



GESTIONE FORESTALE E BENEFICI AMBIENTALI

L'esperienza SelPiBioLife per le pinete artificiali di pino nero

Report

Nell'ottica di una gestione forestale multifunzionale sostenibile, è di fondamentale importanza che qualunque sia l'obiettivo gestionale, venga considerato come prioritario il valore ecologico del bosco.



LIFE13 BIO/IT/000282

Progetto realizzato con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'UE

GESTIONE FORESTALE E BENEFICI AMBIENTALI

L'esperienza SelPiBioLife per le pinete artificiali di pino nero

Report tecnico SelPiBioLife

Pubblicazione realizzata in ambito del Progetto SelPiBioLife [LIFE13 BIO/IT/000282]

Autori

ELISA BIANCHETTO, DEBORA BARBATO, GIANNI BETTINI, PAOLO CANTIANI, ISABELLA DE MEIO, UMBERTO DI SALVATORE, GIADA D'ERRICO, LORENZO GARDIN, BARBARA GARGANI, SILVIA LANDI, GIUSEPPE MAZZA, STEFANO MOCALI, CLAUDIA PERINI, PIO FEDERICO ROVERSI, ELENA SALERNI, STEFANIA SIMONCINI, GIULIA TORRINI,

Coordinamento editoriale

SILVIA BRUSCHINI

Editore

 Compagnia delle Foreste S.r.l.
Via Pietro Aretino 8, 52100 Arezzo
Tel. 0575.323504 / Fax 0575.370846
Email posta@compagniadelleforeste.it
www.compagniadelleforeste.it

Fotografie

Archivio fotografico Compagnia delle Foreste

Coordinatore Progetto



Partner



INDICE

1 Ecosistema pineta di pino nero <i>Elisa Bianchetto</i>	pag. 4
2 Gestione forestale delle pinete artificiali <i>Paolo Cantian</i>	pag. 5
3 Il Progetto LIFE SelPiBio <i>Paolo Cantiani</i>	pag. 6
4 Le aree di monitoraggio <i>Paolo Cantiani</i>	pag. 8
5 Inquadramento geologico e pedologico <i>Lorenzo Gardin</i>	pag. 10
6 Caratterizzazione climatica <i>Lorenzo Gardin</i>	pag. 13
7 Il clima del bosco. Condizioni microclimatiche <i>Umberto Di Salvatore</i>	pag. 17
8 Il ruolo della necromassa in bosco <i>Isabella De Meo</i>	pag. 19
9 L'importanza della biodiversità del suolo <i>Elisa Bianchetto</i>	pag. 24
10 Vegetazione arborea arbustiva e erbacea <i>Elisa Bianchetto, Paolo Cantiani</i>	pag. 26
11 Compagine macrofungina <i>Elena Salerni</i>	pag. 33
12 La macrofauna del suolo (Carabidi) <i>Gianni Bettini, Barbara Gargani</i>	pag. 37
13 La mesofauna del suolo <i>Silvia Landi, Giada d'Errico, Giuseppe Mazza, Stefania Simoncini, Giulia Torrini, Pio Federico Roversi</i>	pag. 39
14 Diversità microbica <i>Stefano Mocali</i>	pag. 44
15 Effetti dei diradamenti sul microclima <i>Umberto Di Salvatore, Lorenzo Gardin</i>	pag. 50
16 Conclusioni	pag. 59
Abstract	pag. 61
Bibliografia	pag. 64

1

ECOSISTEMA PINETA DI PINO NERO

Elisa Bianchetto



Le pinete di pino nero in Appennino sono di origine artificiale e risalgono al secolo scorso (primi del '900) quando la politica pubblica forestale, grazie alle caratteristiche ecologiche della specie, le ha utilizzate **per recuperare terreni montani e per stabilizzare le pendici**. Il pino nero (*Pinus nigra* J.F. Arnold) è infatti dotato di spiccate caratteristiche di specie pioniera e si distingue per la facilità di allevamento in vivaio. L'inventario Forestale Nazionale (INFC 2005) riporta una superficie pari a circa 8.500 ha concentrata principalmente nell'Appennino centro-settentrionale, lungo la dorsale che si sviluppa dalla Liguria all'Abruzzo.

