo sperimentale ha previsto l'individuazione di 18 parcelle sperimentali, di superficie variabile tra 400 e 2000 m<sup>2</sup>, distribuite in soprassuoli di età compresa tra 80 e 112 anni. Tra il 1963 e il 1985, quando i soprassuoli avevano età comprese tra 47 e 79 anni, le parcelle sperimentali sono state trattate con diradamento di tipo basso. In ciascuna particella gli alberi sono stati numerati e di ogni albero è stato misurato il diametro a petto d'uomo; l'altezza è stata misurata su un campione di alberi cavallettati.



Foto 5.11. Vallombrosa, Comune di Reggello (FI), parcella sperimentale di douglasia: unità colturale (ex-particella forestale) n. 90, anno di impianto 1908.

#### 5.3.1.2 Mercurella

La sperimentazione è stata condotta sul versante occidentale della Catena Costiera Calabrese, in località "Rio di Mercurella", nel Comune di Paola (CS), ad una quota di 800 m s.l.m., a circa 3 km in

linea d'aria dal Mar Tirreno (Figura 5.13). L'esposizione prevalente è Sud, Sud-Ovest, e la pendenza del terreno è del 5-10%. Secondo il database dei suoli d'Italia (Costantini *et al.*, 2014), l'area è caratterizzata principalmente da *Haplic Umbrisols*. Il sito di Mercurella ha un clima caratterizzato da inverni miti e piovosi ed estati calde e siccitose. Facendo riferimento alla stazione termopluviometrica di Paola, la temperatura media annua nel periodo 1988-2024 è di 17,8 °C, con massimo di 25,3 °C ad agosto e minimo di 10,4 °C a gennaio e febbraio, la precipitazione media annua nel periodo 1924-2024 è di 1065 mm, con massimo di 156 mm a dicembre e minimo di 21 mm a luglio. La siccità nei mesi più caldi è però mitigata da una notevole umidità dell'aria, data dalle correnti del Mare Tirreno, che favorisce la formazione di frequenti nebbie anche durante la stagione estiva.

La parcella sperimentale, di età attuale pari a 92 anni e di superficie pari a 6.361 m<sup>2</sup>, fu impiantata nel 1932 per volere di Aldo Pavari e fa parte della prima rete di parcella sperimentali realizzate in Italia a partire dai primi anni del secolo scorso. La parcella è stata sottoposta a diradamento di tipo basso nel 1956, all'età di 24 anni, mentre l'ultimo diradamento è stato effettuato nel 1987, quando il popolamento aveva 55 anni (Avolio e Bernardini, 2000). Nella parcella gli alberi sono stati numerati e di ogni albero è stato misurato il diametro a petto d'uomo e l'altezza. I rilievi sono stati condotti prima dei diradamenti; l'ultimo rilievo è stato effettuato nel 2022.



Foto 5.12. Mercurella, Comune di Paola (CS), parcella diradata.

### 5.3.2 Risultati

#### 5.3.2.1 Vallombrosa

La Tabella 5.4 riporta i dati medi delle variabili dendrometriche prima e dopo l'ultimo diradamento e all'anno dell'ultimo rilievo, dopo circa 10 anni dall'ultimo diradamento.

Tabella 5.4. Vallombrosa. Douglasia. Dati dendrometrici medi.

Variabile		Prima dell'ultimo diradamento	Dopo l'ultimo diradamento	Dopo 10 anni dall'ultimo diradamento
Età	(anni)	53	53	63
Numero alberi	(N ha <sup>-1</sup> )	615	475	386
Diametro medio	(cm)	37,0	38,9	45,0
Volume cormometrico	(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	865	767	946
Altezza media	(m)	32,9	33,6	36,4
Altezza dominante	(m)	34,4	34,4	37,3
Area basimetrica	(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	60,2	52,3	60,8

Con il diradamento di tipo basso in media è stato prelevato il 23% del numero di alberi, il 13% di area basimetrica e l'11% del volume.

I dati evidenziano un aumento dei valori medi delle variabili dendrometriche a distanza di circa 10 anni dall'ultimo diradamento. Il volume è aumentato del 19%, l'area basimetrica del 14% e l'altezza dominante dell'8%.

In Figura 5.14 sono riportate le distribuzioni di frequenza del numero di alberi in classi di diametro prima e dopo l'ultimo diradamento e all'anno dell'ultimo rilievo. La classe diametrica più rappresentata è quella di 40 cm prima e dopo il diradamento. All'anno dell'ultimo rilievo la classe più frequente è quella di 45 cm.

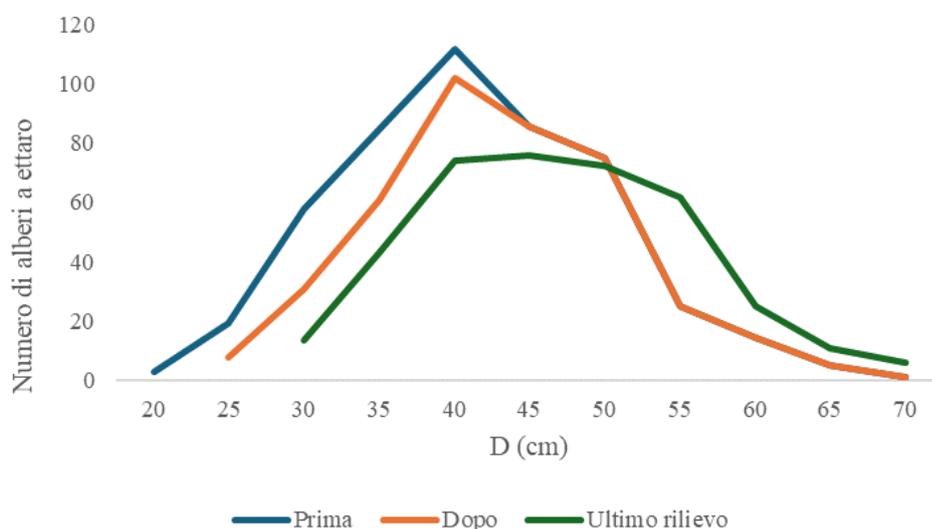


Figura 5.14. Vallombrosa. Diradamento di tipo basso. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro prima e dopo dell'ultimo diradamento e all'anno dell'ultimo rilievo, dopo circa 10 anni dall'ultimo diradamento.

Prima dell'ultimo diradamento gli alberi presentavano un valore del rapporto ipsodiametrico medio elevato (89). Con l'esecuzione del diradamento il rapporto H/D ha subito una diminuzione di 3 punti. A distanza di circa 10 anni, l'effetto positivo del diradamento in riferimento alla stabilità meccanica del popolamento si è mantenuto, con una ulteriore diminuzione del rapporto H/D (Figura 5.15).

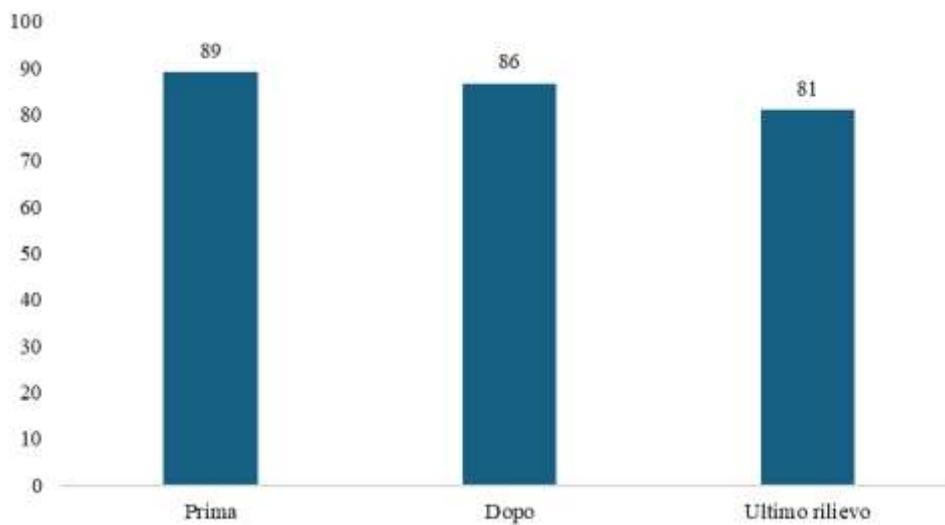


Figura 5.15. Vallombrosa. Rapporto ipsodiametrico medio prima e dopo l'ultimo diradamento e all'anno dell'ultimo rilievo, avvenuto dopo circa 10 anni dal diradamento.

### 5.3.2.2 Mercurella

La Tabella 5.5 riporta i dati delle variabili dendrometriche prima e dopo l'ultimo diradamento (1987) e all'anno dell'ultimo rilievo (2022).

Con il diradamento di tipo basso è stato prelevato il 32% del numero di alberi, il 20% di area basimetrica e il 21% del volume.

I dati evidenziano un aumento dei valori delle variabili dendrometriche a distanza di circa 35 anni dal diradamento. Il volume e l'area basimetrica sono più che raddoppiati, l'altezza dominante è aumentata del 23%.

Tabella 5.5. Mercurella. Douglasia. Dati dendrometrici.

Variabile		1987		2022
		Prima	Dopo	
Età	(anni)	55	55	90
Numero alberi	(N ha <sup>-1</sup> )	538	367	341
Diametro medio	(cm)	40,5	43,9	66,1
Volume cormometrico	(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	1057	858	1733
Altezza media	(m)	28,6	29,0	36,1
Altezza dominante	(m)	30,0	31,5	38,8
Area basimetrica	(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	69,3	55,5	117,2

In Figura 5.16 sono riportate le distribuzioni di frequenza del numero di alberi in classi di diametro prima e dopo l'ultimo diradamento e nel 2022. La classe diametrica maggiormente rappresentata prima del diradamento è quella di 30 cm. Dopo il diradamento è quella di 35 cm e all'anno dell'ultimo rilievo (2022) è quella di 45 cm. La curva di distribuzione relativa al 2022, se confrontata con le due precedenti, risulta più bassa e distribuita su un range più ampio di classi diametriche, dalla classe 20 cm alla classe 90 cm, il che indica un aumento della differenziazione diametrica delle piante.

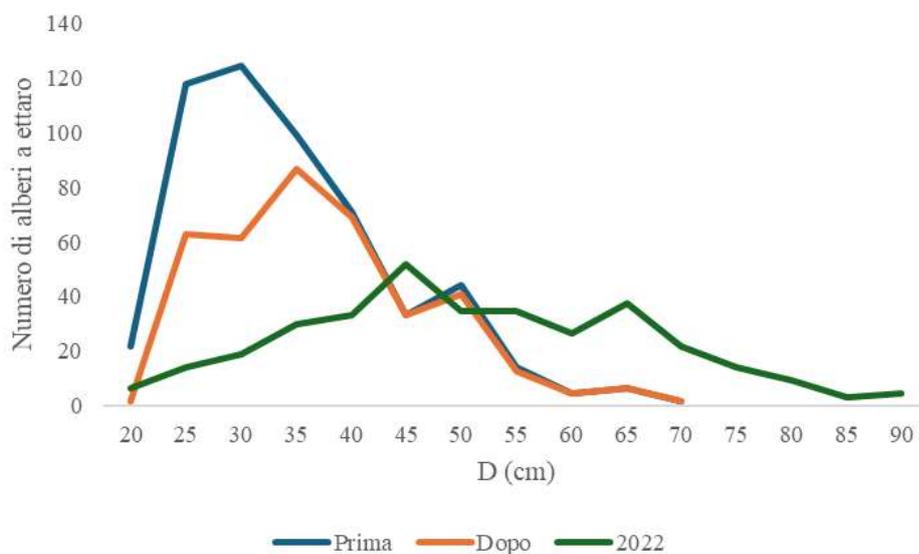


Figura 5.16. Mercurella. Diradamento di tipo basso. Distribuzione del numero di alberi a ettaro per classi di diametro prima e dopo l'ultimo diradamento (1987) e all'anno dell'ultimo rilievo (2022).

Prima dell'ultimo diradamento gli alberi presentavano un valore del rapporto ipsodiametrico medio pari a 78. Con l'esecuzione del diradamento il rapporto H/D ha subito una diminuzione di 4 punti. A distanza di circa 35 anni, l'effetto positivo del diradamento in riferimento alla stabilità meccanica del popolamento è ancora evidente grazie alla progressiva crescita degli alberi e alla ulteriore diminuzione del rapporto H/D (Figura 5.17).

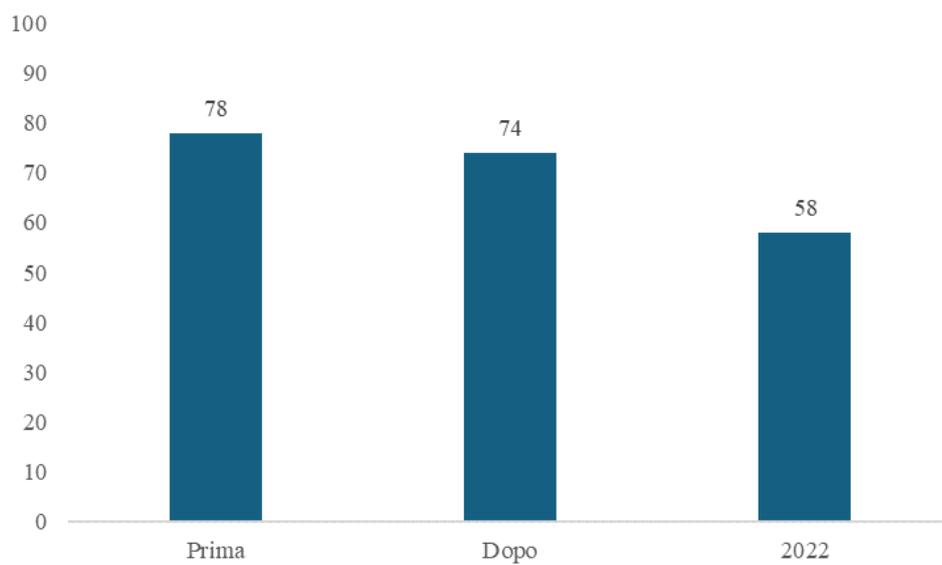


Figura 5.17. Mercurella. Rapporto ipsodiametrico medio prima e dopo l'ultimo diradamento (1987) e all'anno dell'ultimo rilievo (2022).

## 6 PARAMETRIZZAZIONE DELLA DENSITÀ DI COLTIVAZIONE

La definizione della densità di coltivazione (numero di alberi per unità di superficie) di popolamenti coetanei attraverso indici oggettivi è un aspetto importante sia per impostare prove sperimentali di confronto tra regimi di diradamento, sia per tradurre i risultati della sperimentazione in indicazioni operative utili alla gestione di questo tipo di soprassuoli forestali. Il metodo qui proposto fa riferimento alla teoria di Assmann (1970), che definisce soglie variabili di densità in relazione all'area basimetrica massimale del popolamento; quest'ultima si identifica con l'area basimetrica raggiunta, alle diverse età, da soprassuoli mai diradati e dove la riduzione del numero di alberi in piedi avviene per mortalità naturale.

Secondo l'ipotesi di Sterba (1987), ripresa da Skovsgaard e Vanclay (2007) e da Corona e Nocentini (2009), l'area basimetrica massimale di un popolamento coetaneo ( $B_{max}$ ) può essere espressa in funzione della sua altezza dominante ( $H_{dom}$ ), parametro che assomma e integra l'influenza sia dell'età del popolamento che della fertilità del sito. La stima di questa funzione curvilinea può essere condotta sulla base di dati da inventari forestali su ampie superfici, procedendo a tracciare la curva in modo tale che il valore di area basimetrica di un qualsiasi punto di sondaggio sia al massimo uguale a quello indicato dalla curva stessa in funzione della corrispondente altezza dominante.

Utilizzando i dati dell'ultimo Inventario Forestale Nazionale (INFC, 2015) nonché i dati di parcelle sperimentali permanenti (Avolio e Bernardini, 1997, 2000, 2007-2008; Corona e Nocentini, 2009; dati CREA, 2009-2023; Plutino *et al.*, 2023) è stata tracciata la curva di area basimetrica massimale sia per le pinete di pino nero e laricio che per la douglasia, secondo le seguenti equazioni ( $B_{max}$  in m<sup>2</sup>,  $H_{dom}$  in m):

$$\text{piantagioni di douglasia, } B_{max} = 120 * (1 - \exp(-0,0975 * H_{dom})) \quad [1]$$

$$\text{pinete di pino nero e pino laricio, } B_{max} = 100 * (1 - \exp(-0,0925 * H_{dom})) \quad [2]$$

Confrontando l'incremento corrente di massa legnosa di un popolamento coetaneo ( $IC_{vol}$ ) e il rapporto tra area basimetrica del popolamento ( $B$ ) e la corrispondente area basimetrica massimale è altresì ipotizzabile che  $IC_{vol}$  tende a crescere al crescere di  $B/B_{max}$  fino a un massimo per poi decrescere mano a mano che  $B$  si avvicina a  $B_{max}$ .

Di fatto, sulla base dei dati rilevati nelle parcelle sperimentali oggetto di questo studio (Tabelle 6.1, 6.2, 6.3) è possibile verificare che i valori massimi di  $IC_{vol}$  si realizzano in corrispondenza di:

$$B/B_{max} = 0,55-0,60 \text{ per il pino nero} \quad [3]$$

$$B/B_{max} = 0,60-0,65 \text{ per il pino laricio} \quad [4]$$

Questi valori del parametro  $B/B_{max}$  possono rappresentare, dunque, un utile riferimento per l'individuazione della densità di coltivazione delle pinete di pino nero e laricio e delle piantagioni di douglasia, al fine di ottimizzarne la produttività in termini di massa legnosa. Il loro calcolo viene effettuato sulla base di parametri dendrometrici, quali l'altezza dominante e l'area basimetrica, che sono facilmente rilevabili in bosco e considerati indicatori significativi dal punto di vista delle caratteristiche incrementali e strutturali di un popolamento coetaneo.

Tabella 6.1. Parcelle sperimentali in pinete di pino nero. Dati dendrometrici prima (\*) e dopo (\*\*) il diradamento.

<i>Comune</i>	<i>Tesi sperimentale</i>	<i>Parcelle</i>	<i>Età</i>	<i>Numero alberi</i>	<i>Diametro medio</i>	<i>Volume cormometrico</i>	<i>Altezza dominante</i>	<i>B/B<sub>max</sub></i>
			<i>anni</i>	<i>N ha<sup>-1</sup></i>	<i>cm</i>	<i>m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup></i>	<i>m</i>	
Londa	Basso	1*	35	1360	25,2	494	17,4	0,85
Londa	Basso	1**	35	1052	25,9	434	17,4	0,69
Londa	Basso	1	40	1048	27,4	498	17,7	0,77
Londa	Basso	1	51	1028	30,7	639	23,3	0,86
Londa	Buche	2*	35	1720	24,2	624	17,7	0,99
Londa	Buche	2**	35	1276	24,0	479	17,7	0,76
Londa	Buche	2	40	1276	25,7	525	18,0	0,82
Londa	Buche	2	51	1112	29,6	631	25,5	0,87
Londa	Testimone	3	35	1712	22,1	530	16,9	0,83
Londa	Testimone	3	40	1728	23,5	575	18,7	0,91
Londa	Testimone	3	51	1532	26,6	666	24,5	0,95
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.1*	45	905	27,2	471	22,4	0,59
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.1**	45	608	27,4	341	22,4	0,41
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.1	54	538	32,1	454	20,6	0,51
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.2*	45	976	26,7	522	22,9	0,61
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.2**	45	665	26,9	371	22,9	0,43
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.2	54	651	30,6	497	21,8	0,55
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.3*	45	863	24,5	369	21,1	0,47
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.3**	45	495	25,2	229	21,1	0,29
Castiglione d'Orcia	Selettivo	1.3	54	495	29,5	339	20,0	0,40
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.1*	45	1316	25,2	699	24,7	0,73
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.1**	45	920	25,9	526	24,7	0,54
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.1	54	905	29,2	667	23,8	0,68
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.2*	45	1485	23,9	654	22,8	0,76
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.2**	45	1019	24,3	464	22,8	0,54
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.2	54	990	27,7	612	21,3	0,69
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.3*	45	750	25,4	310	21,1	0,44
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.3**	45	481	25,5	198	21,1	0,29
Castiglione d'Orcia	Selettivo	5.3	54	467	30,1	299	18,6	0,40
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.1*	45	863	24,0	379	22,9	0,44
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.1**	45	552	24,1	250	22,9	0,29

Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.1	54	538	27,7	342	22,5	0,37
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.2*	45	990	23,0	358	21,0	0,48
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.2**	45	651	23,7	252	21,0	0,34
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.2	54	622	27,0	339	19,4	0,43
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.3*	45	1089	22,2	348	19,2	0,51
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.3**	45	750	22,4	242	19,2	0,35
Castiglione d'Orcia	Selettivo	6.3	54	722	26,0	344	18,0	0,47
Castiglione d'Orcia	Basso	3.1*	45	1033	25,5	473	21,1	0,62
Castiglione d'Orcia	Basso	3.1**	45	835	26,4	413	21,1	0,53
Castiglione d'Orcia	Basso	3.1	54	806	30,3	566	19,2	0,70
Castiglione d'Orcia	Basso	3.2*	45	948	23,7	368	20,3	0,49
Castiglione d'Orcia	Basso	3.2**	45	622	25,1	277	20,3	0,36
Castiglione d'Orcia	Basso	3.2	54	622	28,2	388	18,8	0,47
Castiglione d'Orcia	Basso	3.2*	45	792	28,2	464	23,1	0,55
Castiglione d'Orcia	Basso	3.3**	45	622	29,2	402	23,1	0,47
Castiglione d'Orcia	Basso	3.2	54	566	33,1	511	22,0	0,56
Castiglione d'Orcia	Basso	8.1*	45	1203	20,1	270	17,6	0,47
Castiglione d'Orcia	Basso	8.1**	45	778	21,8	208	17,6	0,36
Castiglione d'Orcia	Basso	8.1	54	849	23,5	292	14,6	0,50
Castiglione d'Orcia	Basso	8.2*	45	1712	20,4	477	20,2	0,66
Castiglione d'Orcia	Basso	8.2**	45	1118	22,1	372	20,2	0,51
Castiglione d'Orcia	Basso	8.2	54	1047	30,3	517	18,6	0,92
Castiglione d'Orcia	Basso	8.3*	45	934	23,8	334	19,4	0,50
Castiglione d'Orcia	Basso	8.3**	45	665	25,2	272	19,4	0,40
Castiglione d'Orcia	Basso	8.3	54	665	28,6	378	18,6	0,52
Castiglione d'Orcia	Basso	9.1*	45	1075	24,0	403	19,4	0,59
Castiglione d'Orcia	Basso	9.1**	45	778	25,3	325	19,4	0,47
Castiglione d'Orcia	Basso	9.1	54	764	28,5	435	18,0	0,60
Castiglione d'Orcia	Basso	9.2*	45	863	21,5	229	18,3	0,39
Castiglione d'Orcia	Basso	9.2**	45	622	22,6	185	18,3	0,31
Castiglione d'Orcia	Basso	9.2	54	594	26,5	266	16,5	0,42
Castiglione d'Orcia	Basso	9.3	54	594	26,7	293	17,4	0,41
Castiglione d'Orcia	Testimone	2.1	45	849	27,3	460	22,0	0,56
Castiglione d'Orcia	Testimone	2.1	54	806	29,9	585	15,3	0,75
Castiglione d'Orcia	Testimone	2.2	45	905	24,3	385	20,9	0,49
Castiglione d'Orcia	Testimone	2.2	54	863	28,0	510	19,4	0,64
Castiglione d'Orcia	Testimone	2.3	45	722	28,0	444	22,6	0,51
Castiglione d'Orcia	Testimone	2.3	54	679	32,6	594	18,1	0,70
Castiglione d'Orcia	Testimone	4.1	45	1698	19,6	399	19,4	0,61
Castiglione d'Orcia	Testimone	4.1	54	1542	22,0	502	17,8	0,73
Castiglione d'Orcia	Testimone	4.2	45	1783	19,5	453	19,9	0,63
Castiglione d'Orcia	Testimone	4.2	54	1641	21,7	534	18,2	0,75
Castiglione d'Orcia	Testimone	4.3	45	835	26,6	441	22,7	0,53
Castiglione d'Orcia	Testimone	4.3	54	792	30,7	572	21,6	0,67
Castiglione d'Orcia	Testimone	7.1	45	835	21,3	217	17,4	0,37
Castiglione d'Orcia	Testimone	7.1	54	835	23,2	283	17,1	0,44
Castiglione d'Orcia	Testimone	7.2	45	976	21,4	242	16,4	0,45
Castiglione d'Orcia	Testimone	7.2	54	934	24,1	331	16,0	0,55
Castiglione d'Orcia	Testimone	7.3	45	1089	19,4	225	16,4	0,41
Castiglione d'Orcia	Testimone	7.3	54	1061	22,2	330	15,5	0,54

Tabella 6.2. Parcelle sperimentali in pinete di pino laricio presso Varco San Mauro nel Comune di Rose (CS). Dati dendrometrici prima (\*) e dopo (\*\*) il diradamento.

<i>Tesi sperimentale</i>	<i>Parcella</i>	<i>Età</i>	<i>Numero alberi</i>	<i>Diametro medio</i>	<i>Volume cormometrico</i>	<i>Altezza dominante</i>	<i>B/B<sub>max</sub></i>
		<i>anni</i>	<i>N ha<sup>-1</sup></i>	<i>cm</i>	<i>m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup></i>	<i>m</i>	
Basso	B10-C*	27	1757	21,2	468	15,3	0,81
Basso	B10-C**	27	1103	24,2	390	15,3	0,67
Basso	B10-C**	35	664	29,9	405	19,9	0,55
Basso	B10-C*	47	664	32,9	527	23,8	0,64
Basso	B10-C**	47	389	33,9	361	23,8	0,40
Basso	B10-C	55	378	38,1	437	29,0	0,46
Basso	B10-C	63	378	41,3	494	31,2	0,54
Testimone	B10-T	27	1611	21,8	469	16,2	0,77
Testimone	B10-T	35	1411	25,9	574	20,9	0,87
Testimone	B10-T	45	1333	27,8	624	24,7	0,90
Testimone	B10-T	59	978	34,9	702	31,1	0,99
Basso	B11-C*	27	2010	20,4	498	14,2	0,90
Basso	B11-C**	27	1266	23,4	417	14,2	0,75
Basso	B11-C*	35	1211	26,0	553	16,7	0,82
Basso	B11-C**	35	720	28,7	429	16,7	0,59
Basso	B11-C*	47	720	31,9	536	23,7	0,65
Basso	B11-C**	47	378	33,4	340	23,7	0,37
Basso	B11-C	55	378	37,6	428	24,9	0,47
Basso	B11-C	63	378	40,7	498	27,6	0,53
Testimone	B11-T	27	1533	19,9	376	14,1	0,66
Testimone	B11-T	35	1433	22,0	507	17,9	0,68
Testimone	B11-T	47	1311	23,6	593	22,9	0,65
Testimone	B11-T	55	1189	25,7	631	25,7	0,68
Testimone	B11-T	63	1189	27,0	698	28,5	0,73

Tabella 6.3. Parcelle sperimentali in piantagioni di douglasia nel Comune di Reggello (FI) e nel Comune di Paola (CS) per quanto riguarda la località Mercurella. Dati dendrometrici prima (\*) e dopo (\*\*) il diradamento.