La loro diffusione è quindi legata principalmente ad un ruolo protettivo, la gestione inizialmente prevista, con il tempo è venuta meno; infatti, **al notevole impegno finanziario in fase di rimboscimento non ha fatto seguito un pari impegno per la loro gestione** che si è rivelata non sufficiente negli anni successivi all'impianto.

L'assenza di diradamenti ha favorito un'eccessiva densità con conseguenze negative sulla stabilità dei popolamenti e parallelamente ha favorito in molti casi l'insorgere di problemi fitosanitari che hanno portato questi soprassuoli in uno stato di degrado avanzato.

Attualmente siamo di fronte a popolamenti adulti di 40-50 anni o più di età che sono oggetto di considerazioni negative legate soprattutto alla loro monospecificità e alla loro struttura prevalentemente monoplana che gli attribuisce caratteristiche di soprassuoli poveri con scarsa biodiversità e paesaggisticamente "monotoni".

Attualmente, in alcuni contesti, le pinete non hanno ancora concluso la loro funzione protettiva e quindi **devono essere diradate**, altre invece avendo raggiunto l'obiettivo principale per cui sono state realizzate sono mature per la fase di **rinaturalizzazione** e dovranno essere gestite per perseguire tale nuovo obiettivo.

2

GESTIONE FORESTALE DELLE PINETE ARTIFICIALI

Paolo Cantiani

È noto che la gestione selvicolturale interviene sulle dinamiche forestali modificando innanzitutto la copertura arborea e di conseguenza, le caratteristiche di composizione specifica, crescita e sviluppo, cicli energetici e biodiversità dei soprassuoli forestali.

Nella gestione delle pinete da rimboscimento ciò si traduce in **azioni selvicolturali** che mirino all'obiettivo principale di medio lungo periodo di **“rinaturalizzare” le pinete**, ovvero favorire la loro successione naturale tramite il **reingresso graduale di specie forestali autoctone** (latifoglie).

Per favorire questo processo è necessario realizzare le opportune cure colturali nelle pinete in fase giovanile/adulta. Le tecniche selvicolturali si traducono nei **“diradamenti” ovvero la regolazione della densità del popolamento forestale**. I diradamenti nei boschi hanno soprattutto due specifiche finalità:

- stimolo alla crescita delle piante allo scopo di produzioni ottimali di assortimenti legnosi;
- aumento del grado di stabilità dei popolamenti forestali.

In pratica il diradamento si traduce in un **incremento della funzionalità complessiva dell'ecosistema**, in quanto oltre all'aumento delle potenzialità meccaniche e dimensionali degli alberi, col diradamento si opera anche un'azione diretta sulla copertura delle chiome che si riflette sul microclima interno del bosco soprattutto a livello del suolo. Regimi, modalità ed intensità del diradamento agiscono in misura diversa su tutti questi aspetti.

Per le specie eliofile la modalità più opportuna di diradamento è quella “selettiva”, ovvero una tecnica di scelta delle piante da preservare mirata all'allevamento dei soggetti di maggior sviluppo potenziale.



3

IL PROGETTO LIFE SelPiBio

Paolo Cantiani



Obiettivo primario del progetto SelPiBioLife è stato dimostrare come una modalità di trattamento selvicolturale innovativa in pinete di pino nero, incrementi il grado di biodiversità a livello dell'ambiente suolo (funghi, batteri, flora, mesofauna, nematodi).

È stato valutato l'effetto di un **diradamento di tipo selettivo**, rispetto alla modalità tradizionale (diradamento dal basso) e all'assenza di trattamento, su popolamenti di pino nero in fase giovanile e sulla biodiversità del suolo. Nonostante sia stata dimostrata l'efficacia del diradamento selettivo sugli effetti incrementali e di stabilità dei popolamenti artificiali di questa specie, questa modalità d'intervento non viene comunemente adottata nelle pinete appenniniche.