<i>Località</i>	<i>Tesi sperimentale</i>	<i>Parcella</i>	<i>Età</i>	<i>Numero alberi</i>	<i>Diametro medio</i>	<i>Volume cormometrico</i>	<i>Altezza dominante</i>	<i>B/B<sub>max</sub></i>
			<i>anni</i>	<i>N ha<sup>-1</sup></i>	<i>cm</i>	<i>m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup></i>	<i>m</i>	
Nocciolo	Basso	1*	73	433	44,5	1043	40,9	0,57
Nocciolo	Basso	1**	73	383	45,9	992	40,9	0,54
Nocciolo	Basso	1	79	383	48,8	1147	42,0	0,61
Decano	Basso	2*	38	1130	24,6	645	31,1	0,47
Decano	Basso	2**	38	790	26,7	550	31,1	0,39
Decano	Basso	2*	44	720	30,1	671	32,8	0,45
Decano	Basso	2**	44	540	31,3	554	32,8	0,36
Decano	Basso	2	49	450	34,7	591	34,3	0,37
Decano	Basso	2	60	450	40,0	837	38,2	0,48
Decano	Basso	2	66	360	44,8	877	39,8	0,48
Croce rossa 1	Basso	3*	36	1080	25,4	675	32,4	0,48
Croce rossa 1	Basso	3**	36	790	27,6	600	32,4	0,41
Croce rossa 1	Basso	3*	42	735	30,7	724	33,9	0,47
Croce rossa 1	Basso	3**	42	525	32,8	603	33,9	0,38
Croce rossa 1	Basso	3	49	510	35,5	711	32,9	0,44
Croce rossa 2	Basso	4*	36	1175	23,8	624	31,0	0,46

Croce rossa 2	Basso	4**	36	850	26,0	554	31,0	0,39
Croce rossa 2	Basso	4*	42	838	28,2	671	32,2	0,46
Croce rossa 2	Basso	4**	42	500	30,9	495	32,2	0,33
Croce rossa 2	Basso	4	47	488	33,3	578	31,9	0,37
Croce vecchia 1	Basso	5*	36	1050	24,3	583	31,3	0,42
Croce vecchia 1	Basso	5**	36	710	26,8	496	31,3	0,35
Croce vecchia 1	Basso	5*	42	660	30,8	651	33,1	0,43
Croce vecchia 1	Basso	5**	42	540	31,7	571	33,1	0,37
Croce vecchia 1	Basso	5	47	520	33,9	648	32,2	0,41
Croce vecchia 2	Basso	6*	36	1283	19,7	425	29,2	0,34
Croce vecchia 2	Basso	6**	36	800	22,1	351	29,2	0,27
Croce vecchia 2	Basso	6*	42	767	26,2	513	31,2	0,36
Croce vecchia 2	Basso	6**	42	517	28,5	421	31,2	0,29
Croce vecchia 2	Basso	6	47	517	31,5	539	31,3	0,35
Fonte Eleonora	Basso	7*	36	1240	23,2	616	25,8	0,47
Fonte Eleonora	Basso	7**	36	930	24,8	542	25,8	0,41
Fonte Eleonora	Basso	7**	42	450	30,5	434	32,3	0,29
Fonte Eleonora	Basso	7	47	340	35,5	474	30,3	0,30
Fonte all'abate 1	Basso	8*	36	1010	25,5	641	32,5	0,45
Fonte all'abate 1	Basso	8**	36	720	28,3	580	32,5	0,39
Fonte all'abate 1	Basso	8*	41	540	32,3	601	33,9	0,38
Fonte all'abate 1	Basso	8**	41	430	33,8	534	33,9	0,33
Fonte all'abate 1	Basso	8	46	370	37,5	591	35,4	0,35
Fonte all'abate 1	Basso	8*	58	340	45,5	862	34,4	0,48
Fonte all'abate 1	Basso	8**	58	320	46,2	838	34,4	0,46
Fonte all'abate 1	Basso	8	64	320	50,2	1021	38,9	0,54
Fonte all'abate 2	Basso	9*	36	1210	23,5	619	31,4	0,46
Fonte all'abate 2	Basso	9**	36	820	26,0	534	31,4	0,38
Fonte all'abate 2	Basso	9*	41	610	29,6	547	32,9	0,36
Fonte all'abate 2	Basso	9**	41	520	30,3	495	32,9	0,33
Fonte all'abate 2	Basso	9	46	450	33,8	560	33,6	0,35
Fonte all'abate 2	Basso	9*	58	420	40,7	818	34,2	0,47
Fonte all'abate 2	Basso	9**	58	380	41,8	787	34,2	0,45
Fonte all'abate 2	Basso	9	64	380	45,6	973	37,4	0,53
La fratta o Catena	Basso	10*	37	1167	21,2	467	29,8	0,36
La fratta o Catena	Basso	10**	37	850	23,3	422	29,8	0,32
La fratta o Catena	Basso	10*	43	850	26,5	586	32,1	0,41
La fratta o Catena	Basso	10**	43	633	28,4	513	32,1	0,35
La fratta o Catena	Basso	10	49	550	32,5	618	33,1	0,40
La fratta o Catena	Basso	10*	60	550	37,9	903	40,1	0,53
La fratta o Catena	Basso	10**	60	417	40,1	783	40,1	0,45
La fratta o Catena	Basso	10	66	417	44,0	977	40,5	0,54
Diga Stefanieri	Basso	11*	36	1060	24,8	623	31,7	0,45
Diga Stefanieri	Basso	11**	36	740	27,3	544	31,7	0,38
Diga Stefanieri	Basso	11*	42	740	30,0	689	33,3	0,45
Diga Stefanieri	Basso	11**	42	570	31,6	598	33,3	0,39
Diga Stefanieri	Basso	11	46	520	34,8	693	37,2	0,42
Diga Stefanieri	Basso	11*	58	500	39,8	924	41,5	0,53
Diga Stefanieri	Basso	11**	58	400	41,7	819	41,5	0,46
Diga Stefanieri	Basso	11	64	380	44,5	917	42,4	0,50
Pian degli alberi	Basso	12*	36	1030	25,1	624	32,1	0,45
Pian degli alberi	Basso	12**	36	790	26,8	554	32,1	0,39
Pian degli alberi	Basso	12*	41	790	29,6	711	33,9	0,47

Pian degli alberi	Basso	12**	41	490	32,1	537	33,9	0,34
Pian degli alberi	Basso	12	46	490	35,5	685	35,9	0,42
Pian degli alberi	Basso	12*	58	490	40,3	939	34,2	0,54
Pian degli alberi	Basso	12**	58	320	44,4	769	34,2	0,43
Pian degli alberi	Basso	12	64	310	48,5	921	39,4	0,49
Pian degli alberi	Basso	13*	36	870	25,8	562	31,9	0,40
Pian degli alberi	Basso	13**	36	620	28,1	487	31,9	0,33
Pian degli alberi	Basso	13*	41	610	31,1	620	33,5	0,40
Pian degli alberi	Basso	13**	41	460	32,7	526	33,5	0,34
Pian degli alberi	Basso	13	46	460	36,1	670	35,0	0,41
Pian degli alberi	Basso	13*	58	460	40,8	902	37,3	0,51
Pian degli alberi	Basso	13**	58	350	43,0	775	37,3	0,43
Pian degli alberi	Basso	13	64	350	45,6	898	38,4	0,49
Mandria di Metato	Basso	14*	51	1260	27,8	1012	36,2	0,66
Mandria di Metato	Basso	14**	51	840	31,5	900	36,2	0,56
Mandria di Metato	Basso	14*	57	840	32,3	954	38,7	0,59
Mandria di Metato	Basso	14**	57	400	37,7	654	38,7	0,38
Mandria di Metato	Basso	14	62	380	41,6	784	37,7	0,44
Sopra Paradisino1	Basso	15*	41	900	30,4	875	29,6	0,58
Sopra Paradisino1	Basso	15**	41	675	32,5	771	29,6	0,50
Sopra Paradisino2	Basso	16*	41	775	32,5	878	29,6	0,57
Sopra Paradisino2	Basso	16**	41	600	34,4	776	29,6	0,49
Sopra Paradisino2	Basso	16	47	600	37,7	968	32,6	0,58
Croce rossa 1	Basso	17*	38	980	26,5	681	33,0	0,47
Croce rossa 1	Basso	17**	38	730	28,9	620	33,0	0,42
Croce rossa 1	Basso	17*	43	710	32,3	789	34,6	0,50
Croce rossa 1	Basso	17**	43	470	35,1	637	34,6	0,39
Croce rossa 1	Basso	17	48	470	37,2	735	35,4	0,44
Croce rossa 1	Basso	17	59	460	42,6	996	32,4	0,57
Croce rossa 1	Basso	17	65	400	46,9	1085	32,4	0,60
Croce rossa 2	Basso	18*	38	888	29,2	775	33,3	0,51
Croce rossa 2	Basso	18**	38	650	31,7	688	33,3	0,44
Croce rossa 2	Basso	18*	43	625	34,7	827	34,6	0,51
Croce rossa 2	Basso	18**	43	475	35,8	676	34,6	0,41
Croce rossa 2	Basso	18	48	463	38,0	759	27,7	0,47
Croce rossa 2	Basso	18*	59	463	43,0	1027	32,2	0,59
Croce rossa 2	Basso	18**	59	388	44,3	922	32,2	0,52
Croce rossa 2	Basso	18	65	388	47,7	1100	33,1	0,60
Mercurella	Basso	412*	18	1930	15,0	193	13,0	0,40
Mercurella	Basso	412**	18	1851	15,4	191	13,0	0,40
Mercurella	Basso	412*	24	1593	18,3	321	17,3	0,43
Mercurella	Basso	412**	24	1406	18,6	278	17,3	0,39
Mercurella	Basso	412	30	1330	21,9	511	21,1	0,48
Mercurella	Basso	412*	33	1253	23,9	551	22,6	0,53
Mercurella	Basso	412**	33	953	25,7	492	22,6	0,46
Mercurella	Basso	412*	36	950	27,8	564	24,5	0,53
Mercurella	Basso	412**	36	739	28,9	486	24,5	0,44
Mercurella	Basso	412	48	711	36,7	873	30,0	0,66
Mercurella	Basso	412*	49	711	37,0	891	30,1	0,67
Mercurella	Basso	412**	49	577	37,2	726	30,1	0,55
Mercurella	Basso	412**	55	367	43,9	858	31,5	0,49
Mercurella	Basso	412	64	349	50,8	1073	32,6	0,62
Mercurella	Basso	412	67	349	52,9	1158	33,8	0,66

Mercurella	Basso	412	70	349	54,8	1237	34,9	0,71
Mercurella	Basso	412	81	347	62,5	1581	37,7	0,91
Mercurella	Basso	412	90	341	66,1	1733	38,8	0,99

---



## 7 MODELLISTICA E QUANTIFICAZIONE ECONOMICA DELLE UTILITÀ ECOSISTEMICHE

Per valutare le dinamiche dei popolamenti e la connessa fornitura e quantificazione economica delle utilità ecosistemiche nei rimboschimenti di pino nero e pino laricio e nelle piantagioni di douglasia sono stati simulati 20 diversi regimi di diradamento di tipo basso, distinti per grado di intensità e intervallo di ripetizione degli interventi, utilizzando i dati rilevati nelle parcelle sperimentali descritte nel Capitolo 5.

La simulazione è stata realizzata con il modello 3D-CMCC-FEM, che è stato fatto operare per un periodo di 84 anni, dal 2016 al 2100. Gli output del modello sono stati utilizzati per individuare i regimi di diradamento che, in funzione dell'intensità di prelievo e in relazione all'intervallo di ripetizione degli interventi, mantengono il parametro  $B/B_{max}$  entro i valori ottimali per il maggior numero di anni. I dati delle parcelle sperimentali sono stati analizzati anche per determinare l'intervallo di ripetizione degli interventi da applicare in funzione dell'intensità ottimale di prelievo (vedi Capitolo 6). I risultati ottenuti dalle analisi condotte sono stati utilizzati per stimare la fornitura delle utilità ecosistemiche e quantificarne il valore economico. Inoltre, è stata condotta una valutazione del danno economico evitato grazie ai diradamenti rispetto a una situazione di “non intervento”, in termini di aumento della stabilità dei soprassuoli.

### 7.1 Modello 3D-CMCC-FEM

Il modello "*Three Dimensional - Coupled Model Carbon Cycle - Forest Ecosystem Module*" (3D-CMCC-FEM v 5.6 (Collalti *et al.*, 2016, 2018, 2020) riproduce i processi biogeochimici e biofisici e le dinamiche strutturali di un popolamento forestale su scala giornaliera. Il modello è costruito per simulare i cicli del carbonio, dell'azoto e dell'acqua negli ecosistemi forestali, anche nell'ambito di scenari di cambiamento climatico, ed è capace di simulare interventi selvicolturali in popolamenti coetanei e disetanei puri o misti, con strutture anche complesse (pluristratificate). La fotosintesi è riprodotta attraverso il modello biogeochimico di Farquhar, von Caemmerer e Berry, implementato per le foglie di luce e di ombra (de Pury e Farquhar, 1997). Il modello prevede l'acclimatazione della fotosintesi fogliare all'aumento della temperatura e simula la respirazione autotrofa (RA) distinguendo i costi di mantenimento dei tessuti già esistenti (RM) e i costi di sintesi di quelli nuovi (RG). La respirazione di mantenimento è controllata dalla quantità di azoto (frazione fissata stechiometricamente dai tessuti vivi) e dalla temperatura. La produttività primaria netta (NPP) è calcolata come differenza tra produttività primaria lorda (GPP) e RA. L'NPP annuale è allocata in diversi comparti, inclusa la produzione di biomassa e il pool di carbonio non strutturale (NSC), che comprende amido e zuccheri utilizzati nei periodi di bilancio negativo del carbonio (quando la respirazione supera l'assimilazione,  $RA > GPP$ ). Quando tutte le NSC sono esaurite e non reintegrate

a causa del metabolismo, il modello prevede la mortalità degli alberi sulla base dell'ipotesi di McDowell *et al.* (2008) della *carbon starvation*, secondo la quale la chiusura stomatica riduce al minimo l'insufficienza idraulica durante la siccità, determinando una riduzione dell'assorbimento di carbonio per via fotosintetica, favorendo così la deplezione di carbonio dovuta alla continua richiesta di carboidrati per il mantenimento del metabolismo. Il modello integra gli schemi fenologici e allometrici specie-specifici, in funzione dell'età del popolamento, nel caso di soprassuoli coetanei, e dell'accumulo di biomassa.

Il modello viene inizializzato con i dati strutturali del soprassuolo forestale (diametro medio, altezza media, età e densità del popolamento) e forzato con le variabili climatiche a scala giornaliera (temperatura, precipitazioni, radiazione solare, umidità relativa) e la concentrazione di anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) in atmosfera. Altri dati di input necessari al modello sono la tessitura, la profondità del suolo e la quota della stazione.

### 7.1.1 Dati climatici

Il modello 3D-CMCC-FEM necessita di dati climatici giornalieri per l'intero periodo di simulazione. Nell'analisi condotta il modello è stato forzato con i dati climatici della rianalisi ERA5 *downscaled* per l'Italia (Raffa *et al.*, 2023, prodotti dalla Fondazione CMCC - Centro Mediterraneo per i Cambiamenti Climatici). Il *downscaling* è stato effettuato attraverso il modello climatico regionale COSMO5.0\_CLM9 e INT2LM 2.06 (Rockel *et al.*, 2008) sulla rianalisi globale ERA5 del Copernicus Climate Change Service (C3S) (Hersbach, 2020) alla scala temporale oraria originale, aumentando la risoluzione spaziale da 31x31 km a 2,2x2,2 km.

Le variabili necessarie per l'inizializzazione e la simulazione del modello sono state acquisite per il periodo storico 1981-2023 e riguardano temperature minime, massime e medie (Tmin, Tmax, Tmed, in °C), precipitazioni totali (Pr in mm h<sup>-1</sup>), radiazione a onde corte netta superficiale media (Rg, in MJ m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) e temperatura del punto di rugiada (Td, in °C) su scala temporale oraria. Da Tmed e Td è stata calcolata l'umidità relativa (RH, in %) tramite il pacchetto *Humidity* di R (Cai, 2019). I dati orari sono stati aggregati a scala giornaliera calcolandone la media, tranne che per Pr, per la quale è stata calcolata la somma giornaliera. Tutti i dati climatici necessari per l'esecuzione del modello sono stati estratti in corrispondenza della posizione geografica di ogni parcella sperimentale (vedi Capitolo 5). Per simulare la crescita dei soprassuoli nell'ipotesi di assenza di cambiamenti climatici sono stati ripetuti cicli del clima storico (1981-2023), dopo aver eliminato i trend temporali, fino all'anno 2100. La stessa procedura è stata applicata alla concentrazione di CO<sub>2</sub>.

### 7.1.2 Dati pedologici

La profondità e la tessitura del suolo (percentuale di argilla, limo e sabbia) sono state ricavate dalle mappe nazionali sviluppate presso il Laboratorio di Cartografia del Suolo del Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Economia Agraria (CREA) (Costantini e Dazzi, 2013; Corona *et al.*, 2023). Queste mappe sono costituite da quattro *layer* a 250 m di risoluzione spaziale che rappresentano la profondità del suolo (in cm) e il contenuto di argilla, limo e sabbia nel primo metro di profondità (in %).

### 7.1.3 Validazione

Per verificare che il modello riproducesse correttamente i trend di crescita dei soprassuoli indagati, 3D-CMCC-FEM è stato dapprima validato sulla base del clima osservato e dei dati di campo acquisiti in due campagne di rilievo successive (pre e post intervento). Le simulazioni sono state inizializzate con i dati della prima campagna di rilievo (pre intervento) delle parcelle sperimentali di controllo (12 parcelle di pino nero e pino laricio, di cui 9 nel Monte Amiata, 2 a Varco san Maro e 1 a Rincine, e 18 parcelle di douglasia a Vallombrosa), quindi in assenza di interventi selvicolturali, e interrotte all'anno della seconda misurazione. I risultati delle simulazioni riferiti all'anno della seconda misurazione sono stati confrontati con i valori misurati in campo nello stesso anno per il diametro medio, l'altezza media, il numero di alberi e il volume legnoso ad ettaro.

Per valutare la performance del modello sono stati calcolati i valori di  $R^2$  e di *root mean square error* relativo alla variabile misurata (RMSE%), secondo le formule:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

$$RMSE\% = 10 \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n}}}{\bar{y}}$$

dove  $y_i$  è l' $i$ -esimo dato osservato,  $\hat{y}_i$  è l' $i$ -esimo dato predetto dal modello e  $\bar{y}$  è la media dei dati osservati.

Nelle Figure 7.1 e 7.2 sono riportati i grafici dei valori predetti vs. i valori osservati per il diametro, l'altezza, il numero di alberi e il volume legnoso, con i rispettivi valori di performance: i risultati di validazione ottenuti risultano complessivamente più che soddisfacenti, sia per i rimboschimenti di pino nero e laricio che per le piantagioni di douglasia.

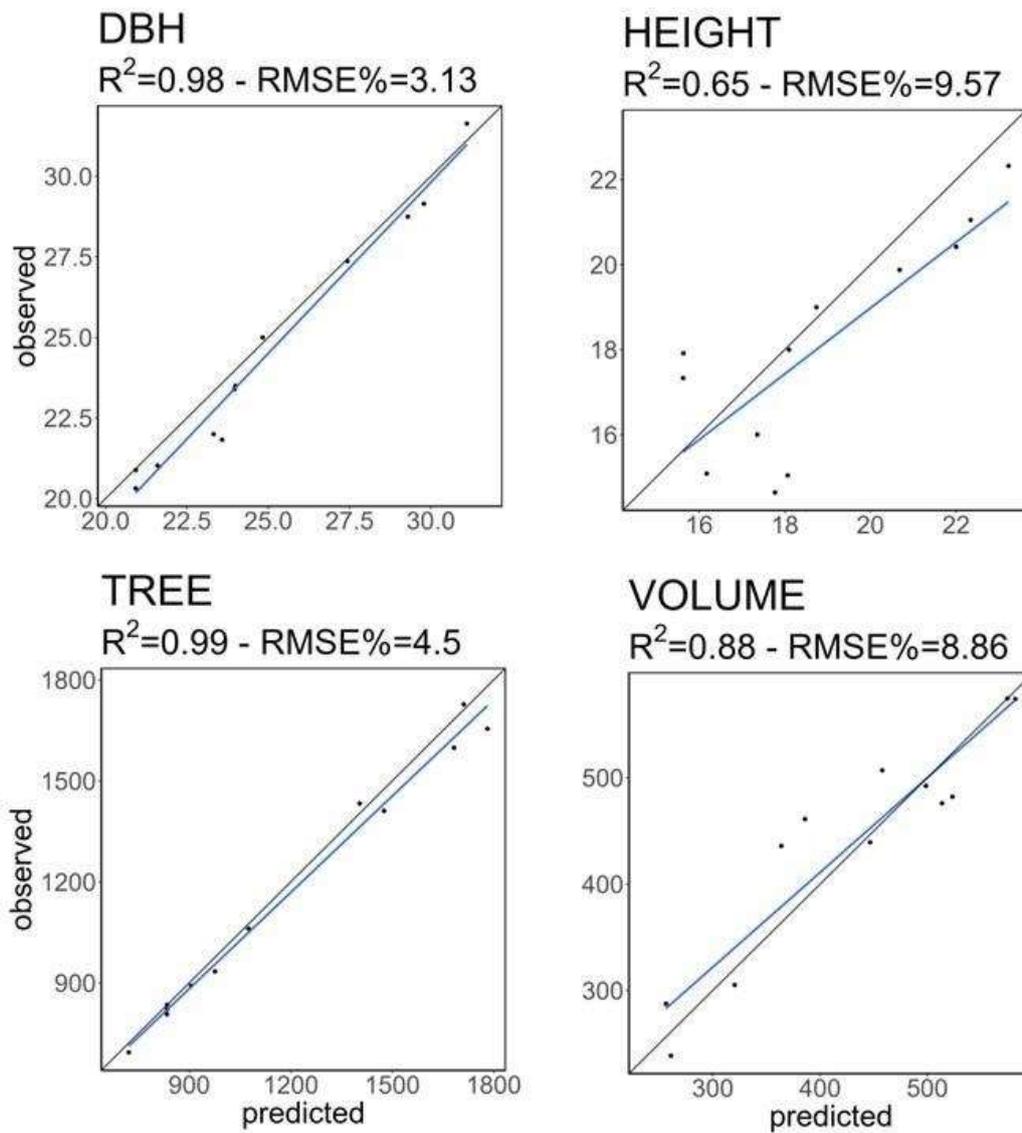


Figura 7.1. Pino nero e pino laricio. Valori predetti con il modello 3D-CMCC-FEM contro valori osservati per le variabili validate (DBH = diametro medio, Height = altezza media, Tree = numero di alberi; Volume = volume legnoso).

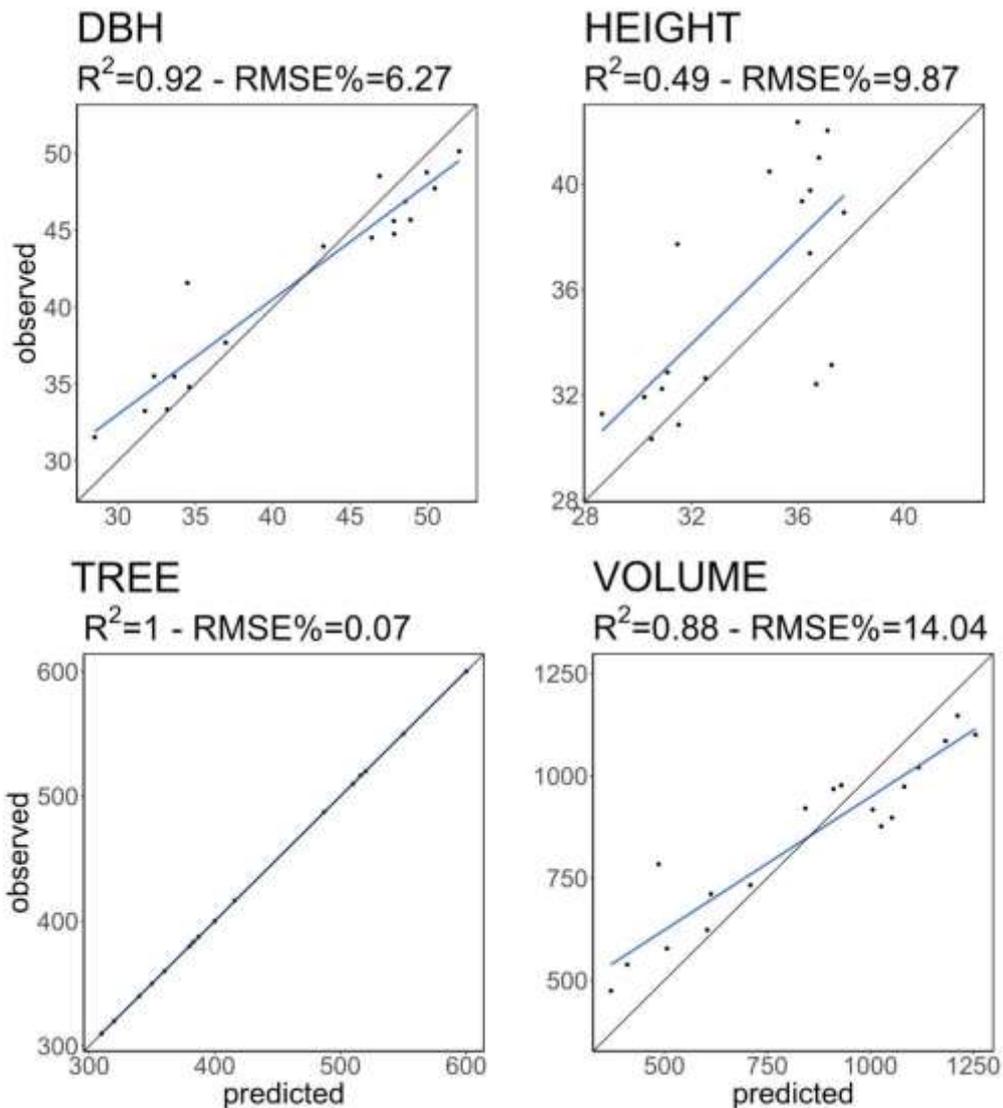


Figura 7.2. Douglasia. Valori predetti con il modello 3D-CMCC-FEM contro valori osservati per le variabili validate (DBH = diametro medio, Height = altezza media, Tree = numero di piante; Volume = volume legnoso).