Con SelPiBioLife si mostra che questa tecnica gestionale, modificando la diversità strutturale orizzontale e verticale del popolamento forestale, ovvero la modalità di copertura delle chiome, **determina un diverso regime di luce, acqua e temperatura a livello del suolo** favorendo l'accrescimento della biodiversità e la funzionalità complessiva dell'ecosistema.



COME I DIRADAMENTI INFLUENZANO la biodiversità

La gestione forestale in Italia è stata improntata soprattutto ad ottenere miglioramenti delle funzioni produttive e protettive del bosco. L'attenzione alla "sostenibilità" della gestione forestale non ha mai riguardato gli aspetti legati alla biodiversità a livello del suolo. Il **suolo** riveste invece un ruolo fondamentale negli ecosistemi forestali: la funzionalità dei suoli è strettamente correlata alla funzionalità degli apparati radicali, alla dinamica della successione forestale ed è sede della biodiversità a scala di micro- e mesofauna, di funghi e di flora.

La **copertura arborea** determina l'incidenza della radiazione e la sua trasmissione al suolo influenzando la fotosintesi, la temperatura dell'aria e del suolo, l'umidità e l'evapotraspirazione, e riveste pertanto un ruolo centrale per le dinamiche e la biodiversità degli ecosistemi forestali.

Il trattamento selvicolturale proposto dal progetto SelPiBioLife interviene a livello del piano delle chiome degli alberi, **modificando la quantità e la qualità della luce** e di conseguenza la temperatura e l'acqua a livello del suolo, influenzando così anche le caratteristiche strutturali e biochimiche del suolo stesso direttamente correlate al regime luminoso e idrico.



4

LE AREE DI MONITORAGGIO

Paolo Cantiani

Gli obiettivi del progetto SelPiBioLife vengono perseguiti attraverso **l'applicazione dei trattamenti e il monitoraggio delle componenti della biodiversità al suolo** in aree localizzate in due comprensori toscani: Unione dei Comuni Amiata Val d'Orcia (di seguito Amiata) e Unione dei Comuni del Pratomagno (di seguito Pratomagno).

I popolamenti forestali oggetto dello studio sono pinete di pino nero di impianto artificiale le cui caratteristiche principali sono riportate in Tabella 4.1.

Il protocollo di monitoraggio è stato il medesimo per le due aree di studio ed ha previsto la delimitazione di **9 aree** di 1 ettaro ciascuna e l'applicazione di tre **tesi di trattamento**:

- **controllo**: nessun diradamento
- **diradamento dal basso**: prelievo esclusivamente del piano dominato
- **diradamento selettivo**: scelta delle 100 piante a maggior grado di stabilità e vigoria e diradamento localizzato attorno ad esse per eliminare le dirette concorrenti

Nelle Figure 4.1 e 4.2 è possibile visualizzare le aree di monitoraggio e all'interno di queste i *plot* dove sono stati realizzati i rilievi i cui risultati sono l'oggetto di questo Report.

	Area di monitoraggio Amiata	Area di monitoraggio Pratomagno
Quota media	780 metri s.l.m.	1.150 metri s.l.m.
Esposizione prevalente	Sud-Ovest	Sud-Ovest
Pendenza media	15%	40%
Età del popolamento al 2015	44 anni	59 anni

Tabella 4.1 - Principali caratteristiche stazionali delle aree in cui sono stati realizzati i protocolli di monitoraggio SelPiBioLife.

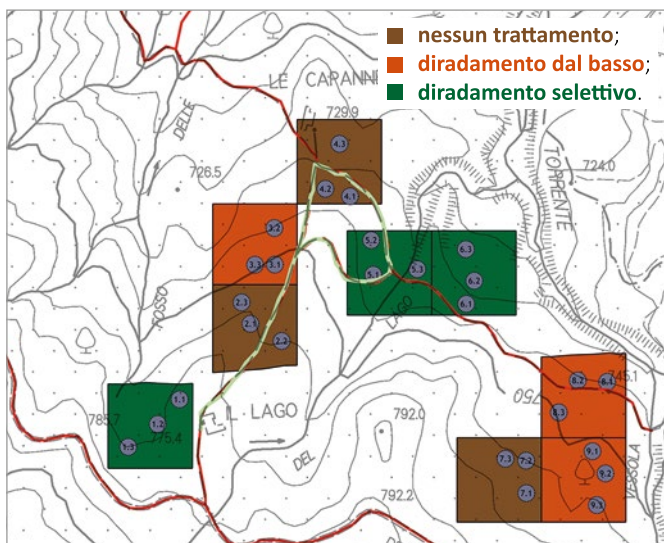


Figura 4.1 - Localizzazione delle aree dei *plot* di monitoraggio nel territorio dell'Unione dei Comuni Amiata Val d'Orcia (Amiata).

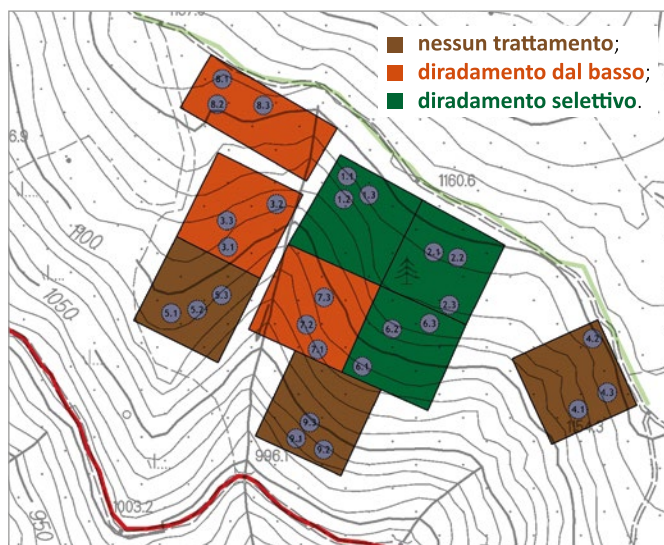


Figura 4.2 - Localizzazione delle aree dei *plot* di monitoraggio nel territorio dell'Unione dei Comuni del Pratomagno (Pratomagno).

5

INQUADRAMENTO GEOLOGICO E PEDOLOGICO

Lorenzo Gardin

AREA PRATOMAGNO

Da un punto di vista geologico, il massiccio del Pratomagno è un comprensorio montuoso lungo circa 30 km, collocato nella parte orientale della Toscana a ridosso della dorsale appenninica. Divide il Casentino dal Valdarno superiore e il suo orientamento Nord-Ovest Sud-Est è parallelo a quello della dorsale principale.

L'area **SelPisBioLife** del Pratomagno è situata su un versante con vallecole a V, esposto a Sud Ovest, avente una pendenza variabile da forte, nella parte alta, a estrema nella parte bassa. Sono presenti affioramenti rocciosi in quantità moderata e la pietrosità di piccole, medie e grandi dimensioni è sempre presente in quantità notevole, localmente abbondante. Sono evidenti fenomeni erosivi in prossimità delle incisioni e laddove la copertura del soprassuolo non è continua.

La formazione geologica presente nell'area del Progetto è comunemente chiamata Magigno e caratterizzata, dal punto di vista **litologico**, da un'alternanza di consistenti strati di arenarie quarzoso-feldspatiche con strati più sottili di siltiti e argilliti.

Dal punto di vista **pedologico**, il rilevamento specifico ha evidenziato che i suoli presenti nell'area del Progetto, sono da sottili a moderatamente profondi, con contenuto elevato di sostanza organica nell'orizzonte superficiale A, con frequente presenza di frammenti di roccia delle dimensioni della ghiaia grossolana, dei ciottoli e delle pietre in tutto il profilo, a tessitura prevalentemente franca e franco sabbiosa, non calcarei, da estremamente a moderatamente acidi, con saturazione in basi moderatamente bassa, talvolta eccessivamente drenati.

La presenza e lo spessore di un orizzonte superficiale con elevato contenuto in **sostanza organica**, è un carattere molto frequente nell'area; il suo spessore è variabile da 10 a 40 cm; nelle zone maggiormente erose esso è assente. Esso rappresenta la più importante fonte di elementi della fertilità, dato che il substrato arenaceo risulta molto povero in cationi.