## 7.2 Moduli colturali

Per la durata del periodo di simulazione (2016-2100) sono stati applicati 20 diversi regimi di intervento selvicolturale, consistenti in diradamenti di tipo basso in cui sono stati fatti variare l'intensità di prelievo e l'intervallo di ripetizione degli interventi. Sono state testate le combinazioni di intervallo di ripetizione tra 10 e 25 anni, con passo di 5 anni, e di intensità di prelievo tra il 15% e il 35% dell'area basimetrica, con intervallo del 5%. Poiché l'intento era di valutare l'effetto degli interventi di diradamento sulla stima delle utilità ecosistemiche, la durata del turno è stata fissata in modo tale da non essere compresa nel periodo di simulazione.

### 7.3 Densità di coltivazione

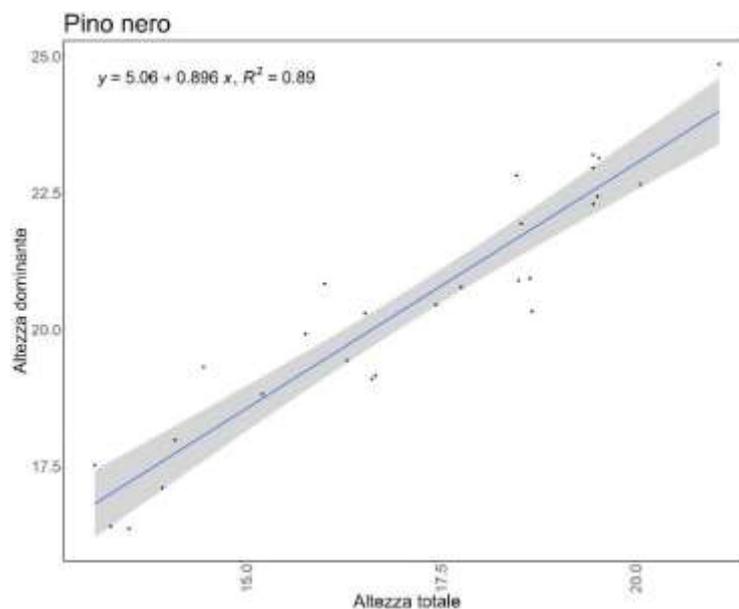
Il parametro  $B/B_{max}$  è stato usato come riferimento per l'individuazione della densità di coltivazione delle pinete di pino nero e pino laricio e delle piantagioni di douglasia al fine di ottimizzarne la produttività in termini di massa legnosa. A questo scopo gli output del modello 3D-CMCC-FEM sono stati utilizzati per individuare i regimi di diradamento che, in funzione dell'intensità di prelievo e in relazione all'intervallo di ripetizione degli interventi, mantengono il parametro  $B/B_{max}$  entro i valori ottimali (vedi Capitolo 6) per il maggior numero di anni nel periodo di tempo considerato per la modellizzazione (2016-2100).

Poiché il modello 3D-CMCC-FEM non restituisce l'altezza dominante ( $H_{dom}$ , in metri), questa è stata predetta in funzione dell'altezza media del popolamento attraverso le relazioni ricavate dai dati rilevati a terra nelle parcelle sperimentali del Monte Amiata, Rincine e Varco San Mauro per il pino nero e pino laricio e di Vallombrosa per la douglasia (Figura 7.3):

pino nero e laricio,  $H_{dom} = 5,06 + 0,896 H_t$

douglasia,  $H_{dom} = -1,01 + 1,36 H_t$

dove  $H_t$  è l'altezza media (in metri).



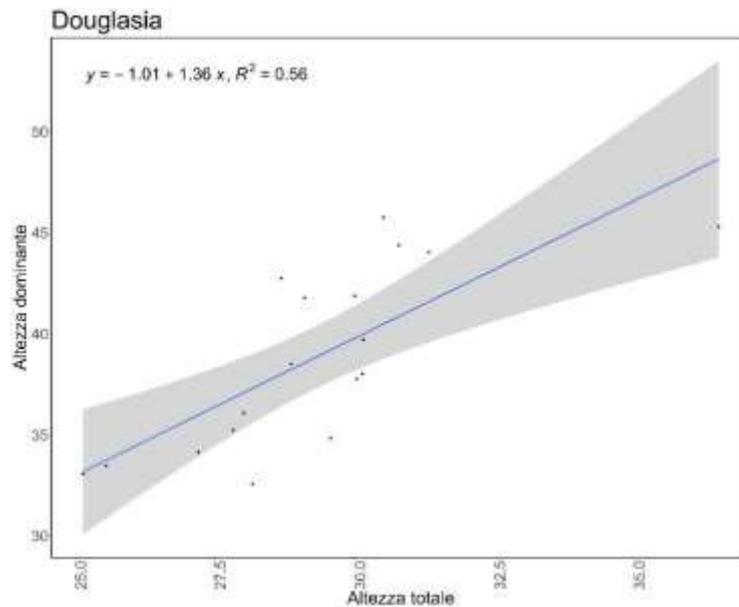


Figura 7.3. Relazione lineare tra  $H_t$  e  $H_{dom}$  ricavata dalle parcelle sperimentali di pino nero e laricio e di douglasia.

Inoltre, per determinare il numero medio di anni che dovrebbero intercorrere tra un diradamento di tipo basso e il successivo, applicando i valori scaturiti dalla parametrizzazione della densità di coltivazione descritta al Capitolo 6, si è proceduto come segue: a) è stata simulata la crescita di  $B$  fino a un valore pari a  $k*B_{max}$  (dove  $k$  uguale a 0,765 per pino nero, 0,831 per pino laricio, 0,844 per douglasia); b) quando  $B=k*B_{max}$ , è stato simulato il diradamento di tipo basso applicando l'intensità di prelievo indicata dalle soglie [3]-[5] di cui al Capitolo 6; c) dopo il diradamento si è ripresa la simulazione della crescita di  $B$  fino a un valore pari a  $k*B_{max}$ ; d) si è proceduto come indicato ai punti b) e c) fino al termine del periodo di simulazione.

#### 7.4 Analisi economica delle utilità ecosistemiche

La valutazione dell'efficienza economico-finanziaria degli interventi di diradamento modellizzati è stata operata mediante metodologie speditive in grado di calcolare il valore monetario per ogni anno del periodo esaminato (2016-2100).

L'analisi è focalizzata sia su utilità ecosistemiche di natura prettamente finanziaria (produzione legnosa), sia su esternalità positive dei boschi di conifere riferibili alle funzioni estetico-ricreative, di protezione dall'erosione e di stoccaggio del carbonio (valutazione economica). Sono state scelte queste utilità ecosistemiche al fine di ottenere una disamina più ampia possibile tra le categorie di servizi identificate dal *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) tra quelle di approvvigionamento, regolazione, culturale e di supporto alla vita. La necessità di implementare una metodologia speditiva che permetta il calcolo del valore economico tramite variabili *proxy* disponibili

e sostenute da un'ampia letteratura scientifica ha condotto alla selezione di un "servizio" di approvvigionamento (produzione legnosa), di un "servizio" culturale (valore estetico-ricreativo) e di due "servizi" di regolazione (protezione dall'erosione e stoccaggio del carbonio), escludendo in questa applicazione le utilità di supporto in quanto troppo complesse per poter essere quantificate in modo speditivo dal punto di vista monetario.

Con l'obiettivo di evidenziare l'importanza degli interventi di diradamento per il mantenimento della funzionalità dei soprassuoli considerati è stata inoltre introdotta una valutazione del danno economico evitato rispetto a una situazione di "non intervento" in base al concetto di aumento della stabilità dei soprassuoli garantito da questo tipo di interventi.

#### 7.4.1 Produzione legnosa

Il valore finanziario della produzione legnosa è quantificato attraverso il calcolo del valore di macchiatico ( $VM$ ) degli interventi di utilizzazione all'anno  $n$ . Il  $VM$  è un tipico valore di trasformazione che viene definito, dai classici approcci economico-estimativi forestali, come il valore degli alberi in piedi, ovvero la differenza tra la parte attiva (ricavi,  $I$ ) e quella passiva (costi,  $S$ ) del processo di trasformazione:

$$VM_n = I_n - S_n$$

Il calcolo della parte attiva è sviluppato secondo la formula:

$$I_n = H\_Vol_n \cdot p$$

dove  $H\_Vol_n$  è il volume vendibile utilizzato all'anno  $n$  ( $m^3 ha^{-1}$ ) e  $p$  è il prezzo medio di vendita degli assortimenti legnosi ( $€/m^3$ ).

Il prezzo di vendita ( $p$ ) deriva da indagini di mercato, bibliografiche e da consultazione di riviste specializzate per le aree di studio. La definizione degli assortimenti ritraibili e del prezzo – così come la scelta delle singole tipologie di operazione del processo di utilizzazione con relative produttività e costi degli operai e dei macchinari – è basata, secondo la prassi della materia, sui concetti di: i) ordinarità ovvero, in sintesi, dipende dalle modalità operative e gestionali delle diverse fasi della vendita e dell'organizzazione del cantiere forestale più diffuse (*normali*) per il luogo e il tempo di riferimento e ii) permanenza delle condizioni, essendo difficoltosa la definizione, tramite proiezione futura della variazione dei coefficienti e delle variabili suddette. In funzione di questo approccio,

anche il prezzo di vendita risulta parametrizzato in base al diametro degli assortimenti (venduti all'imposto).

Il calcolo dei costi (€ ha<sup>-1</sup>) ha previsto un'analisi dei prezzi regionali per le operazioni di riferimento. Nello specifico, sono stati utilizzati i database relativi alle operazioni di diradamento in fustaie di conifere, comprensive di taglio, allestimento, esbosco e sistemazione della ramaglia (voci di spesa aggiornate all'anno 2024; operazioni non inclusive degli utili d'impresa; fonte dei dati per la Toscana: <https://prezzariollpp.regione.toscana.it/2024>; fonte dei dati per la Calabria: <https://www.calabriapsr.it/misure/1514-prezzari>).

Le ulteriori voci di costo integrate dal modello sono rappresentate dalle spese generali, cioè le spese di direzione, le spese amministrative e gli interessi sul capitale anticipato (Bernetti e Romano, 2007). Le spese di direzione possono essere calcolate sulla base del tempo necessario al direttore del cantiere per sovrintendere alle operazioni legate al processo produttivo. Spesso tale operazione viene effettuata dall'imprenditore o da uno degli operai; più raramente viene incaricata una figura professionale *ad hoc*. L'ipotesi alla base della quantificazione è che l'attività direttiva incida in proporzione alla complessità del lavoro. Il calcolo può essere quindi effettuato imputando in modo speditivo una percentuale variabile tra il 5% e il 10% ai costi di taglio, allestimento, esbosco ed eventuale trasporto.

Le spese amministrative (bolli, domande di consegna, misurazione, collaudo, ecc.) possono essere anch'esse quantificate in via sintetica attraverso un'imputazione di una percentuale tra il 2% e il 12% sui ricavi derivanti dalla vendita degli assortimenti legnosi (Bernetti e Romano, 2007).

Infine, i costi relativi agli interessi sul capitale anticipato si originano dal fatto che l'imprenditore prima sostiene le spese per effettuare le utilizzazioni e successivamente ottiene i ricavi. Esse dipendono da: i) tempo che intercorre fra l'anticipazione e la vendita del legname, ii) entità del capitale anticipato e iii) tasso di interesse (Marone e Sacchelli, 2016).

La valutazione finanziaria degli interventi di diradamento può essere sviluppata analizzando l'intero ciclo produttivo dei boschi in esame, ovvero quantificando il valor capitale del bene fondiario esprimibile come valore del suolo nudo forestale, altresì conosciuto come valore della  $F$  di Faustmann (Faustmann, 1849). Tuttavia, la capitalizzazione dei redditi implica la nozione di permanenza delle condizioni, sia dal punto di vista dei parametri finanziari, che da quello delle modalità operative e gestionali delle foreste. Tale ipotesi è notoriamente restrittiva e, seppur utile ai fini economico-estimativi, presenta limitazioni legate alle condizioni di incertezza future.

Per ovviare a tale problematica, nel presente lavoro è stato scelto di limitare l'analisi economica e finanziaria al periodo di riferimento 2016-2100 attraverso l'attualizzazione del flusso di cassa delle

serie di pagamenti verificabili negli 84 anni (periodo  $x$ ). Il Valore Attuale del macchiatico ( $VA_{VM}$ ) è dunque calcolato con la formula:

$$VA_{VM} = \sum_{n=1}^x \frac{VM_n}{q^n}$$

dove  $q=1+r$ , con  $r$  uguale al tasso di interesse.

Il tasso di interesse applicato per lo sconto all'attualità del valore monetario delle utilità ecosistemiche è pari al 2,5%; per un approfondimento sulla scelta del tasso in ambito delle analisi di investimento finanziario ed economico si vedano, ad esempio, Merlo (1992) e Sartori *et al.* (2014).

#### 7.4.2 Valore estetico

L'analisi del valore estetico dei soprassuoli di conifere è da identificarsi nella categoria delle utilità ecosistemiche culturali: il valore estetico è strettamente legato alla capacità di un'area di soddisfare le esigenze ricreative della popolazione. L'approccio metodologico per il calcolo del valore monetario di questa funzione deve dunque basarsi su tecniche di estimo ambientale per valori di utilità sociale (non di mercato) (Pearce *et al.*, 2003).

A seguito di una sintesi dell'ampia letteratura di riferimento, il calcolo speditivo del valore estetico è incentrato sul lavoro di Ribe (2009), in cui vengono analizzate varie tipologie di soprassuolo di conifere (maturo, invecchiato e soggetto a tagli di utilizzazione) al fine di stabilire la valenza scenica (percezione estetica *on-site*) attribuita da un campione di intervistati attraverso il *Ratio Scenic Beauty Estimate* (RSBE). Il RSBE è calcolato in funzione dell'area basimetrica, della densità di piante ad ettaro e di utilizzazione (distribuzione delle piante e rilascio di legno a terra). Attraverso regressioni statistiche l'Autore ha quantificato la relazione tra RSBE e i suddetti parametri. Nel presente lavoro, il modello adottato per il calcolo del RSBE prevede l'impiego dell'area basimetrica ( $B$ ) ad ettaro ( $m^2 ha^{-1}$ ), con il seguente modello polinomiale, risultato statisticamente più significativo rispetto agli altri modelli analizzati:

$$RSBE_n = -108,3 + 4,1 \cdot B_n - 0,02 \cdot B_n^2 - 0,00004 \cdot B_n^3$$

dove  $RSBE_n$  indica il valore di RSBE nell'anno  $n$ .

I valori di RSBE osservati in Ribe (2009) variano approssimativamente nel range  $+150 \div -150$ . Questo valore adimensionale deve quindi essere gestito per pervenire al valore economico della funzione estetica.

A tal fine risulta utile l'applicazione dell'approccio del *Benefit Transfer* (BT) (Desvouges *et al.*, 1998) in grado di trasferire in modo speditivo i risultati derivanti da altri casi di studio alle aree di interesse. Il valore estetico espresso in termini monetari deriva da una meta-analisi relativa alla valutazione economica dell'aspetto estetico/ricreativo in boschi di conifere, misti e di latifoglie per il contesto alpino (Grilli *et al.*, 2014). La meta-analisi, incentrata sulla ricerca di articoli in cui venivano utilizzati la Valutazione Contingente, gli Esperimenti a Scelta Discreta e il Metodo del Costo del Viaggio, ha evidenziato una Disponibilità a Pagare (DAP) di 7,79 €/visita anno<sup>-1</sup> per boschi di conifere, trasferita secondo l'approccio del BT ai casi oggetto di indagine.

Il valore di DAP ottenuto può dunque essere ritenuto (cautelativamente) espressivo della disponibilità a pagare per boschi con valore estetico ottimale (RSBE = +150). Con questa ipotesi risulta possibile quantificare il valore di DAP annua pesando la DAP potenziale sul valore di RSBE normalizzato nel range 0-1 ( $norm_{RSBE}$ ) con l'obiettivo di calibrare il valore economico su parametri dendrometrici. La normalizzazione è avvenuta attraverso la tecnica dell'analisi multicriteriale e, precisamente, della Distanza dal punto Ideale (DIP) (o *Compromise Programming*) (Romero e Rehman, 2003):

$$norm_{RSBE,n} = 1 - \left( \frac{ideal_{RSBE} - RSBE_n}{ideal_{RSBE} - antiideal_{RSBE}} \right)$$

dove  $ideal_{RSBE}$  e  $antiideal_{RSBE}$  rappresentano, rispettivamente, i valori ideale (+150) e non-ideale (-150) di RSBE come da Ribe (2009).

Il valore estetico ( $VE_n$ ) (€ ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>) del soprassuolo è calcolato come:

$$VE_n = 7,79 \cdot norm_{RSBE} \cdot n_{visit}$$

dove  $n_{visit}$  è il numero annuo di visite stimate per l'area in esame. Considerata la difficoltà nel pervenire a un dato oggettivo di visitatori per ettaro e per anno nei diversi casi di studio, il valore di  $n_{visit}$  è stato settato arbitrariamente pari a 150 per ogni area esaminata.

Infine, il valore attuale della funzione estetica ( $VA_{VE}$ ) è quantificato come da formula seguente:

$$VA_{VE} = \sum_{n=1}^x \frac{VE_n}{q^n}$$

### 7.4.3 Protezione dall'erosione

Il modello si basa sulla quantificazione dell'erosione di suolo evitata grazie all'azione frenante della copertura forestale nei confronti dell'effetto delle precipitazioni atmosferiche. Il valore economico dell'erosione evitata è poi derivato dalla correlazione con il prezzo di rimozione del sedimento da potenziali bacini posti a valle dell'area forestale (Sacchelli *et al.*, 2021).

La prima fase per la quantificazione della diminuzione dell'erosione superficiale risulta l'implementazione della versione modificata della *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE2015) (Panagos *et al.*, 2015a). La formula RUSLE2015 stima la perdita di suolo ( $E$ , espressa in  $t\ ha^{-1}\ anno^{-1}$ ), applicando cinque fattori di ingresso: erosività delle precipitazioni ( $R$ ), erodibilità del suolo ( $K$ ), gestione della copertura ( $C$ ), fattore di topografia ( $LS$ ) e pratiche di supporto ( $P$ ):

$$E = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Il fattore di erosività delle precipitazioni è influenzato dalla geografia dell'area. Il fattore di erodibilità del suolo rappresenta la perdita media di suolo espressa in tonnellate per ettaro e misura la suscettibilità delle particelle di terreno a essere trasportate in caso di pioggia e deflusso superficiale. Il fattore di gestione della copertura viene utilizzato per determinare l'efficienza delle chiome e dei fusti nel limitare l'impatto erosivo degli elementi meteorici. Il fattore topografico è una combinazione di lunghezza e pendenza del pendio e rappresenta la porzione di terreno persa in condizioni standard di dislivello. Il fattore delle pratiche di supporto è un coefficiente legato alla gestione del suolo. I geodati applicati nell'equazione sono disponibili gratuitamente nel repository dell'European Soil Data Center (ESDAC) (<https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/soil-threats-data>) (Panagos *et al.*, 2022).

Nel presente lavoro, i fattori  $R$ ,  $K$  e  $LS$  sono stati mantenuti costanti data la loro scarsa variazione di medio-lungo termine e la bassa influenza nel turno forestale, che è stato fissato ad una data posteriore al periodo di simulazione degli interventi. Gli stessi valori derivano da un'operazione di statistica zonale (valore medio) delle mappe ESDAC riferite alle aree di studio. Il fattore  $P$  non è incluso a causa di frammentarie applicazioni in ambito boschivo (Panagos *et al.*, 2015a).

La valutazione dell'erosione evitata all'anno  $n$  si basa quindi, per ogni sito, sulla differenza tra il fattore  $C_n$  con bosco e il fattore  $C_0$  nell'ipotesi di assenza della copertura forestale ( $\theta_n=0$ ). Il valore di  $C$  è quantificato secondo la formula riportata in Panagos *et al.* (2015b):

$$C = C_{minLU} + (C_{maxLU} - C_{minLU}) \cdot (1 - \theta_n)$$

con  $C_{minLU}$  e  $C_{maxLU}$ , rispettivamente, valori minimo e massimo di  $C$  per i boschi (Panagos *et al.*, 2015b) e  $\theta_n$  frazione di copertura della chioma al suolo all'anno  $n$ .

L'erosione evitata all'anno  $n$  è quindi calcolata come:

$$E_n = R \cdot K \cdot LS \cdot (C_0 - C_n)$$

Il dato  $E_n$  è stato poi ricalibrato con l'applicazione del coefficiente di trasporto solido (*Sediment Delivery Ratio*, SDR) (De Rosa *et al.*, 2016) in grado di quantificare l'effettivo conferimento di detriti superficiali dal versante del bacino all'invaso artificiale:

$$SDR = 0,4724 - A^{-0,125}$$

con  $A$  corrispondente alla dimensione del bacino di captazione in  $\text{km}^2$ .

Il valore monetario della protezione dall'erosione ( $VP$ ) è quindi basato sul costo unitario ( $\alpha$ ) di rimozione dei sedimenti da bacini o invasi artificiali secondo quanto stabilito in Palmieri *et al.* (2014) (29,29 €/t):

$$VP_n = E_n \cdot SDR \cdot \alpha$$

Il valore attuale della funzione protettiva ( $VA_{VP}$ ) è, infine, calcolabile come:

$$VA_{VP} = \sum_{n=1}^x \frac{VP_n}{q^n}$$

#### 7.4.4 Stoccaggio del carbonio atmosferico

La stima del valore economico del carbonio sequestrato dai soprassuoli indagati è stata sviluppata con metodi indiretti – non distruttivi – a partire dalle equazioni allometriche e al *Biomass Expansion Factor* (BEF), che hanno portato al calcolo della biomassa epigea (*above ground biomass*, AGB, espressa in  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) (Vitullo *et al.*, 2007; Vangi *et al.*, 2023). Il carbonio totale si ottiene moltiplicando la biomassa per il suo contenuto di carbonio (0,47 grammi di C per grammo di sostanza secca) ( $\text{MgC ha}^{-1}$ ). Per ottenere la massa della  $\text{CO}_2$  stoccata si moltiplica la massa del carbonio per il coefficiente  $\beta$  di 3,67.

La quantificazione del prezzo di scambio del carbonio ( $\gamma$ ) è basata sul valore dell'*Emission Trading System* (ETS) dell'UE. Il valore di un credito di carbonio sul mercato ETS ha subito negli ultimi quattro anni un aumento esponenziale arrivando a superare 100 euro a tonnellata di CO<sub>2eq</sub> nel 2023 (Figura 7.4). Il prezzo in questa analisi è pari a 70 €/t CO<sub>2eq</sub>.

Non sono stati inseriti i valori di scambio ottenibili su altri mercati, *in primis* i Mercati Volontari del Carbonio (MVC): a titolo di esempio, in Italia nel 2021 il prezzo medio dei crediti di carbonio forestali su MVC è stato di 21 euro a tonnellata di CO<sub>2eq</sub> (www.useful.it).

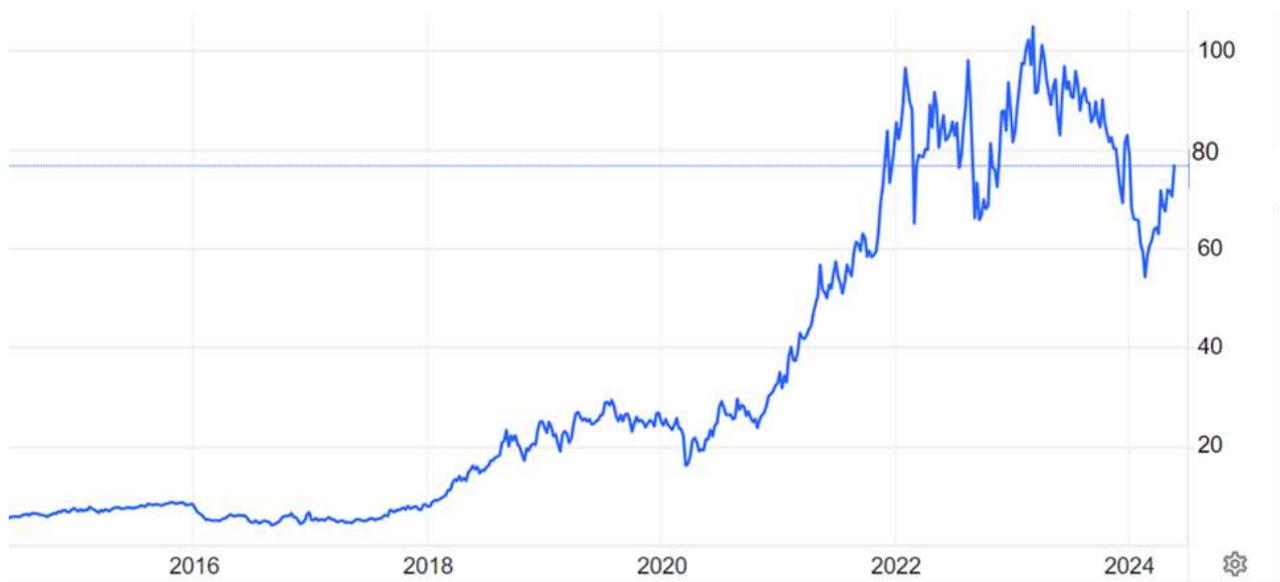


Figura 7.4. Andamento del prezzo di scambio del carbonio (ETS) (€/t CO<sub>2eq</sub>). Fonte: <https://tradingeconomics.com/commodity/carbon>. Ultimo accesso: 23/5/2024.