La **densità apparente** degli orizzonti superficiali, mostra valori compresi fra 0,90 e 1,20 evidenziando un'elevata porosità dei suoli che garantisce un'alta permeabilità all'acqua e una moderata capacità di acqua disponibile.

Dal punto di vista **chimico** i suoli risultano privi di carbonato di calcio e la reazione è da



estremamente a moderatamente acida; i rilievi mostrano valori di **pH** compresi fra 4,0 e 5,5; la saturazioni in basi del complesso di scambio è moderatamente bassa.

L'**AWC (Available Water Capacity)** indica la quantità di acqua disponibile per l'assorbimento da parte delle piante in un campo di valori compreso fra la capacità di campo (FC) e il punto di appassimento (WP). A causa della scarsa profondità dei suoli e del contenuto elevato di scheletro, l'AWC dei suoli del Pratomagno risulta essere limitata, generalmente con valori inferiori a 100 mm.

AREA AMIATA

Buona parte del territorio del Comune di Castiglione d'Orcia è costituito da una serie di formazioni geologiche di natura argillosa legate ad una orogenesi piuttosto recente.

L'**area SelPiBioLife** dell'Amiata è situata su un versante lungo ed ondulato, esposto a Nord Est, avente una pendenza variabile da debole a forte. Non sono presenti affioramenti rocciosi se non molto occasionalmente, mentre la pietrosità superficiale di piccole dimensioni è comune. Scarsa è la pietrosità di medie e grandi dimensioni e non sono evidenti fenomeni erosivi di significativa importanza.

Dal punto di vista **litologico** ricade nella Unità delle Argille a Palombini, complesso formato da argille fissili, argille siltose, argille marnose con sporadiche intercalazioni di calcari, calcareniti di base. Talvolta tali intercalazioni si infittiscono e gli elementi calcareo-marnosi assumono colore più scuro e raggiungono spessori maggiori.

Dal punto di vista **pedologico**, a seguito dello specifico rilevamento effettuato e in accordo con precedenti studi pedologici (CALZOLARI *et al.* 1988, GARDIN e VINCI 2006, Regione Toscana - Banca dati pedologica regionale), i suoli presenti nell'area campione sono profondi, mediamente dotati di sostanza organica nell'orizzonte superficiale A, da scarsamente ghiaiosi a ghiaiosi in profondità, a tessitura prevalentemente franco argillosa e argillosa, da debolmente a moderatamente calcarei, debolmente alcalini, con saturazione in basi molto alta, da ben drenati a piuttosto mal drenati.

Gli orizzonti superficiali minerali hanno un contenuto medio di **sostanza organica** e non raggiungono spessori significativi e diagnostici. La sostanza organica appare ben legata con la frazione minerale in aggregati umo-argillici grumosi ben sviluppati.

Per quanto riguarda la composizione granulometrica, sono molto frequenti le classi franco limoso argillosa in superficie, argillosa e argilloso-limosa in profondità.

La **densità apparente** degli orizzonti superficiali, rilevata a circa 10 cm di profondità,

mostra valori compresi fra 1,30 a 1,56 evidenziando una porosità dei suoli limitata, composta prevalentemente da pori di piccole dimensioni; la permeabilità a 20 cm di profondità è risultata comunque alta e la capacità di acqua disponibile è moderata.

Dal punto di vista **chimico** i suoli risultano prevalentemente calcarei, con contenuti di carbonato di calcio intorno a 5-10% e con una reazione moderatamente alcalina. Tuttavia frequenti sono gli orizzonti superficiali e profondi privi di carbonati liberi. Significativa appare la differenziazione del **pH** fra gli orizzonti organici O che presentano valori intorno a 5,5 e gli orizzonti minerali A sottostanti che presentano valori intorno a 7,0.

Al riguardo del drenaggio, i suoli rilevati risultano assai differenziati; la presenza e la profondità di orizzonti sotto-superficiali argilloso limosi, molto compatti, con evidenti fenomeni di gleyzzazione, a permeabilità molto ridotta, determina un comportamento idrologico assai variabile.