In definitiva il valore monetario della funzione di stoccaggio del carbonio (VC) è dato da (Sacchelli, 2018):

$$VC_n = \Delta AGB_n \cdot \beta \cdot \gamma$$

dove  $\Delta AGB$  rappresenta la variazione di  $AGB$  dall'anno  $n-1$  all'anno  $n$ ; l'equazione del  $VC_n$  ipotizza (in via cautelativa) che per l'anno di utilizzazione del soprassuolo il carbonio contenuto nella biomassa asportata venga detratto dalla quantificazione, non conoscendo la destinazione d'uso degli assortimenti legnosi ottenuti.

#### 7.4.5 Valore Economico Totale

Il valore attuale della funzione ( $VA_{VC}$ ) è quindi ottenuto attualizzando il flusso di cassa nel periodo di riferimento:

$$VA_{VC} = \sum_{n=1}^x \frac{VC_n}{q^n}$$

Il Valore Economico Totale attualizzato ( $VA_{VET}$ ) è derivato dalla sommatoria del valore attualizzato delle quattro utilità ecosistemiche esaminate:

$$VA_{VET} = VA_{VM} + VA_{VE} + VA_{VP} + VA_{VC}$$

#### 7.4.6 Analisi dei mancati danni

Risulta di interesse affiancare al calcolo degli effetti diretti dei diradamenti sul valore economico delle utilità ecosistemiche considerate anche la quantificazione monetaria dei possibili effetti indiretti (mancati danni) derivanti dalla degradazione strutturale dei soprassuoli nel caso di assenza di diradamento. Il mancato danno può infatti essere valutato attraverso la differenza tra la probabilità di effetti avversi senza diradamento e la stessa probabilità con diradamento.

Uno dei parametri di maggior importanza per il mantenimento della stabilità strutturale dei popolamenti di conifere è il rapporto ipsodiametrico (vedi Capitolo 5). Seguendo l'approccio di Mickovski *et al.* (2005) e focalizzando l'attenzione sui danni da vento è possibile evidenziare un trend di rischio correlato al rapporto ipsodiametrico. In particolare, gli Autori riportano cinque classi di rischio in funzione di valori del rapporto ipsodiametrico, variabili tra <70 e >90. Partendo da questa categorizzazione, il primo passo per calcolare i mancati danni è stata la quantificazione del valore medio del rapporto ipsodiametrico per ogni scenario; successivamente, con l'obiettivo di identificare un coefficiente di stabilità dei popolamenti ( $\delta$ ), il rapporto ipsodiametrico è stato normalizzato nel range 0-1 con la tecnica della *compromise programming* (Romero e Rehman, 2003). Il valore ideale è stato fissato pari a 50, mentre il valore anti-ideale risulta pari, per ogni parcella sperimentale, al rapporto ipsodiametrico medio dello scenario relativo all'assenza di diradamento. Infine, il danno evitato risulta dalla combinazione (probabilità congiunta), per ogni parcella e scenario, tra il valore economico totale, la probabilità di incremento di stabilità legata ai diradamenti e la probabilità di venti estremi ( $\lambda$ ). Quest'ultimo coefficiente è derivato dalla probabilità annua di venti potenzialmente oggetto di danno ai soprassuoli, rapportata al periodo di riferimento espresso in anni ( $\mu$ ); il valore è

stato estratto a livello cartografico per ciascuna parcella con operazioni di statistica zonale partendo dai geodati della ricerca di Sacchelli *et al.* (2018).

Il mancato danno atteso ( $E(MD)$ ) nel caso di diradamenti è dunque quantificato come:

$$E(MD) = VA_{VET} \cdot \lambda \cdot \mu \cdot (\delta_{no_{dir}} - \delta_{dir})$$

dove  $\delta_{no_{dir}}$  e  $\delta_{dir}$  sono, rispettivamente, il coefficiente di stabilità dei popolamenti (rapporto ipsodiametrico normalizzato) per lo scenario *j-esimo* senza e con diradamento.



Foto 7.1. Piantagione di douglasia nell'Appennino settentrionale.

## 8 EFFETTO DEL REGIME DI DIRADAMENTO SULLA STRUTTURA DEI SOPRASSUOLI

### 8.1 Rimboschimenti di pino nero e pino laricio

Di seguito sono riportati i risultati per le 34 parcelle sperimentali di pino nero e pino laricio nelle aree di studio del Monte Amiata (27 parcelle), Varco San Mauro (4 parcelle) e Rincine (3 parcelle).

In Figura 8.1 è rappresentato, per ciascuna area di studio, l'andamento del rapporto  $B/B_{max}$  nel periodo di simulazione (84 anni) per ogni combinazione di intervallo di ripetizione e intensità di intervento.

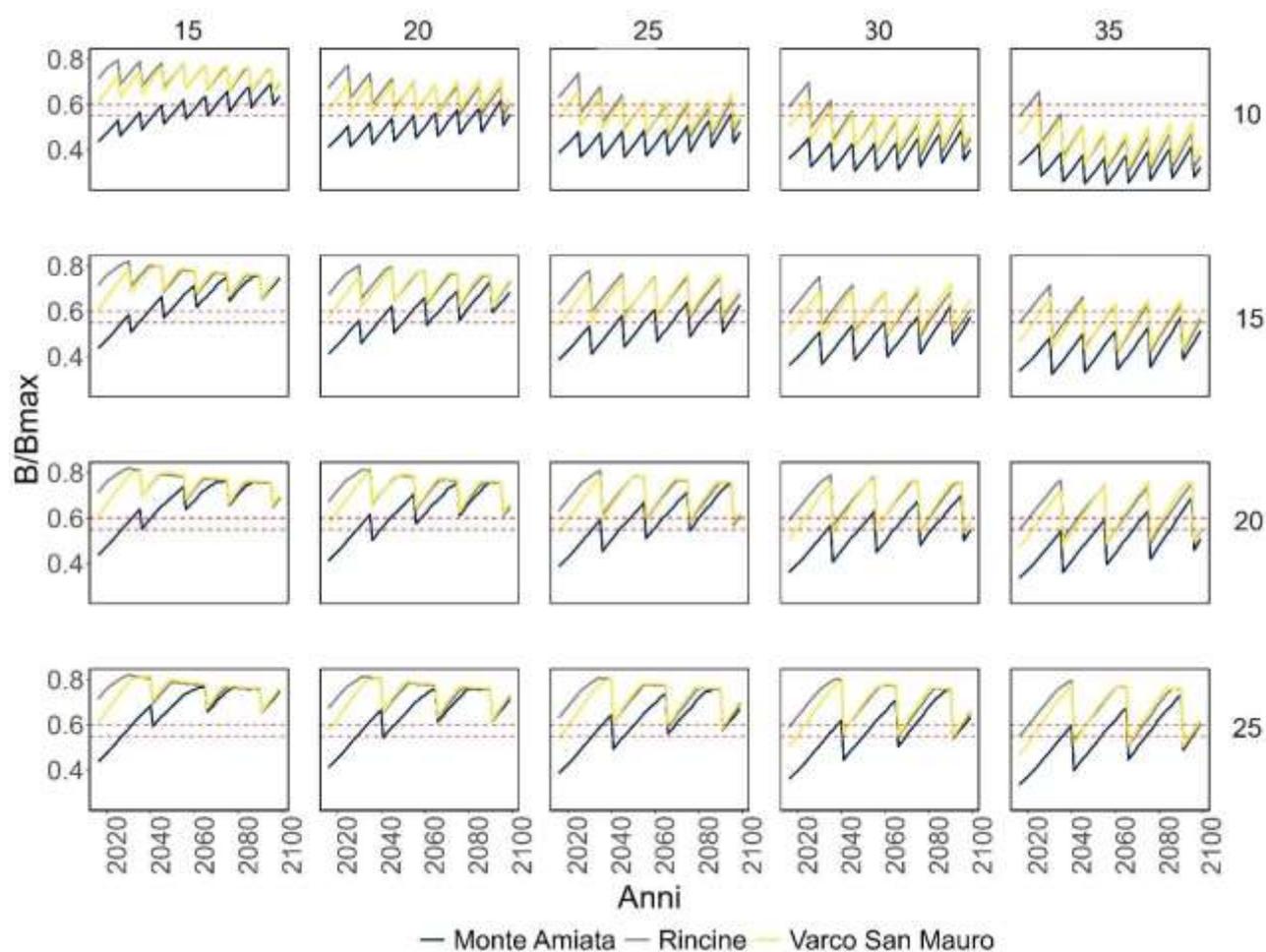


Figura 8.1. Pino nero e pino laricio. Andamento del rapporto  $B/B_{max}$  per ogni intervento e area di studio. Nelle colonne è riportata l'intensità di prelievo (in % di area basimetrica) e nelle righe l'intervallo di ripetizione degli interventi (in anni).

Per determinare quale regime di diradamento ottimizza la produttività è stato calcolato il numero di anni in cui il rapporto  $B/B_{max}$  rientra nel campo di variazione dei valori ottimali per la specie (Figura 8.2).

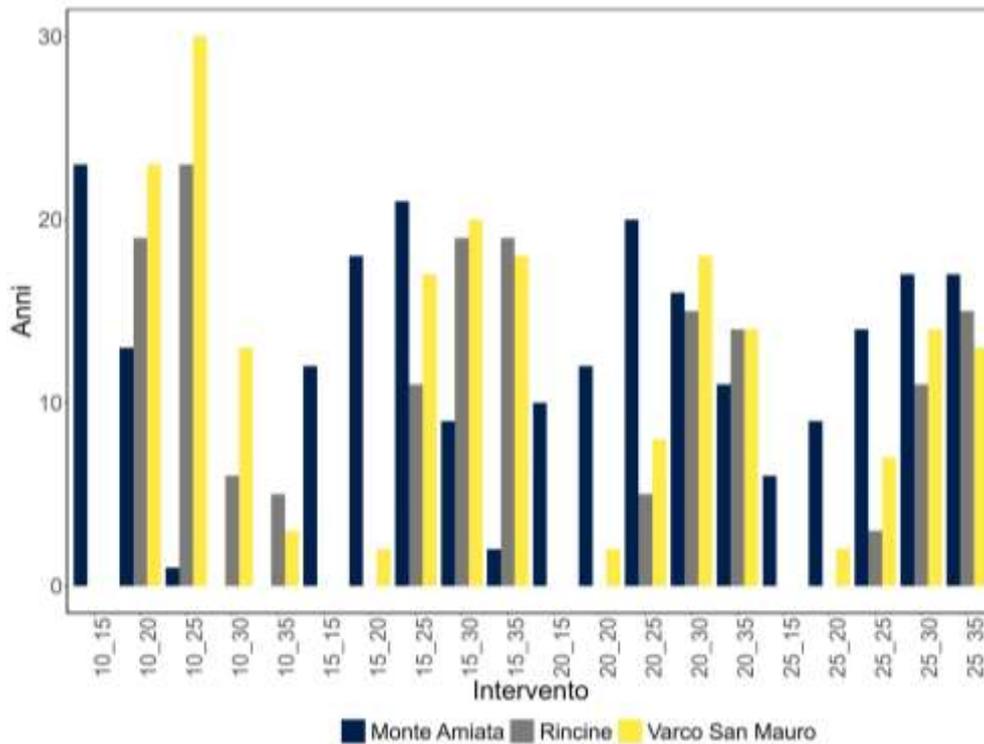
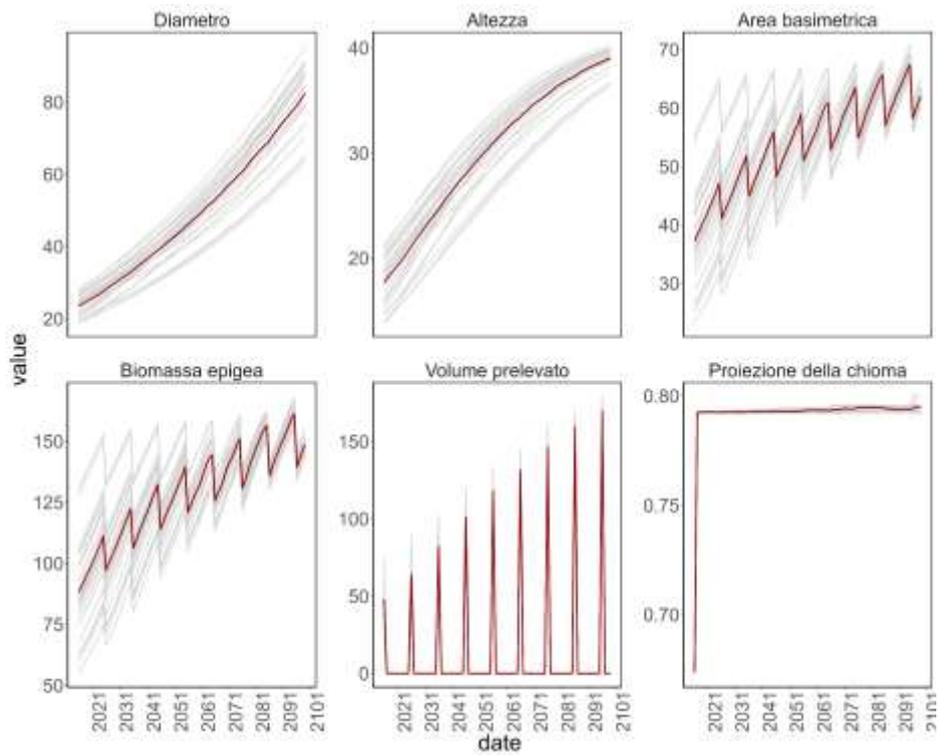


Figura 8.2. Pino nero e pino laricio. Numero di anni in cui il rapporto  $B/B_{max}$  rientra nel campo di variazione ottimale per ogni intervento (intervallo di ripetizione e intensità di prelievo) e per ciascuna area di studio.

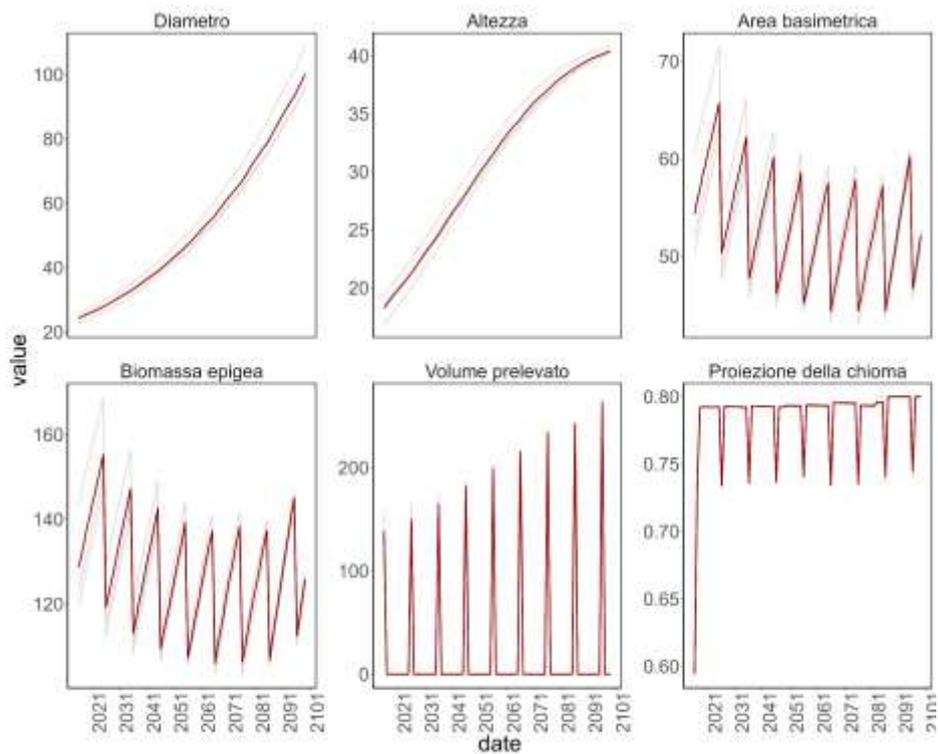
Gli interventi più efficaci nell'ottimizzare il rapporto  $B/B_{max}$  prevedono un intervallo di ripetizione di 10 anni per ogni area di studio (Figura 8.2), con intensità variabili a seconda della località tra il 15% (Monte Amiata, 23 anni con rapporto  $B/B_{max}$  nel campo di variazione ottimale) e il 25% (Rincine e Varco San Mauro, rispettivamente 23 e 30 anni con rapporto  $B/B_{max}$  nel campo di variazione ottimale). In generale, al diminuire dell'intervallo di ripetizione degli interventi diminuiscono gli anni in cui il rapporto rientra nel campo di variazione ottimale. Le intensità di diradamento che permettono il maggior numero di anni con rapporto  $B/B_{max}$  ottimale sono comprese tra il 20 e il 25%, con la tendenza ad aumentare al diminuire dell'intervallo di ripetizione degli interventi.

In Figura 8.3 è riportato l'andamento delle variabili dendrometriche nel periodo di simulazione per l'intervento risultato ottimale in termini di rapporto  $B/B_{max}$ : intervallo di ripetizione di 10 anni e intensità di prelievo dell'area basimetrica del 15% (Monte Amiata) e del 25% (Varco San Mauro e Rincine). Nel Monte Amiata l'accrescimento in area basimetrica è sostenuto (al netto delle utilizzazioni), senza apparentemente raggiungere un *plateau*, mentre a Varco San Mauro resta stabile con un lieve trend in crescita. Viceversa, a Rincine l'area basimetrica mostra un trend negativo per la prima metà del secolo con una tendenza a stabilizzarsi verso la fine della simulazione. La ripresa

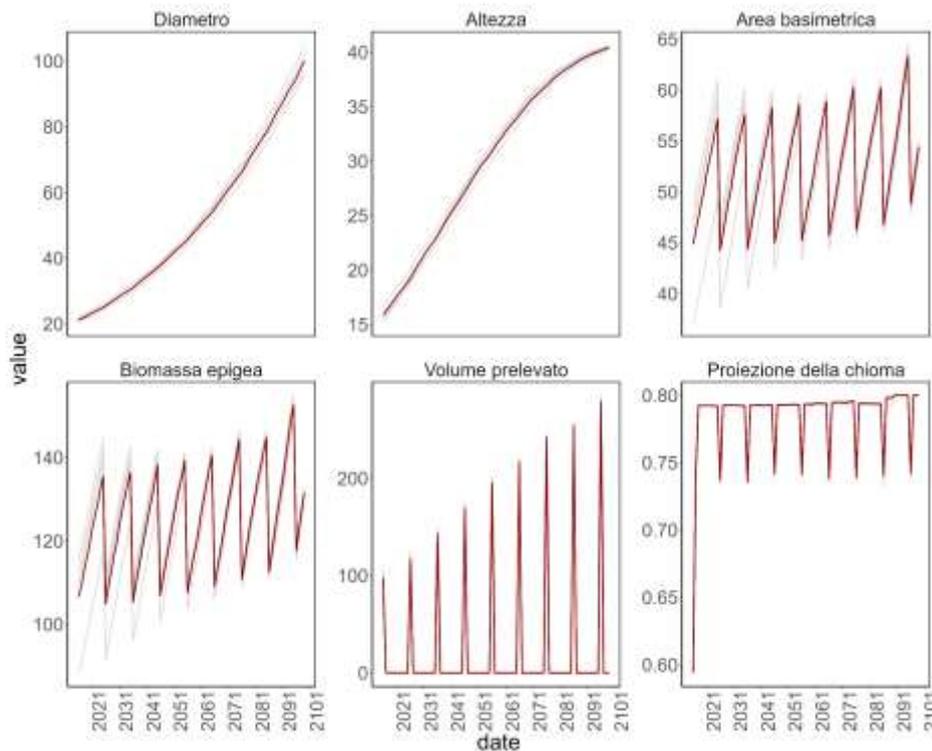
crece all'aumentare dell'età del soprassuolo e quindi con la provvigione legnosa, che in pinete di 50-60 anni può raggiungere valori intorno a 650-700 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.



(Pino nero - Monte Amiata)



(Pino nero - Rincine)



(Pino laricio - Varco San Mauro)

Figura 8.3. Pino nero e pino laricio. Andamento delle variabili dendrometriche nel periodo di simulazione con intervallo di ripetizione di 10 anni e intensità di prelievo del 15% (Monte Amiata) e del 25% (Rincine e Varco San Mauro) di area basimetrica: diametro medio (cm), altezza media (m), area basimetrica ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), biomassa epigea ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ), volume prelevato ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ), copertura della chioma. Le linee grigie rappresentano i risultati delle singole parcelle sperimentali mentre la linea rossa rappresenta il valore medio.

L'analisi volta a determinare il valore medio dell'intervallo di anni che dovrebbe intercorrere tra un diradamento e il successivo, applicando l'intensità di prelievo risultata ottimale per il diradamento di tipo basso nelle pinete di pino nero e pino laricio (25% di area basimetrica), ha prodotto come risultato la realizzazione di due diradamenti nel periodo temporale considerato: il primo diradamento dopo 34 anni (nell'anno 2049) dall'inizio della simulazione, con un prelievo medio di  $198 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ , e il secondo diradamento dopo 23 anni (nell'anno 2072) dal primo intervento, con un prelievo medio di  $239 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ .

## 8.2 Piantagioni di douglasia

Di seguito sono riportati i risultati per le 18 parcelle sperimentali di douglasia in località Vallombrosa. Nella Figura 8.4 è riportato l'andamento del rapporto  $B/B_{max}$  nel periodo di simulazione (84 anni) per ogni combinazione di intervallo di ripetizione e intensità di intervento. Nella Figura 8.5 è riportato il

numero di anni di simulazione in cui tale rapporto rientra nel campo di variazione ottimale per la douglasia.

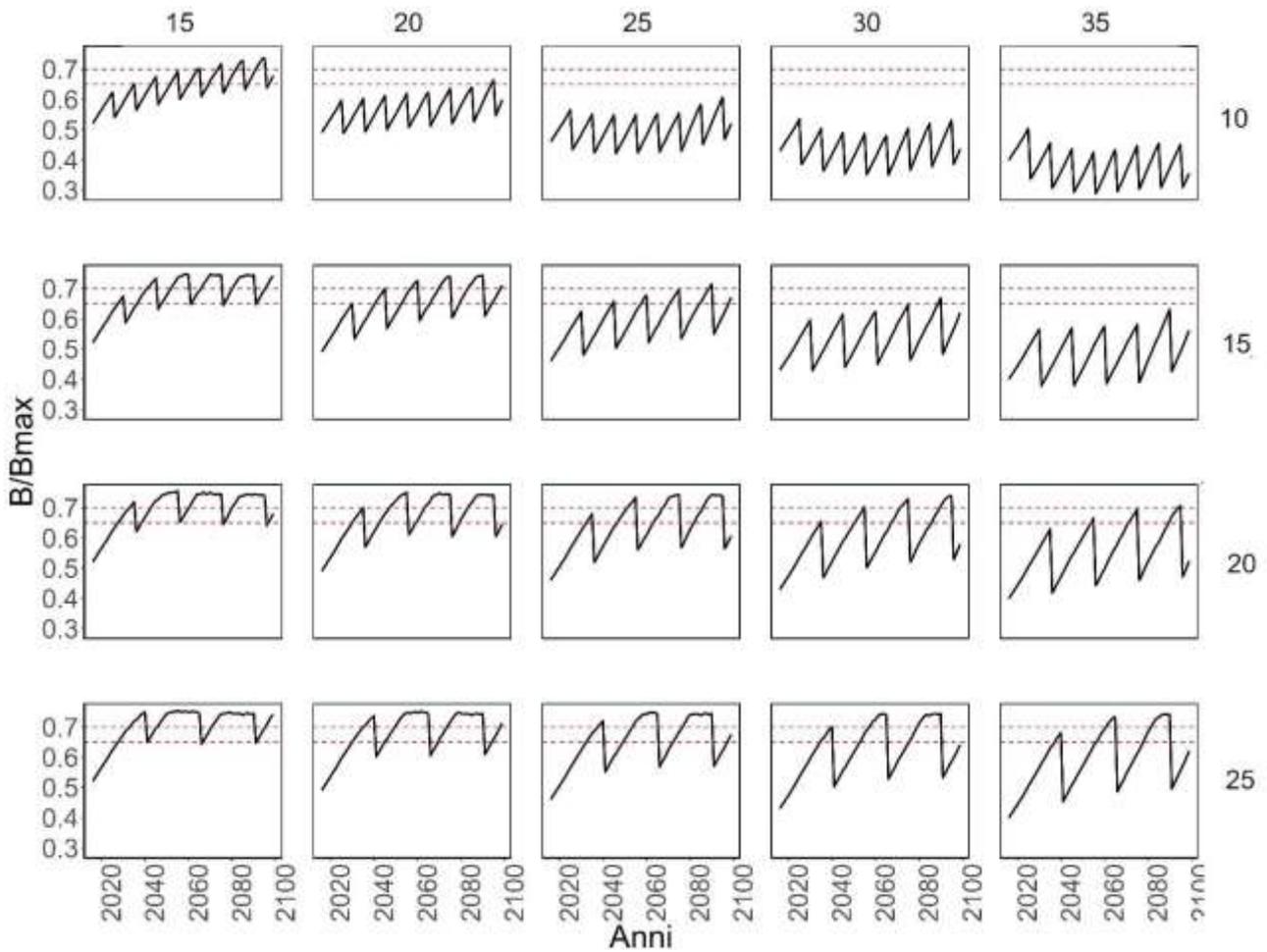
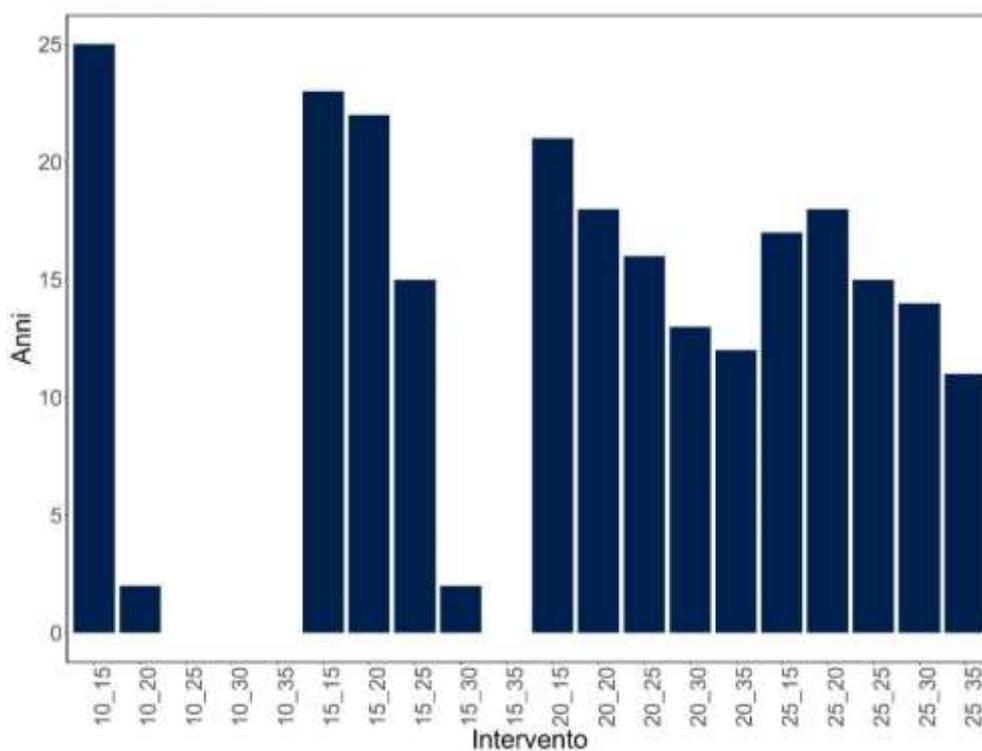


Figura 8.4. Douglasia, Vallombrosa. Andamento del rapporto  $B/B_{max}$  per ogni intervento. Nelle colonne è riportata l'intensità di prelievo (in % di area basimetrica) e nelle righe l'intervallo di ripetizione degli interventi (in anni).

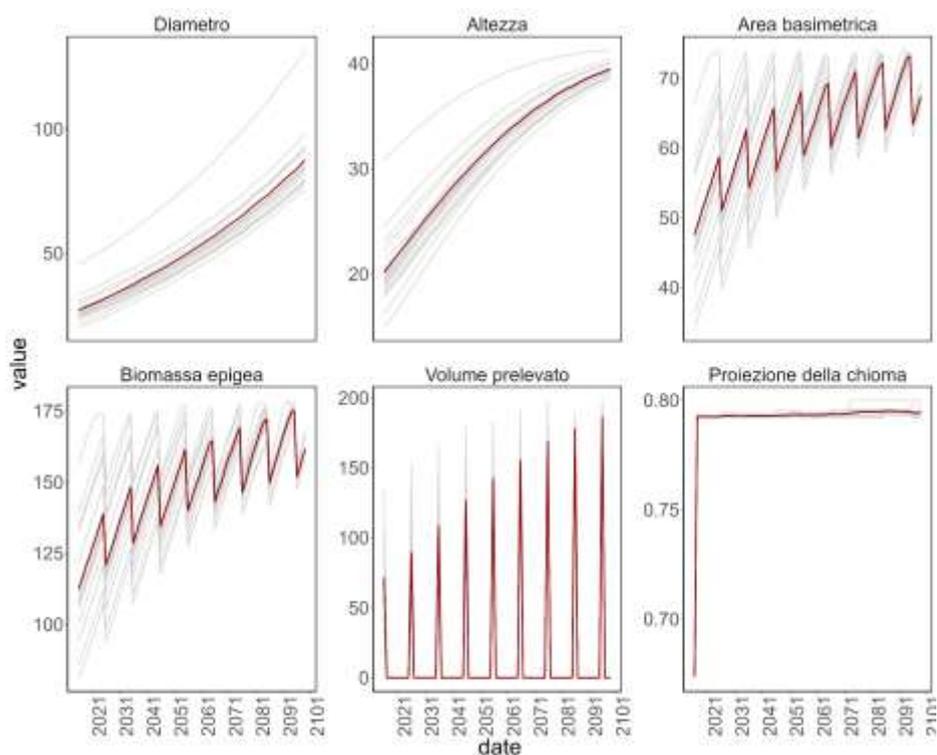


(Douglasia – Vallombrosa)

Figura 8.5. Douglasia, Vallombrosa. Numero di anni in cui il rapporto  $B/B_{max}$  rientra nel campo di variazione ottimale per ogni intervento (intervallo di ripetizione e intensità di prelievo).

Per la douglasia il regime più efficace nell’ottimizzare il rapporto  $B/B_{max}$  prevede interventi con intervallo di ripetizione di 10 anni con intensità del 15%, che permette al rapporto  $B/B_{max}$  di rimanere nell’intervallo ottimale per 25 anni. La variabile che ha un peso maggiore per l’ottimizzazione di  $B/B_{max}$  è l’intensità di diradamento. Quest’ultima, quando compresa tra il 15 e il 20%, permette al rapporto  $B/B_{max}$  di essere nel campo di variazione ottimale per circa 20 anni, indipendentemente dall’intervallo di ripetizione degli interventi. Inoltre, i risultati indicano che intensità di prelievo elevate (>25%) in combinazione con interventi frequenti (10 e 15 anni) portano a diminuire, fino ad annullare, il numero di anni in cui la densità del popolamento è considerata ottimale.

In Figura 8.6 è riportato l’andamento delle variabili dendrometriche nel periodo di simulazione per l’intervento risultato ottimale per le piantagioni di douglasia di Vallombrosa in termini di rapporto  $B/B_{max}$ : intervallo di ripetizione di 10 anni e intensità di prelievo del 15%. Le piantagioni mostrano una crescita sostenuta in altezza e in diametro, che si rispecchia nella crescita costante dell’area basimetrica; verso la fine del secolo la crescita rallenta avvicinandosi a un *plateau*. La massa prelevata aumenta all’aumentare dell’età del soprassuolo e con la provvigione legnosa, che nelle piantagioni di douglasia può raggiungere valori di circa  $900 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  in soprassuoli di circa 50 anni di età (La Marca, 2017).



(Douglasia – Vallombrosa)

Figura 8.6. Douglasia, Vallombrosa. Andamento delle variabili dendrometriche nel periodo di simulazione con intervallo di ripetizione di 10 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica: diametro medio (cm), altezza media (m), area basimetrica ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), biomassa epigea ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ), volume prelevato ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ), copertura della chioma. Le linee grigie rappresentano i risultati delle singole parcelle sperimentali mentre la linea rossa rappresenta la media.

L'analisi volta a determinare il valore medio dell'intervallo di anni che dovrebbe intercorrere tra un diradamento e il successivo, applicando l'intensità di prelievo risultata ottimale per il diradamento di tipo basso nelle piantagioni di douglasia (20% di area basimetrica), ha prodotto come risultato la realizzazione di tre diradamenti nel periodo temporale considerato: il primo diradamento dopo 12 anni (nell'anno 2027) dall'inizio della simulazione, con un prelievo medio di  $197 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ , il secondo diradamento dopo 8 anni (nell'anno 2035) dal primo intervento, con un prelievo medio di  $209 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$  e il terzo diradamento dopo 19 anni (nell'anno 2054) dal secondo intervento, con un prelievo medio di  $188 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ .



## 9 QUANTIFICAZIONE ECONOMICA DELL'EFFETTO DEL MODULO COLTURALE SULLE UTILITÀ ECOSISTEMICHE

### 9.1 Rimboschimenti di pino nero e pino laricio

I risultati degli scenari riferiti al pino nero della Toscana (Monte Amiata e Rincine) e al pino laricio della Calabria (Varco San Mauro) indicano valori attuali del macchiatico (*VA\_VM*) crescenti all'aumentare dell'area basimetrica prelevata e dell'intervallo di ripetizione degli interventi (Tabelle 9.1, 9.2, 9.3). È inoltre intuitivo come il valore di macchiatico sia influenzato positivamente, nell'ambito di uno stesso scenario, dall'aumentare dell'età del soprassuolo (Figura 9.1). Analizzando il *VA\_VM* con un'osservazione congiunta dell'intervallo di diradamento e dell'entità di prelievo legnoso, per il Monte Amiata esso risulta sempre negativo fino al 20% di area basimetrica asportata. Con prelievi superiori la positività del valore monetario è, in generale, ottenuta con un intervallo di taglio intercalare di almeno 15 anni (dettaglio in Figura 9.2). Per l'area di Rincine il *VA\_VM* è positivo con valori di area basimetrica asportata del 25%, mentre per Varco San Mauro emerge lo stesso risultato ma per intervalli di diradamento uguali o inferiori a 20 anni.

Tabella 9.1. Risultati economici per le pinete di pino nero del Monte Amiata (valori ad ettaro).

Scenario	<i>VA_VM</i>	<i>VA_VE</i>	<i>VA_VP</i>	<i>VA_VC</i>	<i>VA_VET</i>	<i>H/D med</i>	<i>H/D norm</i>	<i>H/D norm_no_dir</i>	Danni (dir) (€)	Danni (no_dir) (€)	<i>E(MD)</i> (€)	<i>E(MD)</i> su VET
	€	€	€	€	€				€	€	€	%
10_15	-11250	25933	141	30671	45495	65	0,78	1,00	8347	10700	2353	5
10_20	-7377	24622	142	27394	44781	63	0,66	1,00	6946	10532	3586	8
10_25	-3164	23188	141	24353	44517	60	0,53	1,00	5541	10470	4930	11
10_30	-625	21713	140	21472	42700	57	0,39	1,00	3961	10043	6082	14
10_35	1072	20143	139	18652	40007	55	0,25	1,00	2378	9410	7031	18
15_15	-8224	26803	142	33762	52482	67	0,87	1,00	10742	12344	1601	3
15_20	-5033	25936	142	31168	52213	65	0,79	1,00	9707	12280	2573	5
15_25	-1305	24931	141	28665	52433	63	0,70	1,00	8673	12332	3659	7
15_30	1313	23824	140	26221	51498	61	0,60	1,00	7301	12112	4812	9
15_35	3674	22668	139	23842	50323	59	0,50	1,00	5917	11836	5919	12
20_15	-6708	27125	142	34304	54863	67	0,91	1,00	11685	12904	1219	2
20_20	-3795	26511	142	32463	55322	66	0,85	1,00	11092	13012	1919	3
20_25	-1042	25755	141	30428	55281	65	0,79	1,00	10231	13002	2771	5
20_30	1375	24879	140	28122	54516	64	0,71	1,00	9124	12822	3698	7
20_35	3768	23972	140	26134	54014	62	0,63	1,00	8038	12704	4666	9
25_15	-6402	27275	142	35190	56204	68	0,92	1,00	12183	13219	1037	2
25_20	-4116	26768	142	33659	56452	67	0,88	1,00	11697	13278	1581	3
25_25	-871	26156	141	31909	57336	66	0,83	1,00	11204	13485	2281	4
25_30	1476	25467	140	30131	57215	65	0,77	1,00	10412	13457	3045	5
25_35	3665	24679	140	28329	56813	63	0,71	1,00	9443	13362	3919	7
0_0	0	28324	143	38142	66609	69	1,00	1,00	15666	15666	0	0

Tabella 9.2. Risultati economici per le pinete di pino nero di Rincine (valori ad ettaro).

Scenario	VA_VM	VA_VE	VA_VP	VA_VC	VA_VET	H/D med	H/D norm	H/D norm_no_dir	Danni (dir) (€)	Danni (no_dir) (€)	E(MD) (€)	E(MD).su VET
	€	€	€	€	€				€	€	€	%
10_15	-7707	29227	217	40020	61757	67	0,93	1,00	6267	6744	476	1
10_20	-1793	28335	217	36187	62945	65	0,83	1,00	5674	6874	1200	2
10_25	2661	27091	215	32442	62409	63	0,70	1,00	4738	6815	2077	3
10_30	7404	25661	213	28801	62080	60	0,55	1,00	3740	6779	3039	5
10_35	10150	24080	212	25347	59789	57	0,40	1,00	2581	6529	3948	7
15_15	-6137	29453	217	41516	65049	68	0,96	1,00	6800	7103	303	0
15_20	-1690	29106	217	39945	67578	67	0,92	1,00	6803	7379	576	1
15_25	2606	28522	215	37484	68827	66	0,86	1,00	6482	7516	1034	2
15_30	6019	27632	214	34386	68251	64	0,77	1,00	5745	7453	1708	3
15_35	10436	26573	213	31539	68761	63	0,67	1,00	5014	7509	2495	4
20_15	-5217	29517	217	41408	65924	68	0,97	1,00	6965	7199	234	0
20_20	-1643	29258	217	40125	67957	68	0,94	1,00	6999	7421	422	1
20_25	2025	28891	216	38488	69620	67	0,91	1,00	6921	7602	682	1
20_30	5693	28387	214	36533	70827	66	0,86	1,00	6683	7734	1052	1
20_35	9044	27675	213	34241	71174	65	0,79	1,00	6178	7772	1595	2
25_15	-5144	29552	217	42038	66663	68	0,97	1,00	7072	7280	207	0
25_20	-2414	29325	217	40920	68047	68	0,95	1,00	7070	7431	361	1
25_25	420	29007	216	39525	69168	67	0,93	1,00	6987	7553	566	1
25_30	3236	28601	215	37882	69934	67	0,89	1,00	6812	7637	825	1
25_35	7600	28081	214	36030	71925	66	0,85	1,00	6670	7854	1185	2
0_0	0	29841	218	43466	73525	69	1,00	1,00	8029	8029	0	0

Tabella 9.3. Risultati economici per le pinete di pino laricio di Varco San Mauro (valori ad ettaro).

Scenario	VA_VM	VA_VE	VA_VP	VA_VC	VA_VET	H/D med	H/D norm	H/D norm_no_dir	Danni (dir) (€)	Danni (no_dir) (€)	E(MD) (€)	E(MD).su VET
	€	€	€	€	€				€	€	€	%
10_15	-9785	28594	164	37970	56943	68	0,91	1,00	12988	14350	1362	2
10_20	-4871	27635	164	34433	57361	66	0,80	1,00	11541	14455	2914	5
10_25	82	26390	163	30979	57614	63	0,67	1,00	9709	14519	4810	8
10_30	3646	25032	161	27716	56555	61	0,53	1,00	7503	14252	6749	12
10_35	7730	23567	160	24602	56060	58	0,37	1,00	5281	14127	8846	16
15_15	-8012	28938	164	39725	60815	69	0,95	1,00	14496	15325	829	1
15_20	-3578	28482	164	38065	63133	68	0,90	1,00	14388	15910	1521	2
15_25	300	27805	163	35705	63974	67	0,84	1,00	13520	16121	2602	4
15_30	3559	26909	162	33006	63636	65	0,75	1,00	11991	16036	4045	6
15_35	7701	25828	161	30130	63820	63	0,64	1,00	10291	16083	5792	9
20_15	-6799	29032	164	39761	62159	69	0,96	1,00	14995	15664	669	1
20_20	-3110	28694	164	38353	64101	69	0,93	1,00	15017	16153	1137	2
20_25	161	28242	163	36670	65236	68	0,89	1,00	14669	16440	1771	3
20_30	3420	27654	162	34689	65926	67	0,84	1,00	13960	16613	2653	4
20_35	6596	26940	161	32668	66365	66	0,77	1,00	12930	16724	3794	6
25_15	-6104	29086	164	40416	63562	69	0,96	1,00	15448	16018	570	1
25_20	-3678	28786	164	39270	64543	69	0,94	1,00	15320	16265	944	1
25_25	-1184	28407	163	37888	65274	68	0,91	1,00	15028	16449	1421	2
25_30	1358	27944	162	36258	65722	68	0,88	1,00	14533	16562	2029	3

25_35	3953	27381	162	34461	65956	67	0,83	1,00	13811	16621	2809	4
0_0	0	29608	165	42351	72123	70	1,00	1,00	18175	18175	0	0

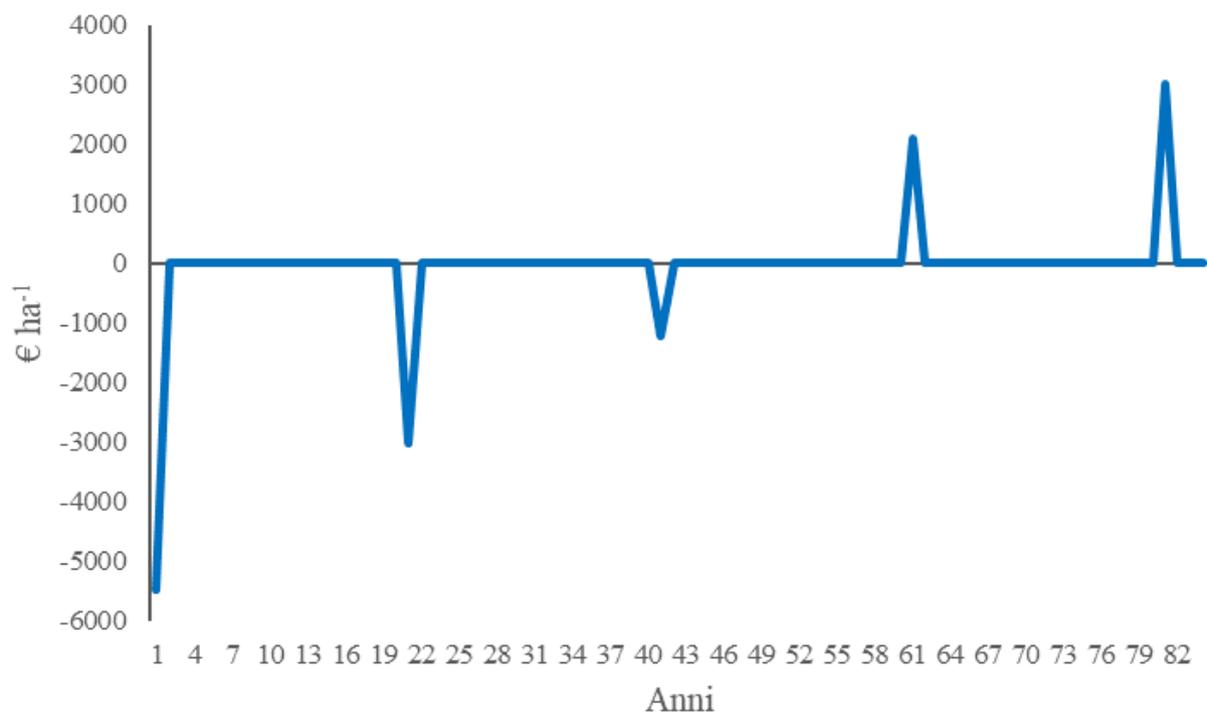


Figura 9.1. Esempio di andamento del valore di macchiatico in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, Monte Amiata, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

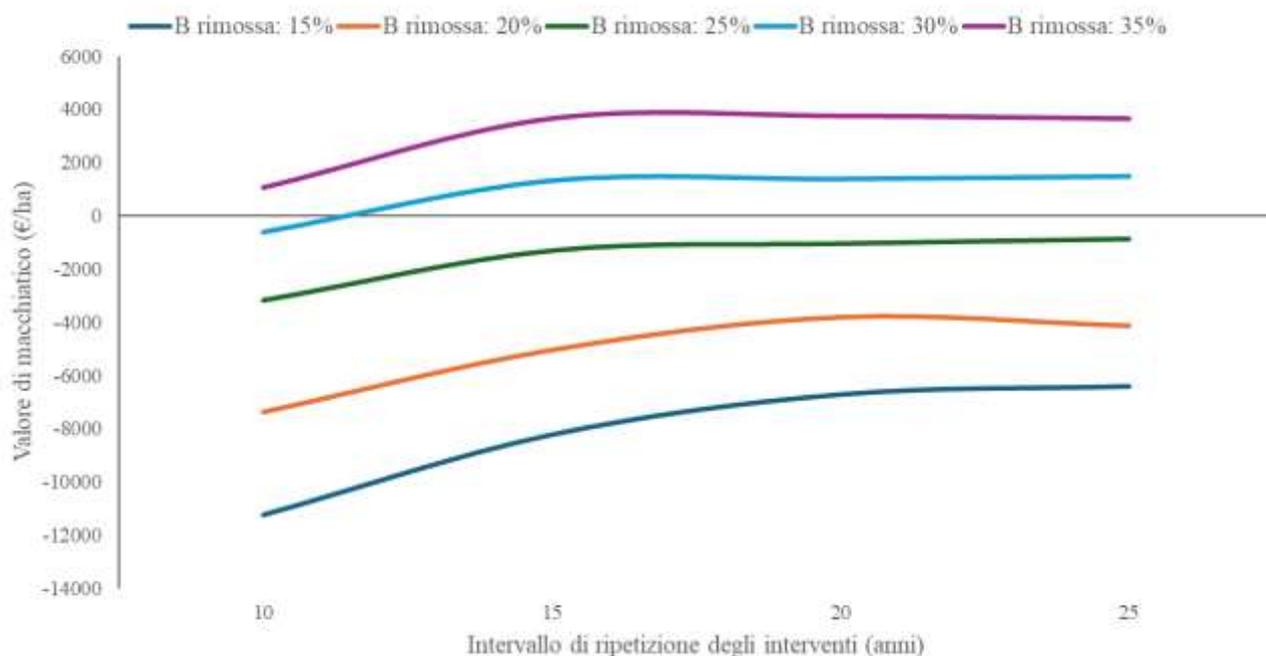


Figura 9.2. Valore di macchiatico attualizzato in funzione dell'area basimetrica ( $B$ ) asportata e dell'intervallo di ripetizione degli interventi (pino nero del Monte Amiata).

I valori attuali medi, tra i vari scenari, per i casi di studio del Monte Amiata, di Rincine e di Varco San Mauro sono rispettivamente pari a  $-2.178 \text{ € ha}^{-1}$ ,  $1.777 \text{ € ha}^{-1}$  e  $-431 \text{ € ha}^{-1}$  per la funzione produttiva; di  $24.917 \text{ € ha}^{-1}$ ,  $28.199 \text{ € ha}^{-1}$  e  $27.567 \text{ € ha}^{-1}$  per la funzione estetica; di  $141 \text{ € ha}^{-1}$ ,  $215 \text{ € ha}^{-1}$  e  $163 \text{ € ha}^{-1}$  per la funzione di protezione dall'erosione e di  $28.843 \text{ € ha}^{-1}$ ,  $36.743 \text{ € ha}^{-1}$  e  $35.138 \text{ € ha}^{-1}$  per il valore del carbonio sequestrato. Il Valore Economico Totale (medio) è quindi pari a  $51.723 \text{ € ha}^{-1}$ ,  $66.934 \text{ € ha}^{-1}$  e  $62.438 \text{ € ha}^{-1}$  nelle tre aree. Risulta evidente la predominanza del valore economico delle utilità ecosistemiche culturali (funzione estetica) e dello stoccaggio del carbonio rispetto alle funzioni produttiva e di protezione. In particolare, il relativamente modesto valore monetario di quest'ultima funzione di regolazione è legato sia al livello della copertura forestale, già buono all'anno di partenza e con una crescita esponenziale a seguito del primo intervento di utilizzazione, sia al limitato valore di costo sociale evitato nel caso di mancata protezione dall'erosione (rispetto ad altre funzioni di regolazione del rischio idrogeologico, come ad esempio le alluvioni e le frane; Grilli *et al.*, 2020).

I trend durante il periodo analizzato (non attualizzati) sono riportati nelle Figure 9.3, 9.4, 9.5 per le pinete di pino nero del Monte Amiata considerando un intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e una intensità di prelievo del 15% di area basimentrica.