Per la maggiore profondità dei suoli, la minore presenza di scheletro e per la tessitura più fine, l'**AWC (Available Water Capacity)** media dei suoli dell'area Amiata è risultata moderata, con valori intorno a 120-140 mm, anche se è notevole la forza con cui l'acqua è trattenuta nei pori del suolo, rendendola non facilmente disponibile per l'assorbimento da parte degli apparati radicali delle piante.



6

CARATTERIZZAZIONE CLIMATICA

Lorenzo Gardin

La caratterizzazione climatica delle aree dimostrative del Progetto SelPiBioLife, si è basata sul confronto fra i dati derivanti da stazioni meteo appositamente installate nelle aree stesse e quelli derivanti dalle stazioni meteo più rappresentative appartenenti al Servizio Idrologico di Regione Toscana, per i quali è stato possibile effettuare delle elaborazioni climatologiche per un periodo di tempo almeno ventennale.



Per l'area del Pratomagno si sono considerate le temperature medie mensili della stazione di Vallombrosa (VAL, quota 980 m s.l.m., prov. FI) e le precipitazioni della stazione di Villa Cognola (COGN, quota 685 m s.l.m., prov. AR) mentre per l'area dell'Amiata sono stati elaborati i dati di temperatura e di piovosità della stazione meteo di Castiglion d'Orcia (di seguito CAS, quota 672 m slm, prov. SI) per un periodo dal 1997 al 2018 (Figura 6.1).

In Pratomagno le precipitazioni medie mensili sono maggiori dell'Amiata per quasi tutti i mesi ad eccezione dei mesi estivi nei quali i valori sono molto simili. Le temperature in Pratomagno sono costantemente minori. Il periodo di *deficit* estivo è di circa un mese nel Pratomagno e di circa due mesi in Amiata.

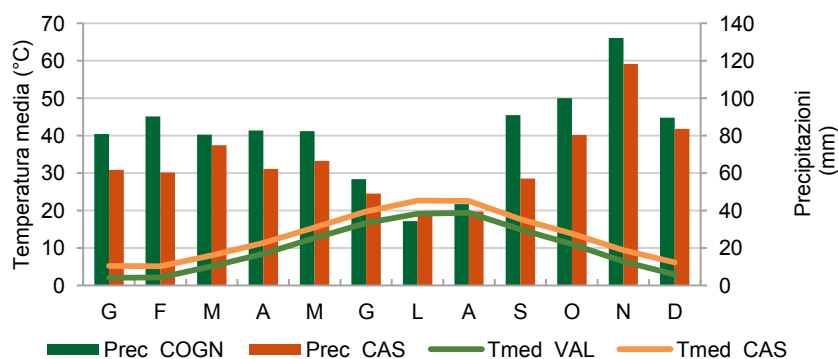


Figura 6.1 - Confronto fra i dati delle stazioni del Pratomagno (temperatura di Vallombrosa; precipitazione di Villa Cognola) e la stazione dell'Amiata (temperatura e precipitazione di Castiglion d'Orcia) per il periodo 1997-2018.

VALORI MEDI NEL PERIODO DEL PROGETTO

In sintesi possiamo affermare che nell'area Pratomagno (Tabella 6.1) l'anno di progetto 2016 è stato un anno in linea con la media ventennale sia per quantità e distribuzione delle precipitazioni che per la temperatura, il 2017 è stato invece un anno con un periodo primaverile-estivo molto siccitoso e molto caldo; ed infine il 2018 è stato un anno con una primavera assai umida e con un' estate siccitosa, ma non particolarmente calda.

Per l'area Amiata (Tabella 6.2), il 2016 è risultato un anno più umido e più fresco della media, con assenza di *deficit* idrico estivo, mentre anche qui il 2017 è stato un anno siccitoso e più caldo della norma sia in primavera che in estate. Il 2018 è stato un anno piovoso, ma non particolarmente caldo sia in primavera che in estate.