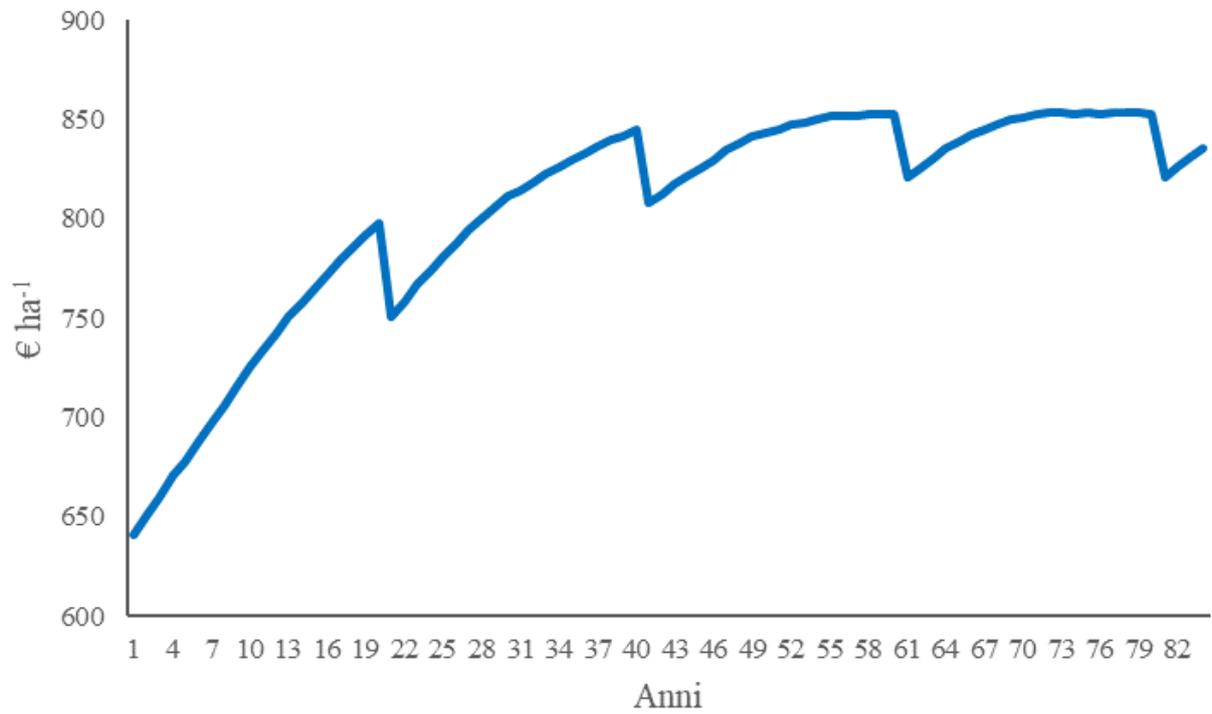


Figura 9.3. Esempio di andamento del valore estetico in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, Monte Amiata, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

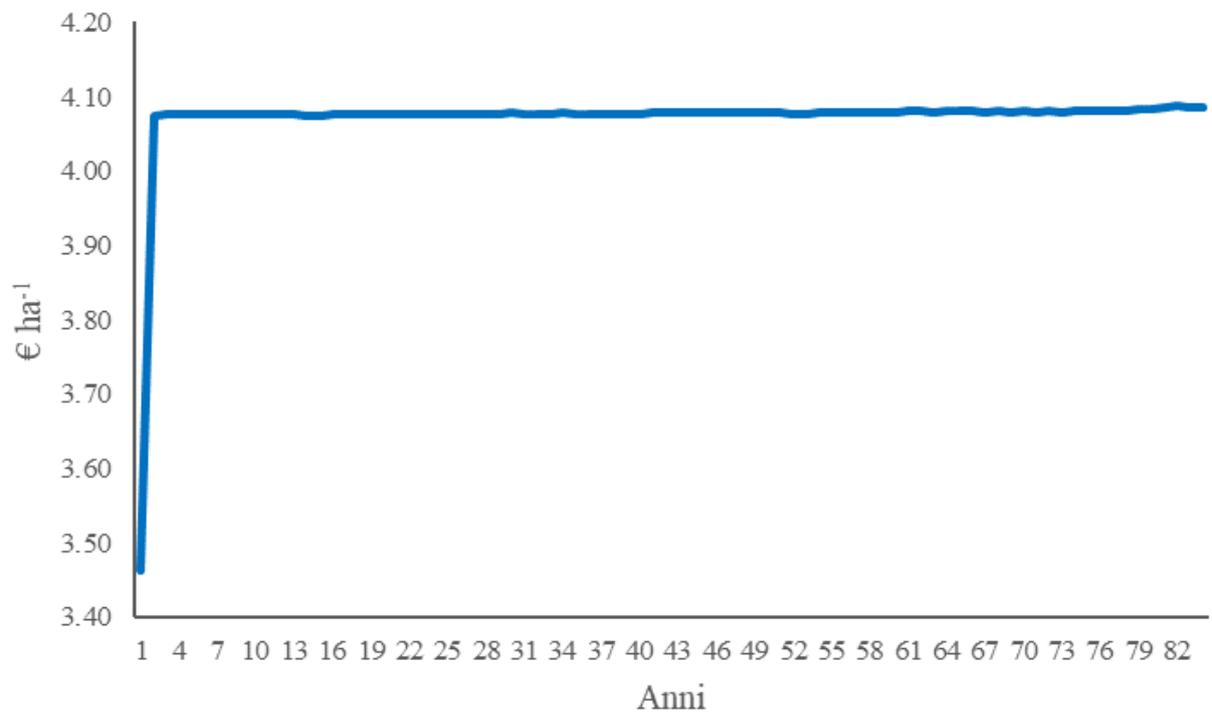


Figura 9.4. Esempio di andamento del valore di protezione dall'erosione in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, Monte Amiata, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

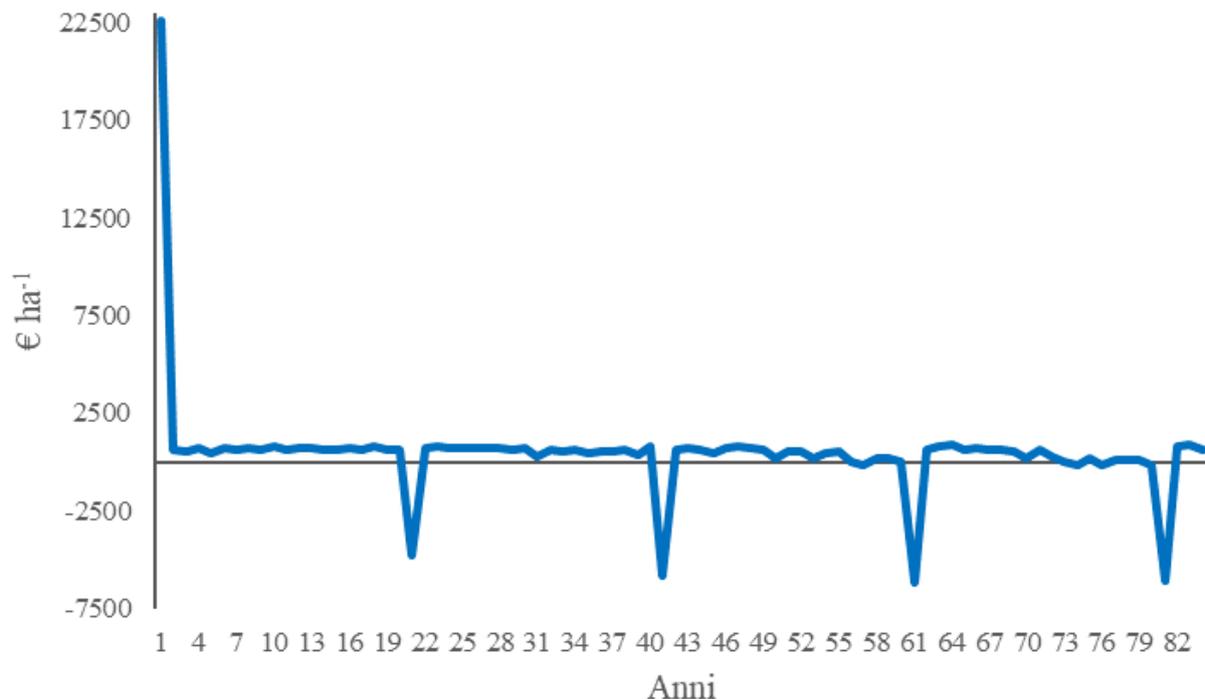


Figura 9.5. Esempio di andamento del valore dello stoccaggio di carbonio in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, Monte Amiata, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

Il rapporto ipsodiametrico tende a migliorare con l'aumento dell'area basimetrica prelevata e con la diminuzione dell'intervallo di ripetizione degli interventi con valori medi rispettivamente di 63, 66 e 66 per Monte Amiata, Rincine e Varco San Mauro. I danni evitati si attestano – a seconda del regime di diradamento – in un campo di variazione tra 1.037 € ha<sup>-1</sup> e 7.031 € ha<sup>-1</sup> per il Monte Amiata (tra il 2 e il 18% del VET), tra 207 € ha<sup>-1</sup> e 3.948 € ha<sup>-1</sup> per Rincine (tra lo 0,3 e il 7% del VET) e tra 570 € ha<sup>-1</sup> e 8.846 € ha<sup>-1</sup> per Varco San Mauro (tra l'1 e il 16% del VET).

Analizzando il valore di macchiatico dei singoli interventi di utilizzazione è possibile definire (all'interno di ogni scenario) il livello minimo di volume asportato che rende positivo il macchiatico stesso (Tabella 9.4). La Tabella 9.4 si riferisce al pino laricio di Varco San Mauro in quanto i risultati finanziari degli interventi si attestano ad un livello intermedio tra quelli del Monte Amiata e di Rincine. Dall'analisi il livello minimo di volume utilizzabile per rendere positivo il valore di

macchiatico si attesta attorno a  $160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Il valore della ripresa cresce all'aumentare dell'età e quindi della provvigione legnosa, che in pinete di 60 anni raggiunge livelli intorno a  $700 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .

Tabella 9.4. Volume asportato per singolo diradamento ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), in funzione dell'anno di intervento, dell'intervallo di ripetizione degli interventi e della percentuale di area basimetrica ( $B$ ) prelevata. In grigio: interventi di utilizzazione a macchiatico negativo. Pino laricio di Varco San Mauro.

<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 10 anni</i>					
<i>Anno del taglio</i>	<i>B asport.: 15%</i>	<i>B. asport.: 20%</i>	<i>B asport.: 25%</i>	<i>B asport.: 30%</i>	<i>B asport.: 35%</i>
n	59	78	98	118	137
n+10	76	98	118	135	150
n+20	95	121	143	161	176
n+30	115	144	170	191	208
n+40	132	166	195	219	237
n+50	146	185	217	244	258
n+60	160	205	242	262	291
n+70	171	223	254	293	313
n+80	179	235	279	305	319
<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 15 anni</i>					
<i>Anno del taglio</i>	<i>B asport.: 15%</i>	<i>B. asport.: 20%</i>	<i>B asport.: 25%</i>	<i>B asport.: 30%</i>	<i>B asport.: 35%</i>
n	59	78	98	118	137
n+15	91	117	143	166	187
n+30	117	157	192	221	249
n+45	136	186	233	270	301
n+60	156	212	275	318	357
n+75	170	231	298	355	381
<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 20 anni</i>					
<i>Anno del taglio</i>	<i>B asport.: 15%</i>	<i>B. asport.: 20%</i>	<i>B asport.: 25%</i>	<i>B asport.: 30%</i>	<i>B asport.: 35%</i>
n	59	78	98	118	137
n+20	100	134	167	196	223
n+40	130	176	225	274	317
n+60	155	210	268	329	394
n+80	175	236	299	366	433
<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 25 anni</i>					
<i>Anno del taglio</i>	<i>B asport.: 15%</i>	<i>B. asport.: 20%</i>	<i>B asport.: 25%</i>	<i>B asport.: 30%</i>	<i>B asport.: 35%</i>
n	59	78	98	118	137
n+25	109	146	183	222	258
n+50	141	191	243	296	355
n+75	170	228	289	352	418

L'analisi economica effettuata per i popolamenti di pino nero e pino laricio considerando l'intensità ottimale di prelievo del diradamento di tipo basso (25% di area basimetrica) e i rispettivi regimi di diradamento (due diradamenti) ha prodotto i risultati riportati in Tabella 9.5. I valori delle utilità ecosistemiche nello scenario ottimizzato tendono a crescere rispetto ai valori medi delle tre aree di

studio riportati nelle Tabelle 9.1-9.3 ( $VA_{VM}$ : -832 €;  $VA_{VE}$ : 26.894 €;  $VA_{VP}$ : 173 €;  $VA_{VC}$ : 33.575 €;  $VA_{VET}$ : 60.365 €). Nel caso specifico del valore di macchiatico attualizzato, lo stesso tende ad essere più alto rispetto ai valori medi delle aree negli altri scenari in quanto il risultato economico dell'intervento di utilizzazione in essi è prevalentemente negativo (cfr. Figura 9.2), mentre i due interventi ipotizzati nell'ottimizzazione sono sempre a macchiatico positivo. Pur aumentando i danni potenziali nello scenario ottimizzato, probabilmente a causa di un peggioramento del rapporto ipsodiametrico dovuto ad una diminuzione del numero dei diradamenti nel periodo di riferimento, l'aumento del  $VA_{VET}$  nello scenario ottimizzato (+3.442 €) sembra compensare la diminuzione dei mancati danni (pari a -2.158 €, ovvero la differenza tra  $E(MD)$  nello scenario ottimizzato e la media di  $E(MD)$  delle tre aree di studio).

Tabella 9.5. Risultati economici di riferimento per le pinete di pino laricio di Varco San Mauro (valori ad ettaro). Scenario ottimizzato nel periodo 2016-2100: due diradamenti con intensità di prelievo del 25% di area basimetrica.

$VA_{VM}$	$VA_{VE}$	$VA_{VP}$	$VA_{VC}$	$VA_{VET}$	Danni ( <i>dir</i> ) (€)	Danni ( <i>no_dir</i> ) (€)	$E(MD)$ (€)	$E(MD)$ su VET
€	€	€	€	€	€	€	€	%
1406	27435	177	34789	63807	14667	15008	341	0,5

## 9.2 Piantagioni di douglasia

Le simulazioni per i soprassuoli di douglasia evidenziano valori di macchiatico decisamente più alti rispetto agli interventi nei rimboschimenti di pino nero e pino laricio. A parità di condizioni geomorfologiche e logistiche, questo è dovuto ai maggiori accrescimenti e ai più alti prezzi di vendita degli assortimenti spuntati sul mercato del legno, particolarmente per il tonname nelle classi diametriche maggiori. Il  $VA_{VM}$  medio risulta di 9.784 € ha<sup>-1</sup>. Anche per la douglasia si evidenzia un trend generale del  $VA_{VM}$  decrescente all'aumentare dell'intervallo di ripetizione dell'intervento e crescente all'aumentare dell'area basimetrica asportata.

Il valore estetico medio risulta pari a 26.888 € ha<sup>-1</sup> con valori nell'ordine di grandezza di quelli del pino nero e pino laricio, seppur con minime differenze. Il valore estetico dei soprassuoli di douglasia oggetto di simulazione sembra infatti leggermente superiore a quello delle pinete di pino nero del Monte Amiata, leggermente inferiore alle pinete di Rincine e pressoché identico a quello delle pinete di pino laricio di Varco San Mauro. Il trend si mantiene simile, rispetto agli altri popolamenti indagati, anche per le due altre utilità ecosistemiche, con output medi di 195 € ha<sup>-1</sup> per il valore attuale di

protezione dall'erosione e di 33.351 € ha<sup>-1</sup> per il valore attuale dello stoccaggio del carbonio. Il *VA\_VET* medio risulta pari a 70.218 € ha<sup>-1</sup>.

Tabella 9.6. Risultati economici per le piantagioni di douglasia (valori ad ettaro).

<i>Scenario</i>	<i>VA_VM</i>	<i>VA_VE</i>	<i>VA_VP</i>	<i>VA_VC</i>	<i>VA_VET</i>	<i>H/D med</i>	<i>H/D norm</i>	<i>H/D norm_no_dir</i>	<i>Danni (dir) (€)</i>	<i>Danni (no_dir) (€)</i>	<i>E(MD) (€)</i>	<i>E(MD) su VET</i>
	€	€	€	€	€				€	€	€	%
<i>10_15</i>	-947	27961	197	35968	63178	63	0,82	1,00	7416	9022	1606	3
<i>10_20</i>	6851	26820	196	32317	66185	60	0,67	1,00	6342	9451	3110	5
<i>10_25</i>	12758	25464	195	28864	67281	58	0,50	1,00	4850	9608	4757	7
<i>10_30</i>	17439	24017	193	25584	67233	55	0,33	1,00	3216	9601	6385	9
<i>10_35</i>	22601	22466	192	22490	67750	52	0,16	1,00	1538	9675	8137	12
<i>15_15</i>	-445	28481	197	38247	66479	64	0,90	1,00	8534	9493	959	1
<i>15_20</i>	5637	27888	196	36195	69917	63	0,83	1,00	8237	9984	1747	2
<i>15_25</i>	11098	27058	195	33641	71992	61	0,72	1,00	7424	10281	2856	4
<i>15_30</i>	15788	26062	194	30946	72989	59	0,60	1,00	6271	10423	4152	6
<i>15_35</i>	19915	24919	193	28216	73243	57	0,47	1,00	4882	10459	5577	8
<i>20_15</i>	-1011	28644	197	38448	66277	64	0,92	1,00	8748	9464	717	1
<i>20_20</i>	3877	28213	196	36841	69127	63	0,88	1,00	8642	9871	1230	2
<i>20_25</i>	10307	27663	195	34985	73151	62	0,81	1,00	8500	10446	1946	3
<i>20_30</i>	15182	26965	194	32950	75292	61	0,73	1,00	7871	10752	2881	4
<i>20_35</i>	19567	26111	193	30539	76410	60	0,63	1,00	6906	10911	4005	5
<i>25_15</i>	-905	28725	197	39228	67245	64	0,94	1,00	8985	9603	618	1
<i>25_20</i>	3226	28360	196	37879	69662	64	0,90	1,00	8925	9948	1023	1
<i>25_25</i>	7437	27895	195	36273	71801	63	0,85	1,00	8705	10253	1548	2
<i>25_30</i>	11591	27345	194	34553	73684	62	0,79	1,00	8316	10522	2206	3
<i>25_35</i>	15720	26706	193	32853	75472	61	0,72	1,00	7765	10777	3012	4
<i>0_0</i>	0	29371	197	41454	71022	65	1,00	1,00	10142	10142	0	0

La Figura 9.6 indica come il *VA\_VM* risulti sempre positivo per i soprassuoli di douglasia esaminati (indipendentemente dall'intervallo di diradamento) con un livello di area basimetrica asportata pari almeno al 20%.

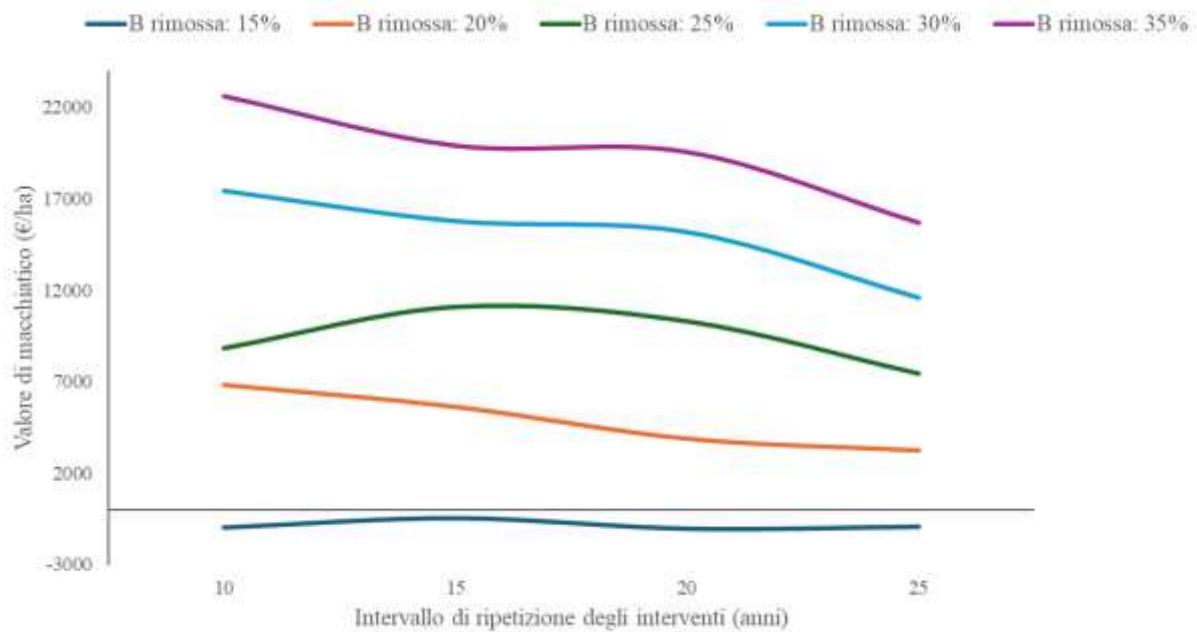


Figura 9.6. Valore di macchiatico attualizzato in funzione dell'area basimetrica ( $B$ ) rimossa e dell'intervallo di ripetizione degli interventi (douglasia di Vallombrosa).

Esempi di andamenti annuali delle singole utilità ecosistemiche per la douglasia sono riportati nelle Figure 9.7, 9.8, 9.9 considerando un intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e una intensità di prelievo del 15% di area basimetrica.

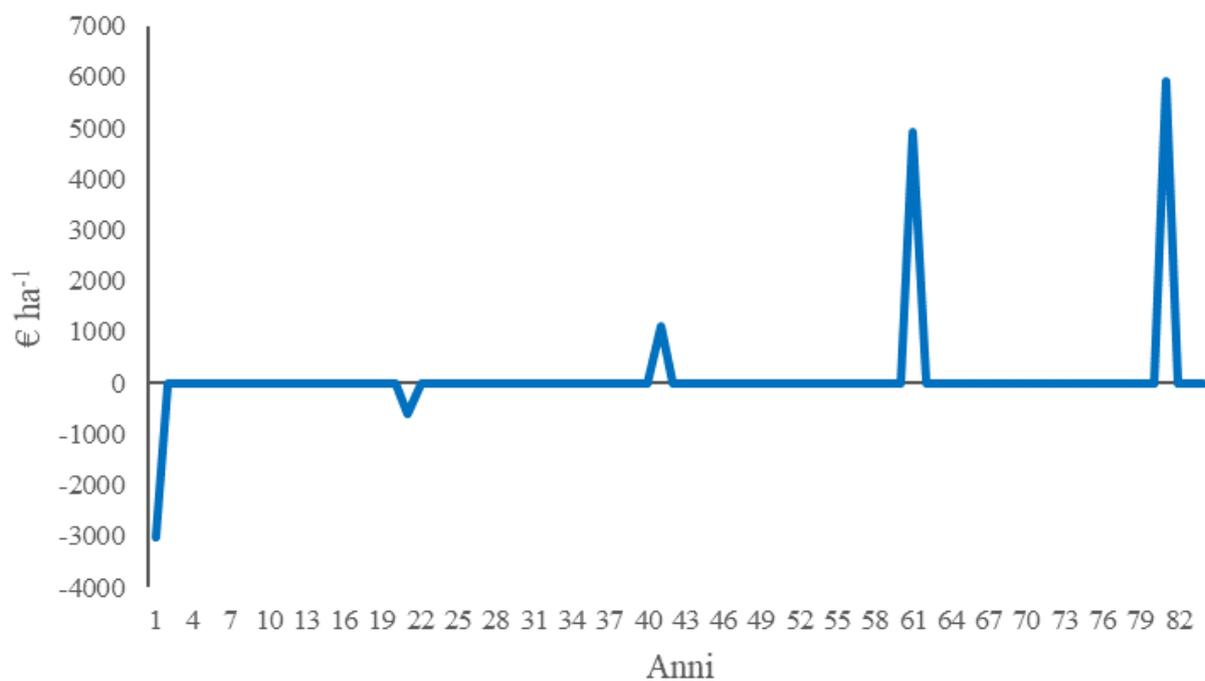


Figura 9.7. Esempio di andamento del valore di macchiatico in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

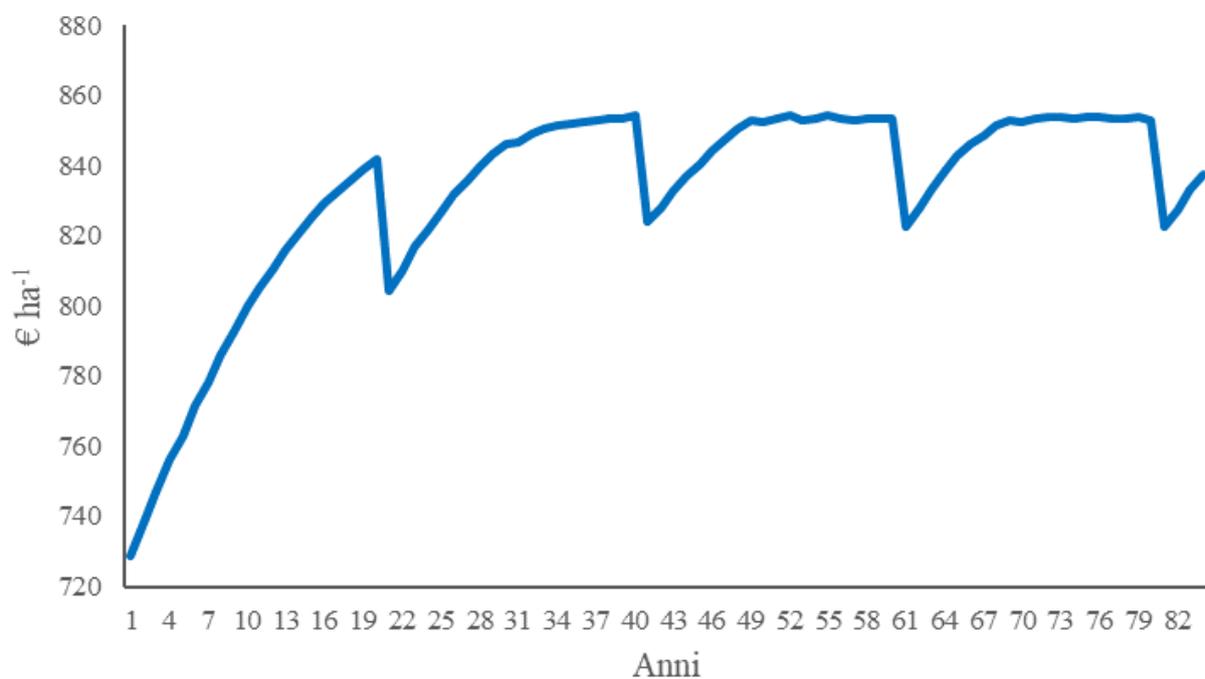


Figura 9.8. Esempio di andamento del valore estetico in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

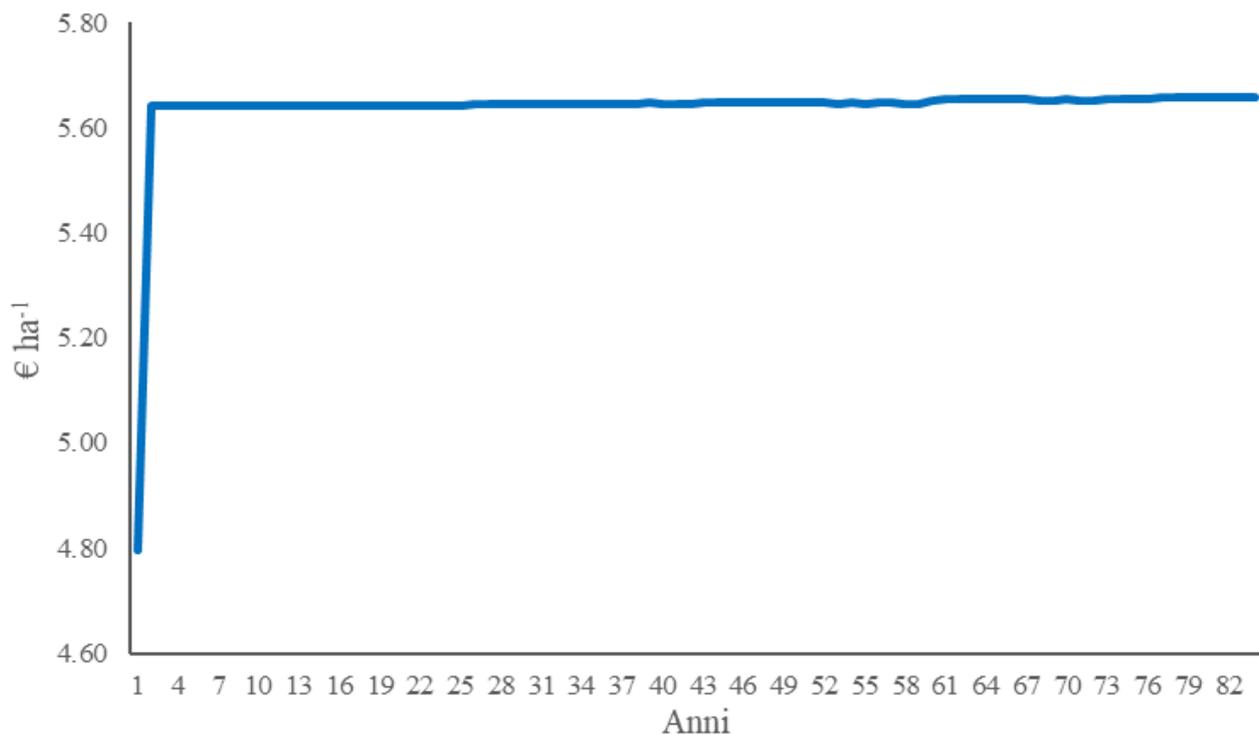


Figura 9.9. Esempio di andamento del valore di protezione dall'erosione in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

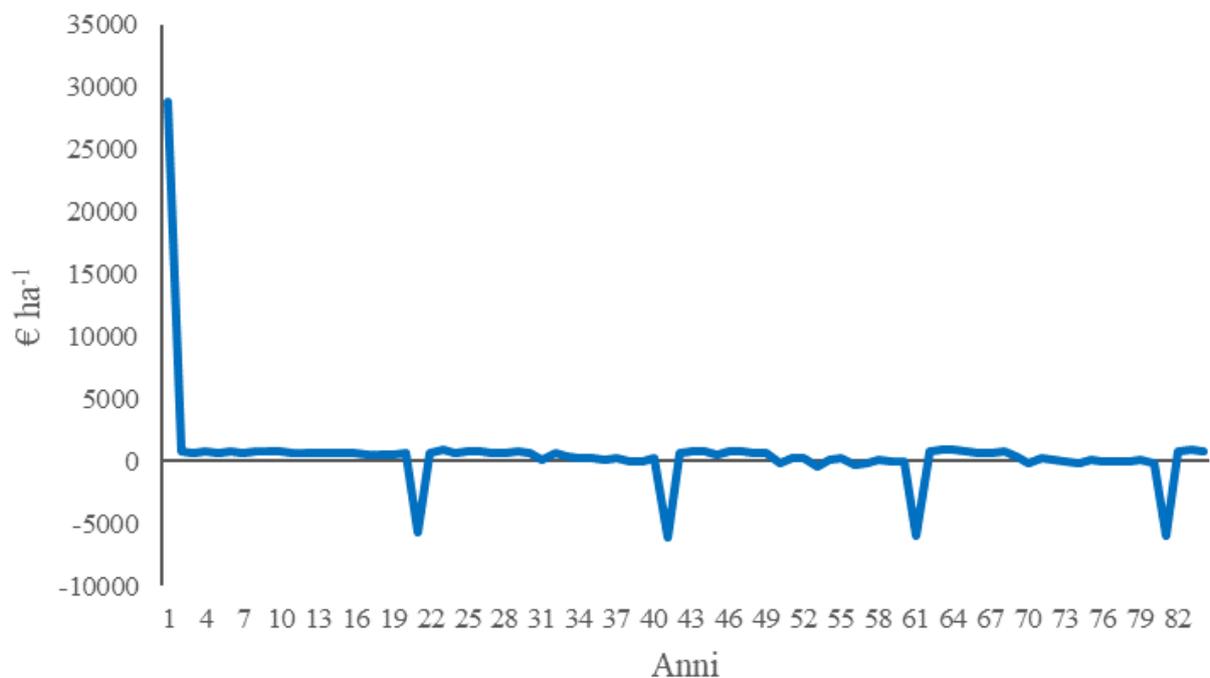


Figura 9.10. Esempio di andamento del valore dello stoccaggio di carbonio in € ha<sup>-1</sup> (non attualizzato, intervallo di ripetizione degli interventi di 20 anni e intensità di prelievo del 15% di area basimetrica).

La Tabella 9.6 evidenzia inoltre un valore del rapporto ipsodiametrico medio per la douglasia pari a 61. I danni evitati con i trattamenti selvicolturali si attestano tra 810 € ha<sup>-1</sup> e 8.137 € ha<sup>-1</sup> con percentuali variabili tra lo 0,9% e il 12% del VET.

Anche per la douglasia, analizzando il valore di macchiatico dei singoli interventi di utilizzazione è possibile definire, nell'ambito di ogni regime di diradamento, il livello minimo di volume asportato che rende positivo il macchiatico stesso (Tabella 9.7). Dall'analisi della Tabella 9.7 il livello minimo di volume utilizzabile per rendere positivo il valore di macchiatico si attesta intorno a 134 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. La massa asportata cresce all'aumentare dell'età del soprassuolo e della provvigione legnosa, che in piantagioni di douglasia di circa 50 anni può raggiungere valori intorno a 900 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

Tabella 9.7. Volume asportato per singolo diradamento (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), in funzione dell'anno di intervento, dell'intervallo di ripetizione degli interventi e della percentuale di area basimetrica (*B*) prelevata. In grigio: interventi di utilizzazione a macchiatico negativo. Douglasia di Vallombrosa.

<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 10 anni</i>					
Anno del taglio	<i>B</i> asport.: 15%	<i>B</i> . asport.: 20%	<i>B</i> asport.: 25%	<i>B</i> asport.: 30%	<i>B</i> asport.: 35%
n	72	96	120	144	168
n+10	90	115	137	157	174
n+20	108	136	159	177	190
n+30	127	157	181	200	213
n+40	142	176	202	223	233
n+50	155	191	220	236	256
n+60	169	207	234	260	271
n+70	178	216	255	276	284
n+80	186	232	271	284	276
<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 15 anni</i>					
Anno del taglio	<i>B</i> asport.: 15%	<i>B</i> . asport.: 20%	<i>B</i> asport.: 25%	<i>B</i> asport.: 30%	<i>B</i> asport.: 35%
n	72	96	120	144	168
n+15	104	134	163	189	211
n+30	134	175	210	240	265
n+45	154	206	248	281	311
n+60	170	230	279	319	343
n+75	182	246	304	347	387
<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 20 anni</i>					
Anno del taglio	<i>B</i> asport.: 15%	<i>B</i> . asport.: 20%	<i>B</i> asport.: 25%	<i>B</i> asport.: 30%	<i>B</i> asport.: 35%
n	72	96	120	144	168
n+20	117	154	189	222	251
n+40	150	201	252	296	335
n+60	169	228	290	348	395
n+80	183	246	312	379	431
<i>Intervallo di ripetizione degli interventi: 25 anni</i>					
Anno del taglio	<i>B</i> asport.: 15%	<i>B</i> . asport.: 20%	<i>B</i> asport.: 25%	<i>B</i> asport.: 30%	<i>B</i> asport.: 35%
n	72	96	120	144	168
n+25	129	170	211	250	287

n+50	158	212	269	327	386
n+75	180	241	307	372	438

L'analisi economica effettuata per i popolamenti di douglasia considerando l'intensità ottimale di prelievo del diradamento di tipo basso (20% di area basimetrica) e i rispettivi regimi di diradamento (tre diradamenti) ha prodotto i risultati riportati in Tabella 9.8. Il  $VA_{VM}$  nello scenario ottimizzato è più basso rispetto alla media degli scenari riportata in Tabella 9.6 (6.458 € Vs 9.784 €). In questo caso, il valore di macchiatico attualizzato tende ad essere più basso rispetto ai valori medi negli altri scenari in quanto il risultato economico dell'intervento di utilizzazione è prevalentemente positivo (cfr. Figura 9.6), pur essendo anche i tre interventi ipotizzati nell'ottimizzazione sempre con macchiatico maggiore di zero. I valori delle altre utilità ecosistemiche nello scenario ottimizzato tendono invece a crescere se paragonati ai valori medi degli altri scenari. Anche per le simulazioni legate alla douglasia, la diminuzione dei mancati danni (pari a -859 €, ovvero la differenza tra  $E(MD)$  nello scenario ottimizzato e la media di  $E(MD)$  degli scenari evidenziati in Tabella 9.6) è compensata dall'aumento del  $VA_{VET}$  nello scenario ottimizzato (+5.029 €).

Tabella 9.8. Risultati economici di riferimento per la douglasia (valori ad ettaro). Scenario ottimizzato nel periodo 2016-2100: tre diradamenti con intensità di prelievo del 20% di area basimetrica.

$VA_{VM}$	$VA_{VE}$	$VA_{VP}$	$VA_{VC}$	$VA_{VET}$	Danni ( <i>dir</i> ) (€)	Danni ( <i>no_dir</i> ) (€)	$E(MD)$ (€)	$E(MD)$ su $VET$
€	€	€	€	€	€	€	€	%
6458	28980	197	39611	75247	8680	10745	2065	3

## 10 SINTESI CONCLUSIVA E INDICAZIONI OPERATIVE

I risultati delle sperimentazioni in campo e dell'analisi modellistica condotta per la quantificazione economica delle utilità ecosistemiche considerate (produzione legnosa, valore estetico, protezione dall'erosione, stoccaggio del carbonio atmosferico), relativamente alla gestione selvicolturale dei rimboschimenti di pino nero e pino laricio e delle piantagioni di douglasia in Italia, consentono di formulare le considerazioni e le indicazioni operative di seguito riportate.

- **I risultati della modellizzazione operata per ottimizzare la densità di coltivazione dei rimboschimenti in relazione agli aspetti incrementali suggeriscono interventi di diradamento di tipo basso, relativamente frequenti (ogni 10 anni, circa) e con prelievo tendenzialmente moderato (dal 15 al 25% di area basimetrica per le pinete di pino nero e pino laricio e intorno al 15% per i soprassuoli di douglasia).**
- Il valore monetario attualizzato della funzione di approvvigionamento (produzione legnosa) cresce al crescere dell'area basimetrica asportata e all'aumentare dell'intervallo di diradamento.
- **Il valore di macchiatico attualizzato risulta positivo a partire (mediamente) da un livello di area basimetrica asportata pari a circa il 25% per le pinete di pino nero e pino laricio, con intervallo di ripetizione orientativo intorno a 25 anni. Nel caso della douglasia tale soglia scende a circa il 20% grazie alla miglior efficienza finanziaria degli interventi su tali soprassuoli, con intervallo di ripetizione orientativo intorno a 15 anni.**
- I valori soglia di massa legnosa asportata che rendono positivo il valore di macchiatico nei singoli interventi di utilizzazione sono pari a circa  $160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  per le pinete di pino nero e pino laricio e a circa  $130 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  per le piantagioni di douglasia. Questi valori soglia, mediamente alti, sono verosimilmente dovuti all'incidenza degli alti costi di utilizzazione e alla necessità di creare economie di scala.
- Il valore monetario attualizzato delle altre utilità ecosistemiche considerate (protezione dall'erosione, stoccaggio del carbonio, valore estetico-ricreativo) decresce al crescere dell'area basimetrica asportata e cresce all'aumentare dell'intervallo di diradamento.
- **Per i tipi di soprassuolo esaminati, il valore economico della funzione estetica e della fissazione del carbonio risultano sensibilmente superiori rispetto alla funzione produttiva e a quella di protezione dall'erosione, indipendentemente dal regime di diradamento; a titolo di esempio, il valore estetico e quello della fissazione del carbonio attualizzati risultano mediamente superiori di circa 15-20 volte rispetto al valore di macchiatico attualizzato, non evidenziando un mercato *trade-off* in termini monetari tra le diverse utilità considerate.**
- Il Valore Economico Totale dei boschi di pino nero e pino laricio evidenzia un valore medio di circa  $60.000 \text{ € ha}^{-1}$ ; quello dei soprassuoli di douglasia è pari a circa  $70.000 \text{ € ha}^{-1}$ . Entrambi i

valori si riferiscono a flussi di cassa attualizzati in uno scenario gestionale riferito al periodo 2016-2100.

- La stabilità meccanica dei soprassuoli, valutata in funzione del rapporto ipsodiametrico, migliora subito dopo l'intervento di diradamento indipendentemente dal tipo di trattamento applicato. Tuttavia, l'effetto del diradamento su tale rapporto tende a ridursi velocemente nel tempo.
- **Tutti gli interventi di diradamento analizzati comportano un miglioramento del rapporto ipsodiametrico e della stabilità dei soprassuoli (in particolare delle pinete), con conseguenti possibili danni evitati.** Il valore dei danni evitati si attesta tra 200 e 9.000 € ha<sup>-1</sup> per il pino nero e pino laricio e tra 800 e 8.000 € ha<sup>-1</sup> per la douglasia.
- In generale, i mancati danni sono coperti economicamente dal Valore Economico Totale dei soprassuoli considerati anche in presenza di risultati finanziari degli interventi di utilizzazione (macchiatico attualizzato) negativi. Questo è vero (mediamente) per livelli di area basimetrica asportata pari ad almeno il 25% nelle pinete e al 20% nelle piantagioni di douglasia.
- Nelle simulazioni effettuate, applicando l'intensità di prelievo che rende positivo il valore di macchiatico (25% di area basimetrica per il pino nero e pino laricio e 20% di area basimetrica per la douglasia) l'ottimizzazione dei risultati economici delle utilità ecosistemiche non di mercato (protezione dall'erosione, funzione estetica e fissazione del carbonio) e del Valore Economico Totale si ottiene, nello scenario gestionale riferito al periodo 2016-2100, con due diradamenti per le pinete di pino nero e pino laricio e tre diradamenti per le piantagioni di douglasia.
- **Il modello di analisi proposto consente una valutazione speditiva delle utilità ecosistemiche,** integrando parametri e coefficienti ordinari per le aree di studio esaminate. **La flessibilità dei diversi moduli permette, peraltro, l'integrazione di ulteriori utilità ecosistemiche in applicazioni future, l'effettuazione di analisi di maggior dettaglio e lo sviluppo di analisi di sensitività sulle numerose variabili coinvolte** (costi di utilizzazione, prezzi medi degli assortimenti, tasso di interesse, numero di visite annue, costo di rimozione dei sedimenti, prezzo della CO<sub>2eq.</sub> ecc.). Inoltre, futuri sviluppi dell'indagine possono prevedere una più dettagliata analisi dei *trade-offs* tra utilità ecosistemiche.
- Le valutazioni economico-finanziarie condotte e l'analisi dei mancati danni vanno intese come cautelative, sia per le assunzioni sottese a livello metodologico, sia per la possibilità di integrare ulteriori utilità ecosistemiche.



Foto 10.1. Parcella sperimentale di douglasia, località Mercurella, Comune di Paola (CS).



Foto 10.2 Rimboschimento di pino laricio, Bacino Arente Sila Grande (CS).



Foto 10.3. Rimboschimenti di conifere nel Pratomagno (AR).

## **Ringraziamenti**

Si ringraziano l'Unione dei Comuni Amiata Val d'Orcia per il contributo fornito durante i rilievi in campo del 2023 e l'Unione dei Comuni Valdarno e Valdisieve per il supporto logistico. Grazie a Giulia Formisano, Dario Matteoli e Ilaria Ursumando per avere partecipato nel 2024 ai rilievi nella pineta di Rincine. Si ringrazia Fabrizio Ferretti per la fornitura dei dati relativi alle aree sperimentali di Vallombrosa. Infine, un pensiero è rivolto con affetto e gratitudine al compianto Paolo Cantiani, che aveva istituito le aree sperimentali nelle pinete di pino nero del Monte Amiata.



## Bibliografia

- Agostini R. (1961) - *La vegetazione spontanea come guida alla tecnica dei rimboschimenti*. Atti del Convegno Nazionale sui Rimboschimenti e sui Boschi Degradati, Firenze, 12-15 aprile 1961.
- Amorini E. (1983) - *Prove di diradamento nella pineta di pino nero di Monte della Modina sull'Appennino Toscano*. Annali Istituto Sperimentale Selvicoltura, Arezzo, vol. 14: 103-147.
- Amorini E., Fabbio G. (1992) - *La gestione dei rimboschimenti con pino nero*. Monti e Boschi, 4: 27-29.
- Angelier A. (2007) - *Douglasaies francaises*. ONF, Paris (Fr).
- ARSSA - Agenzia Regionale per lo Sviluppo e per i Servizi in Agricoltura. (2003) - *I suoli della Calabria. Carta dei suoli in scala 1:250000 della Regione Calabria*. In: Monografia divulgativa.
- Assmann E. (1970) - *Principles of yield studies*. Pergamon Press, Oxford.
- Atlante delle Foreste (a cura di Legambiente) (2022) - *Atlante delle Foreste. Forestazione e servizi ecosistemici. Mappatura dello stato del verde in Italia*, p. 65.
- Aussenac G., Granier A., Naud R. (1982) - *Influence d'une éclaircie sur la croissance et le bilan hydrique d'un jeune peuplement de Douglas (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco)*. Canadian Journal of Forest Research, 12: 222-231. <https://doi.org/10.1139/x82-034>
- Avolio S., Bernardini V. (1997) - *Prove di diradamento (1° e 2° taglio) con scelta degli alberi d'avvenire per pinete artificiali di pino laricio di Calabria*. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, 28: 9-37.
- Avolio S., Bernardini V. (2000) - *La parcella sperimentale n. 412 di Douglasia verde di Pavari nella catena costiera calabra a settant'anni dalla sua costituzione*. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, 31: 119-136.
- Avolio S., Bernardini V. (2007-2008) - *Risultati di prove di diradamento in rimboschimenti di pino laricio*. Annali CRA-SEL, 35: 51-60.
- Baglioni F. (a cura di) (2016) - *I tartufi in Toscana*. Compagnia delle Foreste. Arezzo.
- Bastien J.C. (2019) - *Douglas-fir biomass production and carbon sequestration*. In: What Science Can Tell Us 9- Douglas-fir - an option for Europe Spiecker H., Lindner M. and Schuler J. Editors. European Forest Institute, ISBN 978-952-5980-65-3 (stampato), ISBN 978-952-5980-66-0 (pdf), p. 84-88.
- Bernetti G. (1987) - *I boschi della Toscana*. Quaderni di Monti e Boschi, Giunta Regionale Toscana, Edagricole.
- Bernetti G. (1995) - *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino, 415 p.

- Bernetti I., Romano S. (2007) - *Economia delle risorse forestali*. Volume II: 339-356. Liguori editore, Napoli.
- Bianchi L., Paci M. (2002) - *Tipologia delle pinete di pino nero del Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna*. Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali, 51: 73-120.
- Bianchi L., Giovannini G., Maltoni A., Mariotti B., Paci M. (2005) - *La selvicoltura delle pinete della Toscana*. Supporti tecnici alla Legge Regionale Forestale della Toscana. Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agricolo-forestale, Regione Toscana, ISBN 88-8295-064-6, p. 173.
- Bianchi L., Paci M., Bresciani A. (2010) - *Effetti del diradamento in parcelle sperimentali di pino nero in Casentino (AR): risultati a otto anni dall'intervento*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 7: 73-83. <https://doi.org/10.3832/efor0616-007>
- Bruchert T.F., Gardiner B. (2006) - *The effect of wind exposure on the tree aerial architecture and biomechanics of Sitka spruce (Picea sitchensis, Pinaceae)*. American Journal of Botany, 93 (10): 1512-1521. <https://doi.org/10.3732/ajb.93.10.1512>
- Brundu P. (2010) - *Studio delle dinamiche di rinaturalizzazione in rimboschimenti di pino nero con implementazione di Sistemi Informativi Geografici: il caso di Monte Morello*. Tesi di Dottorato. Università degli Studi di Firenze.
- Bruschini S. (2022) - *La Douglasia in Europa. Una specie non nativa dalle grandi potenzialità In: Dossier - La Douglasia in Italia: opportunità e sfide*. Sherwood, 260: 22.
- Cabon A., Mouillot F., Lempereur M., Ourcival J.M., Simioni G., Limousin J.M. (2018) - *Thinning increases tree growth by delaying drought-induced growth cessation in a Mediterranean evergreen oak coppice*. Forest Ecology and Management, 409: 333-342. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.030>
- Cai J. (2019) - *Calculate Water Vapor Measures from Temperature and Dew Point*. R package version 0.1.5.
- Cameron A.D. (2002) - *Importance of early selective thinning in the development of long-term stand stability and improved log quality: a review*. Forestry: 75: 25-35. <https://doi.org/10.1093/forestry/75.1.25>
- Cantiani M. (1965) - *Tavola alsometrica della Pseudotsuga douglasii in Toscana*. Italia Forestale e Montana, XX (5): 199-225.
- Cantiani P. (2012) - *Pinete di pino nero in Toscana. Note sul trattamento in ordine alle normative vigenti*. Sherwood - Foreste ed Alberi Oggi, 184: 15-20.

- Cantiani P. (a cura di) (2016) - *Il diradamento selettivo. Accrescere stabilità e biodiversità in boschi artificiali di pino nero*. Manuale tecnico SelPiBioLife, Compagnia delle Foreste, 62 p.
- Cantiani P., Piovosi M. (2009) - *La gestione dei rimboschimenti di pino nero appenninici. I diradamenti nella strategia di rinaturalizzazione*. Annali CRA-SEL, 353-542.
- Cantiani P., Plutino M. (2009) - *Le pinete di impianto di pino nero. Indagini sperimentali sul trattamento selvicolturale*. In: Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Taormina (ME), 16-19 Ottobre 2008, p.1465-1471. <https://doi.org/10.4129/CNS2008.210>
- Cantiani P., Iorio G., Pelleri F. (2005) - *Effetti di diradamenti in soprassuoli di pino nero (Norcia, Perugia)*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 2 (2): 207-216. <https://doi.org/10.3832/efor0292-0020207>
- Cantiani P., Plutino M., Amorini E. (2009-2010) - *Effetti del trattamento selvicolturale sulla stabilità delle pinete di impianto di pino nero*. Annali CRA -Centro di ricerca per la selvicoltura, 36: 49-58.
- Cantiani P., Di Salvatore U., Romano R. (2018) - *La selvicoltura delle pinete artificiali di pino nero: analisi delle legislazioni regionali italiane*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 15: 99-111. <https://doi.org/10.3832/efor2985-015>
- Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Banfi E., Bernardo L., Bovio M., Brundu M.R., Cagiotti I., Camarda E., Carli F., Conti S., Fascetti ,G., Galasso G. (2009) - *Inventory of the non-native flora of Italy*. Plant Biosystems. An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology, 143 (2): 386-430. <https://doi.org/10.1080/11263500902722824>
- Ciabatti G., Gabellini A., Ottaviani C., Perugi A. (2009) - *I rimboschimenti in Toscana e la loro gestione*. Regione Toscana, ARSIA, 167 p.
- Ciancio O. (1986) - *Diradamenti: criteri generali, problemi e tecniche*. Monti e Boschi, XXXVII, 6: 19-22
- Ciancio O. (2002a) - *Rimboschimenti e piantagioni in Italia*. In: Rimboschimenti e piantagioni nelle trasformazioni del paesaggio - Quaderno IAED - International Association for Environmental Design (a cura di Corona P., Marchetti M.), n. 15: 9-12. Edizioni Papageno, Palermo.
- Ciancio O. (2002b) - *La salvaguardia della foresta: selvicoltura sistemica e gestione forestale sostenibile casa comune di ambientalisti e forestali*. L'Italia Forestale e Montana, 57 (1): 1-6.
- Ciancio O. (2009) - *Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa. Piano di Gestione e Silvomuseo 2006-2025*. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa. Tipografia Coppini, Firenze.

- Ciancio O., Nocentini S. (1994a) - *La gestione forestale nelle aree protette*. Linea ecologica, 26 (6): 10-13.
- Ciancio O., Nocentini S. (1994b) - *Problemi e prospettive della gestione forestale*. L'Italia Forestale e Montana, 49 (6): 550-566.
- Ciancio O., Nocentini S. (1997) - *The forest and man: the evolution of forestry thought from modern humanism to the culture of complexity. Systemic silviculture and management on natural bases*. In: "The forest and man", O. Ciancio ed., Florence, Accademia Italiana di Scienze Forestali, p. 21-114.
- Ciancio O., Mercurio R., Nocentini S. (1982) - *La sperimentazione di specie forestali esotiche in Italia. Risultati dopo un sessantennio*. Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, vol. XII-XIII.
- Ciancio O., Corona P., Marchetti M., Nocentini S. (2003) - *Systemic forest management and operational perspectives for implementing forest conservation in Italy under a pan-European framework*. In: Proceedings, XII World Forestry Congress, Vol. B - Outstanding Paper, Level 1, Quebec City, p. 377-384.
- Ciancio O., Iovino F., Menguzzato G., Nicolaci A., Nocentini S. (2004) - *Il «taglio a scelta a piccoli gruppi» nelle pinete di laricio in Sila*. L'Italia Forestale e Montana, 59: 82-98.
- Collalti A., Marconi S., Ibrom A., Trotta C., Anav A., D'Andrea E., Matteucci G., Montagnani L., Gielen B., Mammarella I., Grünwald T., Knohl A., Berninger F., Zhao Y., Valentini R., Santini M. (2016) - *Validation of 3D-CMCC Forest Ecosystem Model (v.5.1) against eddy covariance data for ten European forest sites*. Geoscientific Model Development, 9: 1-26, <https://doi.org/10.5194/gmd-9-479-2016>
- Collalti A., Trotta C., Keenan T.F., Ibrom A., Bond-Lamberty B., Grote R., Vicca S., Reyer C.P.O., Migliavacca M., Veroustraete F., Anav A., Campiol, M., Scoccimarro E., Sigut L., Grieco E., Cescatti A., Matteucci G. (2018) - *Thinning can reduce losses in carbon use efficiency and carbon stocks in managed forests under warmer climate*. Journal of Advances in Modeling Earth Systems, 10 (10): 2427-2452. <https://doi.org/10.1029/2018MS001275>
- Collalti A., Tjoelker M.G., Hoch G., Mäkelä A., Guidolotti G., Heskell M., Petit G., Ryan M.G., Battipaglia G., Prentice I.C. (2020) - *Plant respiration: Controlled by photosynthesis or biomass?* Global Change Biology, 26 (3): 1739-1753 <https://doi.org/10.1111/gcb.14857>
- Commissione Europea (2021) - *Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni, Nuova strategia dell'UE per le foreste per il 2030*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/ALL/?uri=CELEX:52021DC0572>

- Corona P., Marchetti M. (2002) - *I rimboschimenti e piantagioni nelle trasformazioni del paesaggio* - In: Rimboschimenti e piantagioni nelle trasformazioni del paesaggio - Quaderno IAED - International Association for Environmental Design (a cura di Corona P., Marchetti M.), n. 15: 25-36. Edizioni Papageno, Palermo.
- Corona P., Nocentini S. (2009) - *A parameter-based method for determining thinning intensity*. *L'Italia Forestale e Montana*, 64: 359-365. <https://doi.org/10.4129/IFM.2009.6.03>
- Corona P., Ferrari B., Iovino F., La Mantia T., Barbati A. (2009) - *Rimboschimenti e lotta alla desertificazione in Italia*. Aracne Editrice, Roma, 282 p.
- Corona P., Bergante S., Marchi M., Barbetti R. (2023) - *Quantifying the potential of hybrid poplar plantation expansion: an application of land suitability using an expert-based fuzzy logic approach*. *New Forests*. <https://doi.org/10.1007/s11056-023-10026-6>
- Costantini E.A.C., Dazzi C. (2013) - *The Soils of Italy*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5642-7>
- Costantini E., Barbetti R., Fantappiè M., L'Abate G., Lorenzetti R., Napoli R., Marchetti A., Riviaccio R. (2014). *The soil map of Italy a hierarchy of geodatabases, from soil regions to sub-systems*. In: GlobalSoilMap basis of the global spatial soil information system, p. 109–112. <https://doi.org/10.1201/b16500-23>
- Cutini A., Nocentini S. (1991) - *Prove sperimentali di diradamento su popolamenti di douglasia in Toscana*. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura*, vol. XXII: 72-152.
- De Mas G. (1993) - *Tecniche selvicolturali nel restauro ambientale. L'esempio della rinaturalizzazione di aree rimboschite con pino nero*. *Monti e Boschi*, 1: 16-22.
- De Philippis A. (1952) - *Compendio delle lezioni di Selvicoltura Speciale*. 1951-1952. C. a M., Firenze.
- De Philippis A. (1958) - *Lezioni di Selvicoltura Speciale*. Firenze.
- de Pury D.G.G., Farquhar G.D. (1997) - *Simple scaling of photosynthesis from leaves to canopies without the errors of big-leaf models*. *Plant, Cell and Environment*, 20 (5): 537-557. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1997.00094.x>
- De Rosa P., Cencetti C., Fredduzzi A. (2016) - *A GRASS tool for the Sediment Delivery Ratio mapping*. *PeerJ Preprints*, 4: e2227v1. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.2227v2>
- Deleuze C., Morneau F., Constant T., Saint André L., Bouvet A., Colin A. (2013) - *Le projet EMERGE pour des tarifs cohérents de volumes et biomasses des essences forestières françaises métropolitaines [The EMERGE Project; consistent volume and biomass yield table for French metropolitan forest species]* *Rendez-vous Techniques ONF*, p. 32–36.

- Desvougues W.H., Johnson F.R., Banzhaf H.S. (1998) - *Environmental Policy Analysis with Limited Information*. Edward Elgar Publishing, 256 p. <https://doi.org/10.4337/9781035303564>
- Ducci F., Proietti R., De Rogatis A., Monteverdi M.C., Germani A., Bresciani A., Teani A., Lauteri, M., De Dato G., Cutino I. (2016) - *Gestione delle risorse genetiche della Douglasia in Italia in relazione agli scenari dei cambiamenti globali*. In : Quaderni - I Georgofili, Atti della Accademia dei Georgofili, Vol. 12 (191° dall'inizio): 137 -157.
- Duncker P.S., Raulund-Rasmussen K., Gundersen P., Katzensteiner K., De Jong, J., Ravn H.P., Smith M., Eckmüllner O., Spiecker H. (2012) - *How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: Synergies and trade-offs*. Ecology and Society, 17 (4): 50. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05066-170450>
- FAO (2018) - *Terms and Definitions FRA 2020*. Forest Resource Assessment Working Paper 188, Rome, p. 32.
- Faustmann M. (1849) - *On the determination of the value which forestland and immature stands pose for forestry*. In: Cane M. and Linnard W. (eds). Martin Faustmann and the evolution of the discounted cash flow, Oxford Institute, Oxford, p. 27 - 55.
- Federici S. (2005) - *La gestione forestale ed i rimboschimenti di pino nero dei rilievi dell'Italia peninsulare*. L'Italia Forestale e Montana, 1: 16-44.
- Fernandes T.J.G., Del Campo A.D., Herrera R., Molina A.J. (2016) - *Simultaneous assessment, through sap flow and stable isotopes, of water use efficiency (WUE) in thinned pines shows improvement in growth, tree-climate sensitivity and WUE, but not in WUEi*. Forest Ecology and Management, 361: 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.029>
- Ferretti F., Cantiani P., Pelleri F. (2003) - *Applicazioni GIS per indagini di dettaglio a livello di parcella sperimentale forestale*. Atti del Terzo Congresso SISEF, Viterbo, 15-18 ottobre 2001, p. 411-417.
- Fukarek P. (1957) - *Prilog poznavanju crnog bora (Pinus nigra Arn, s l.)*. Rad. Polj. ?um. FaKult., III, 3, B. Sumarstavo, Sarajevu, p. 3-92. <https://doi.org/10.54652/rsf.1958.v6.i3.398>
- Gasparini P., Di Cosmo L., Floris A., De Laurentis D. (eds.) (2022) - *Italian National Forest Inventory – Methods and Results of the Third Survey. Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio — Metodi e Risultati della Terza Indagine*. Springer Tracts in Civil Engineering. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-98678-0>
- Giacobbe A. (1962) - *L'ecologia dei rimboschimenti*. Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali, 11: 17-40.
- Grilli G., Paletto A., De Meo I. (2014) - *Economic Valuation of Forest Recreation in an Alpine Valley*. Baltic Forestry, 20: 167–175.

- Grilli G., Fratini R., Marone E., Sacchelli S. (2020) - *A spatial-based tool for the analysis of payments for forest ecosystem services related to hydrogeological protection*. *Forest Policy and Economics*, 111: 102039. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102039>
- Hein L., van Koppen K., de Groot R.S., van Ierland E.C. (2006) - *Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services*. *Ecological Economics*, 57 (2): 209-228. ISSN 0921-8009. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- Hersbach H. (2020) - *The ERA5 global reanalysis*. *Q.J.R. Meteorol. Soc.:* 146, 1999–2049
- Huang L., Zhou Y. (2024) - *Influence of thinning on carbon storage mediated by soil physicochemical properties and microbial community composition in large Chinese fir timber plantation*. *Carbon Balance and Management*, 19: 29. <https://doi.org/10.1186/s13021-024-00269-x>
- INFC (2015) - *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi forestali di Carbonio* - INFC. [https://www.inventarioforestale.org/it/statistiche\\_infrc/](https://www.inventarioforestale.org/it/statistiche_infrc/)
- Iovino F. (2021) - *La ricostruzione boschiva in Calabria. Modello di riferimento del passato con approcci attuali in tema di tutela del territorio e dell'ambiente*. Rubbettino Università. Rubbettino Editore s.r.l. Soveria Mannelli (Catanzaro). 185 p.
- Iovino F., Menguzzato G. (2002) - *Rimboschimenti in Calabria: storia e significato*. In: *Rimboschimenti e piantagioni nelle trasformazioni del paesaggio*. In: Quaderno IAED - International Association for Environmental Design (a cura di Corona P., Marchetti M.), n. 15, p. 109-122. Edizioni Papageno, Palermo.
- Iovino F., Nocentini S. (2023) - *Cento anni dalla Legge Serpieri dalla ricostituzione boschive alla gestione forestale sostenibile*. In: *Cento anni dalla Legge Serpieri. Modernità e attualità della visione strategica di Arrigo Serpieri* (a cura di Ambrosio G. e Alessandra S.), cap 7: 141-158, CEDAM, Milano.
- Iovino F., Galliano C., Nicolaci A., Perrone V., Spano S. (2019) - *I rimboschimenti litoranei in Calabria: miglioramento e conservazione* In: *Atti del IV Congresso Nazionale di Selvicoltura*, Torino, 5-9 novembre 2018. *L'Italia forestale e Montana*, 74 (3): 155-187. <https://doi.org/10.4129/ifm.2019.3.03>
- Iovino F., Nicolaci A., Marziliano A.P., Pignataro F., Sanesi G. (2021) - *Lessons learned from the past: forestry initiatives for effective carbon stocking in Southern Italy*. *Annals of Silvicultural Research*, 46 (2): 99-111. <https://journals-crea.4science.it/index.php/asr>
- Jonard M., Misson L., Ponette Q. (2006) - *Long-term thinning effects on the forest floor and the foliar nutrient status of Norway spruce stands in the Belgian Ardennes*. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 2684–2695. <https://doi.org/10.1139/x06-153>
- Kimmins Y.P. (1987) - *Forest ecology*. Mac Millan, NY and London.

- Klädtker J., Kohnle U., Kublin E., Ehring A., Pretzsch H., Uhl E. Spellmann H. (2012) - *Wachstum und Wertleistung der Douglasie in Abhängigkeit von der Standraumgestaltung*. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 163: 96–104. <https://doi.org/10.3188/szf.2012.0096>
- La Marca O. (1983) - *Il problema degli schianti nei boschi. Ricerche sperimentali su alcuni popolamenti di conifere*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, XXXII: 69-114.
- La Marca O. (2017) - *Tavole di produzione e tavole di cubatura per la Douglasia*. Sherwood Foreste ed Alberi Oggi, 226: 20-23.
- La Marca O., Scotti R., Semerari P., Tomaiuolo M., Torrini L. (1994) - *Danni alle abetine di Vallombrosa nel periodo 1970-1988*. Linea Ecologica, 2: 15-20.
- La Marca O., Pozzi D., Procino L., Capponi C. (2017) - *La rinnovazione naturale della Douglasia (Pseudotsuga menziesii var. menziesii) in Toscana*. Primi risultati. Sherwood Foreste ed Alberi Oggi, 228: 27-31.
- La Marca O., Pozzi D., Rinaldini G., Capponi C., Raddi S. (2022) - *Prospettive future per la coltivazione della douglasia (Pseudotsuga menziesii var. menziesii) in Toscana*. In: Atti della giornata conclusiva del Progetto Do.Na.To. (Douglasiete Naturali Toscane), Accademia dei Georgofili, 99 p.
- Maccherini S., Salerni E., Mocali S., Bianchetto E., Landi S., De Meo I., Di Salvatore U., Marchi M., Bacaro G., Tordoni E., Barbato D., Gardin L., Perini C., Fabiani A., Chiellini C., Angiolini C., d'Errico G., Fanfarillo E., Cantiani P. (2021) - *Silvicultural management does not affect biotic communities in conifer plantations in the short-term: A multi-taxon assessment using a BACI approach*. Forest Ecology and Management, 493: 119257. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119257>
- Maetzke F.G. (2015) - *Rimboschimento e recupero di soprassuoli forestali artificiali degradati: due aspetti fondamentali per la salvaguardia del territorio montano*. In: Atti del II Congresso Internazionale di Selvicoltura. Progettare il futuro per il settore forestale, Firenze, 26-29 novembre 2014. Firenze: Accademia Italiana di Scienze Forestali, 1: 361-365. ISBN 978-88-87553-21-5. <http://dx.doi.org/10.4129/2cis-fgm-rim>
- Marchetti M., Campaiola F., Lozupone G. (1995) - *Progettazione di interventi colturali nei rimboschimenti di pino nero dell'appennino laziale*. In: Atti La progettazione ambientale nei sistemi agroforestali, Quaderni Iaed, 2, Roma, p. 102-114.
- Marchi M., Paletto A., Cantiani P., Bianchetto E., De Meo I. (2018) - *Comparing Thinning System Effects on Ecosystem Services Provision in Artificial Black Pine (Pinus nigra J. F. Arnold) Forests*. Forests, 9: 188. <https://doi.org/10.3390/f9040188>

- Mariotti B., Mezzalana G., Allasia E., Fazio F., Fiorentin R., Maltoni A., Marchetti M., Matteucci G., Mori P., Motta R., Piotti A., Rositi A., Sabatti M., Tognetti R., Salbitano F. (2022) - *La vivaistica forestale in Italia al bivio: sfide e strategie*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 19: 85-94. <http://dx.doi.org/10.3832/efor4193-019>
- Marone E., Sacchelli S. (2016) - *Valutazioni economico-finanziarie e sistemi di supporto alle decisioni*. In: Nocentini S., Corona P.M. (a cura di), Linee guida per la gestione sostenibile delle fustaie a prevalenza di pino nero e delle fustaie e dei cedui “invecchiati” di cerro della Toscana. ISBN 978-88-87553-23-9, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Martini S., Maltoni A., Monteverdi M.C., De Dato G., Salbitano F., Marchetti M., Mariotti B. (2022) - *Indagine sulla produzione vivaistica forestale pubblica in Italia*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 19: 1830. <http://dx.doi.org/10.3832/efor4083-019>
- Mattheck C. (2000) - *The mechanical design*. Springer-Verlag. Berlin.
- Mattioli W., Puletti N., Coaloa D., Rosso L., Chianucci F., Grotti M., Corona P. (2019) - *INARBO.IT Inventario degli impianti di ARBORicoltura da legno in Italia*. Sherwood Foreste e Alberi Oggi, 239: 7-10.
- McDowell N., Pockman W.T., Allen C.D., Breshears D.D., Cobb N., Kolb T., Plaut J., Sperry J., West A., Williams D.G., Yepez E.A. (2008) - *Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought?* New phytologist, 178 (4): 719-739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) - *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Melaku Canu D., Ghermandi A., Nunes P.A.L.D., Lazzari P., Cossarini G., Solidoro C. (2015) - *Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: An ecological economics approach*. Global Environmental Change, 32: 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.008>
- Merlo M. (1992) - *Elementi di economia ed estimo forestale-ambientale*. Pàtron editore, 546 p.
- Mickovski S.B., Stokes A., van Beek L.P.H. (2005) - *A decision support tool for windthrow hazard assessment and prevention*. Forest Ecology and Management, 216 (1–3): 64-76, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.043>
- MIPAAF (2022) - *Strategia Forestale Nazionale in attuazione dell’art. 6, comma 1, del decreto legislativo 3 aprile 2018, n. 34*. Pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale il 9 febbraio 2022 (22A00834) (GU Serie Generale n. 33 del 09-02-2022). <https://www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/15339>

- Mondino G.P., Bernetti G. (1998) - *I tipi forestali*. In: *Boschi e macchie di Toscana*. Regione Toscana, Giunta Regionale, Firenze.
- Nahlik A.M., Kentula M.E., Fennessy M.S., Landers D.H. (2012) - *Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice*. *Ecological economics*, 77: 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.001>
- Nocentini S. (1995) - *La rinaturalizzazione dei rimboschimenti. Una prova su pino nero e laricio nel complesso di Monte Morello (Firenze)*. *L'Italia Forestale e Montana*, 50 (4): 423-435.
- Nocentini S. (2000) - *La rinaturalizzazione dei sistemi forestali: aspetti concettuali*. *L'Italia Forestale e Montana*, 55 (4): 211-218.
- Nocentini S. (2001) - *La rinaturalizzazione come strumento di recupero dei sistemi forestali semplificati nell'Italia meridionale*. *L'Italia Forestale e Montana*, 56: 344-351.
- Nocentini S. (2002) - *Introduzione di specie forestali esotiche: significato, problemi e prospettive*. In: *Rimboschimenti e piantagioni nelle trasformazioni del paesaggio - Quaderno IAED - International Association for Environmental Design* (a cura di Corona P., Marchetti M.), n. 15: 79-86. Edizioni Papageno, Palermo.
- Nocentini S. (2006) - *La rinaturalizzazione dei sistemi forestali: è necessario un modello di riferimento?* *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 3: 376-379. <https://doi.org/10.3832/efor0394-0030376>
- Nocentini S., Puletti N. (2009) - *La rinaturalizzazione dei rimboschimenti. Prova sperimentale su un popolamento di pino nero e laricio*. *Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura*, Taormina (ME), 16-19 Ottobre 2008, p. 217-227. <https://doi.org/10.4129/CNS2008.028>
- Nocentini S., Travaglini D., Muys B. (2022) - *Managing Mediterranean Forests for Multiple Ecosystem Services: Research Progress and Knowledge Gaps*. *Current Forestry Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00167-w>
- Palmieri M., Gaglioppa P., Guadagno R., Marino D., Marucci A., Pellegrino D., Picchi S. (2014) - *Modello dimostrativo di valutazione dell'efficacia di gestione*. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168). Roma, CURSA, 128 p.
- Panagos P., Borrelli P., Poesen J., Ballabio C., Lugato E., Meusburger K., Montanarella L., Alewell C. (2015a) - *The new assessment of soil loss by water erosion in Europe*. *Environmental Science and Policy*, 54: 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>
- Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., Alewell C., Lugato E., Montanarella L. (2015b) - *Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale*. *Land Use Policy*, 48: 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>

- Panagos P., Van Liedekerke M., Borrelli P., Köninger J., Ballabio C., Orgiazzi A., Lugato E., Liakos L., Hervas J., Jones A., Montanarella L. (2022) - *European Soil Data Centre 2.0: Soil data and knowledge in support of the EU policies*. European Journal of Soil Science, 73 (6): e13315. <https://doi.org/10.1111/ejss.13315>
- Passarino L., Galipò G., Travaglini D. (2022) - *Monitoraggio della rinnovazione naturale di specie arboree nella foresta di Vallombrosa in aree disturbate dal vento*. L'Italia Forestale e Montana, 77 (2): 71-84. <https://dx.doi.org/10.36253/infm-1707>
- Pastorella F. (2007) - *I processi di rinaturalizzazione dei rimboschimenti a Pinus Halepensis Mill nella Sicilia occidentale*. Tesi di dottorato in Sistemi arborei agrari e forestali, Università degli Studi di Palermo.
- Pavari A. (1921) - *Studio preliminare sulla coltura di specie forestali esotiche in Italia. II: parte descrittiva. Sez. I: conifere*. Annali Regio Istituto superiore forestale nazionale, Vol. VI: 3
- Pavari A. (1927) - *La tecnica dei rimboschimenti secondo le più recenti vedute ed esperienze*. L'Alpe, 11: 321- 334; 12: 359-364.
- Pavari A. (1959) - *Basi ecologiche e tecniche dei rimboschimenti in Italia*. In: Scritti di Ecologia, Selvicoltura e Botanica Forestale. Pubblicazioni dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Pavari A. (1961) - *I rimboschimenti nella catena appenninica*. In: Atti del Congresso Nazionale sui rimboschimenti e sulla ricostituzione dei boschi degradati, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Pavari A., De Philippis A. (1941) - *La sperimentazione di specie forestali esotiche in Italia. Risultati del primo ventennio*. Annali della sperimentazione agraria, Vol. XXXVIII, Tip. Failli, Roma.
- Pearce D.W., Turner R.K., Bateman I. (2003) - *Economia ambientale*. Il Mulino.
- Peltola H., Miina J., Rouvinen I., Kellomäki S. (2002) - *Effect of early thinning on the diameter growth distribution along the stem of Scots pine*. Silva Fennica., 36: 813–825. <https://doi.org/10.14214/sf.523>
- Picchio R., Lo Monaco A., Venanzi R., Latterini F. (2019) - *Rinaturalizzazione dei rimboschimenti di pino nero (Pinus nigra Arnold): corrette metodologie di utilizzazione forestale e valutazione degli assortimenti*. In: I Georgofili. Quaderni 2018-II. “Rinaturalizzazione dei rimboschimenti di pino nero: aspetti storici e gestione odierna”. Edizioni Polistampa, Firenze.
- Piovanelli C., Gamba C., Batistoni E. (2004) - *Valutazione della stabilità e funzionalità degli ecosistemi tellurici in rimboschimenti di pino nero tramite indicatori biologici del suolo. (Poster)*. Ri. Selv. Italia, 16 settembre 2004, Milano.
- Piussi P. (1986) - *Diradamenti e stabilità dei soprassuoli*. Monti e Boschi, 4: 9-13.

- Piussi P. (2000) - *Selvicoltura Generale*. Unione Tipografico-Editrice Torinese. Ristampa.
- Plutino M., Di Marco C., Bernardini V. (2023) - *A Pseudotsuga menziesii var. menziesii (=viridis) (Schwerin) Franco stand description dataset: a case study of Pavari's experimental Plot 412 ninety years after plantation*. *Annals of Silvicultural Research*, 48 (1): 41-44.
- Pozzi D., La Marca O., Raddi S., Rinaldini G., Monteverdi M.C., Capponi C., Brunetti M., Bruschini S. (2022) - *Do.Na.To - Douglasiete Naturali Toscane*, Compagnia delle Foreste, 16 p.
- Pretzsch H., Schultze G. (2005) - *Crown allometry and growing space efficiency of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) and European beech (Fagus sylvatica L.) in pure and mixed stands*. *Plant Biology*, 7: 628–639. <https://doi.org/10.1055/s-2005-865965>
- Raddi S., La Marca O., Rinaldini G., David Pozzi D. (2022) - *Il ruolo delle douglasiete per la mitigazione e l'adattamento ai cambiamenti*. In: *Atti della giornata conclusiva del Progetto Do.Na.To. (Douglasiete Naturali Toscane)*, Accademia dei Georgofili, 99 p.
- Raffa M., Adinolfi M., Reder A. (2023) - *Very High Resolution Projections over Italy under different CMIP5 IPCC scenarios*. *Scientific Data*, 10: 238 <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02144-9>
- Ribe R.G. (2009) - *In-stand scenic beauty of variable retention harvests and mature forests in the U.S. Pacific Northwest: The effects of basal area, density, retention pattern and down wood*. *Journal of Environmental Management*, 91: 245–260. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.08.014>
- Rockel B., Will A., Hense A. (2008) - *The regional climate model COSMO-CLM (CCLM)*. *Meteorol. Z.*, 17: 347–348. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0309>
- Romano D. (1986) - *I rimboschimenti nella politica forestale italiana*. *Monti e Boschi*, XXXVII, 6: 7-12.
- Romero C., Rehman, T. (2003) - *Compromise programming*. In: *Romero C., Rehman T. (Eds.), Multiple criteria analysis for agricultural decisions, developments in agricultural economics series*. Vol. 11: 63–78, Amsterdam, Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0926-5589\(03\)80007-9](https://doi.org/10.1016/S0926-5589(03)80007-9)
- Ruddell S., Sampson R., Smith M., Giffen R., Cathcart J., Hagan J., Sosland D., Godbee J., Heissenbuttel J., Lovett S. (2007) - *The role for sustainably managed forests in climate change mitigation*. *Journal of Forestry*, 105: 314–319. <https://doi.org/10.1093/jof/105.6.314>
- Sacchelli S. (2018) - *A Decision Support System for trade-off analysis and dynamic evaluation of forest ecosystem services*. *iForest*, 11: 171-180. <https://doi.org/10.3832/ifor2416-010>

- Sacchelli S., Cipollaro M., Fabbrizzi S. (2018) - *A GIS-based model for multiscale forest insurance analysis: the Italian case study*. *Forest Policy and Economics*, 92: 106–118. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.04.011>
- Sacchelli S., Borghi C., Grilli G. (2021) - *Prevention of erosion in mountain basins: A spatial-based tool to support payments for forest ecosystem services*. *Journal of Forest Science*, 67 (6): 258–271. <https://doi.org/10.17221/5/2021-JFS>
- Sanesi G., Mairota P. (2010) - *Come mitigare il cambiamento climatico (How to mitigate climate change)*. Fondazione Gas Natural, Barcelona, 270 p.
- Sartori D., Catalano G., Genco M., Pancotti C., Sirtori E., Vignetti S., Del Bo C. (2014) - *Guida all'analisi costi-benefici dei progetti d'investimento – Strumento di valutazione economica per la politica di coesione 2014-2020*. Commissione Europea, Direzione generale della Politica regionale e urbana, Luxembourg Publications Office of the European Union.
- Scarciglia F., Nicolaci A., Del Bianco S., Pellea T., Soligo M., Tuccimei P., Marzaioli F., Passariello I., Iovino F. (2020) - *Reforestation and soil recovery in a Mediterranean mountain environment Insights into historical geomorphic and vegetation dynamics in the Sila Massif, Calabria, southern Italy*. *Catena*, 194: 104707. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104707>
- Scheffer M., Brock W., Westley F. (2000) - *Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis*. *Ecosystems*, 3: 451–471. <https://doi.org/10.1007/s100210000040>
- Schirone B. (1998) - *Le attività di rimboschimento in Italia: situazione attuale e prospettive*. In: Atti Secondo Congresso Nazionale di Selvicoltura, per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani, Venezia, 24-27 giugno 1998, p. 347-355.
- Schmalfluss N., Vitkova (2016) - *Douglas fir in Freiburg city Forest: an introduced tree species in the light of multifunctional management objectives*. In: *Introduced tree species in European Forest: opportunities and challenges*, a cura di F. Krumm, L.Vitkova, pp.320-328, [www.efi.int](http://www.efi.int).
- Schober R. (1963) - *Erfahrungen mit der Douglasie in Europa*. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 18 (30): 473-519.
- Seppelt R., Dormann C.F., Eppink F.V., Lautenbach S., Schmidt S. (2011) - *A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead*. *Journal of Applied Ecology*, 48: 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- Skovsgaard J.P., Vanclay J.K. (2007) - *Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands*. *Forestry*, 81: 13-31. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm041>

- Sterba H. (1987) - *Estimating potential density from thinning experiment and inventory data*. Forest Science, 33: 1022-1034. <https://doi.org/10.1093/forestscience/33.4.1022>
- Susse R. (2009) - *Le traitement des futaies irrégulières*. AFI Besancon, France.
- Testolin R., Dalmonech D., Marano G., Bagnara M., D'Andrea E., Matteucci G., Noce S., Collalti A. (2023) - *Simulating diverse forest management options in a changing climate on a Pinus nigra subsp. laricio plantation in Southern Italy*. Science of the Total Environment, 857: 159361. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159361>
- Thomas F.M., Rzepecki A., Werne W. (2022) - *Non-native Douglas fir (Pseudotsuga menziesii) in Central Europe: Ecology, performance and nature conservation*. Forest Ecology and Management, 506: 119956. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119956>
- Tiberi R., Roversi F.P. (2001) - *Gli insetti fitofagi coinvolti nel fenomeno del deperimento dei boschi della Toscana: il complesso forestale di Monte Morello*. Linea Ecologica, 23 (3): 51-58.
- Todaro L., Quartulli S., Robusto A., Moretti N. (2002) - *Effetti del diradamento sulla stabilità del soprassuolo e sugli assortimenti legnosi ritraibili in un popolamento di douglasia*. L'Italia Forestale e Montana, 5: 451-466.
- Tomao A., Antonio J., Martínez J., Aragón D. (2017) - *Is silviculture able to enhance wild forest mushroom resources? Current knowledge and future perspectives*. Forest Ecology and Management, 402: 102–114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.039>
- Vangi E., D'Amico G., Francini S., Borghi C., Giannetti F., Corona P., Marchetti M., Travaglini D., Pellis G., Vitullo M., Chirici G. (2023) - *Large-scale high-resolution yearly modeling of forest growing stock volume and above-ground carbon pool*. Environmental Modelling and Software, 159: 105580. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105580>
- Vitullo M., De Lauretis R., Federici S. (2007) - *La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane*. Silvae, 3 (9): 1-14.