	Media (1997-2018)	2016		2017		2018	
Prec. annua (mm)	963,5	1125,8	↗	735,0	↘	1061,0	↗
Prec. mesi estivi (mm)	134,4	147,6	↗	61,4	↘	88,8	↘
T media annua (°C)	10,1	10,2	↗	10,4	↗	10,4	↗
T media mesi estivi (°C)	18,4	17,8	↘	20,3	↗	18,4	=

Tabella 6.1 - Area Pratomagno; schema riassuntivo fra dati storici (1997-2018) e gli anni di progetto misurati dalla stazione Selpibio.

	Media (1997-2018)	2016		2017		2018	
Prec. annua (mm)	792,4	1113,4	↗	514,9	↘	924,4	↗
Prec. mesi estivi (mm)	128,0	225,2	↗	51,4	↘	155,2	↗
T media annua (°C)	13,1	11,6	↘	11,8	↘-	11,8	↘
T media mesi estivi (°C)	21,6	18,9	↘	21,8	↗	19,6	↘

Tabella 6.2 - Area Amiata; schema riassuntivo fra dati storici (1997-2018) e gli anni di progetto della stazione Selpibio.



CONFRONTO FRA LE DUE AREE SELPIBIOLIFE

Si riportano qui di seguito i dati medi mensili delle stazioni SelPiBio per gli anni 2016-2018 (Figura 6.2).

Emerge che negli anni di progetto 2016-2018 **in Amiata le piogge sono state maggiori che in Pratomagno**, contrariamente all'andamento medio ventennale.

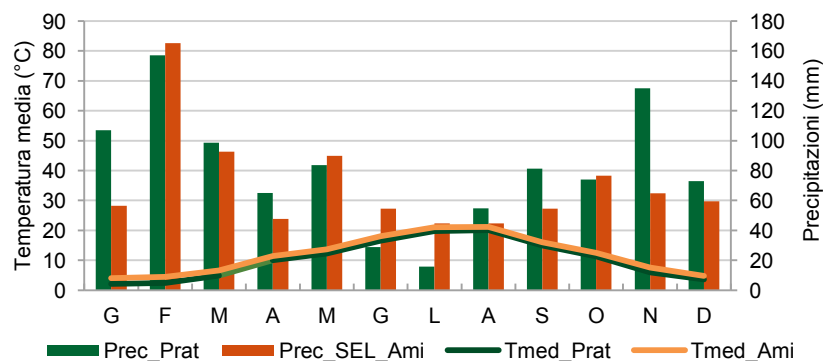


Figura 6.2 - Confronto fra i dati delle stazioni del Pratomagno (temperatura di Vallombrosa; precipitazione di Villa Cognola) e la stazione dell'Amiata (temperatura e precipitazione di Castiglion d'Orcia) per il periodo 1997-2018.

Fra i più significativi parametri meteorologici misurati dalle stazioni meteo del Progetto SelPiBioLife riportiamo il confronto fra la velocità media del vento e la radiazione solare media che evidenzia la differente esposizione dei versanti oggetto di studio (Figura 6.3 e 6.4).

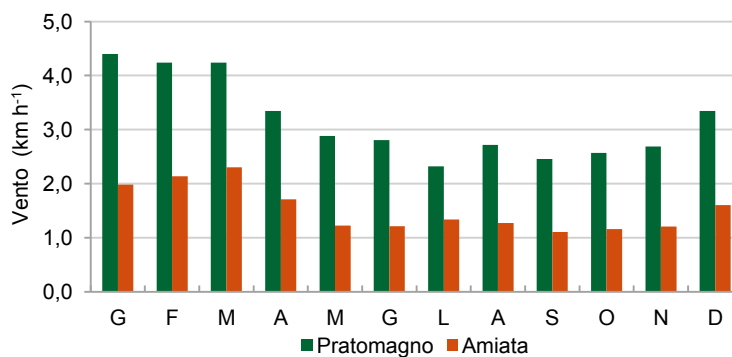


Figura 6.3 - Differenze in velocità del vento media mensile, stazioni SelPiBioLife, anni 2016-2018.

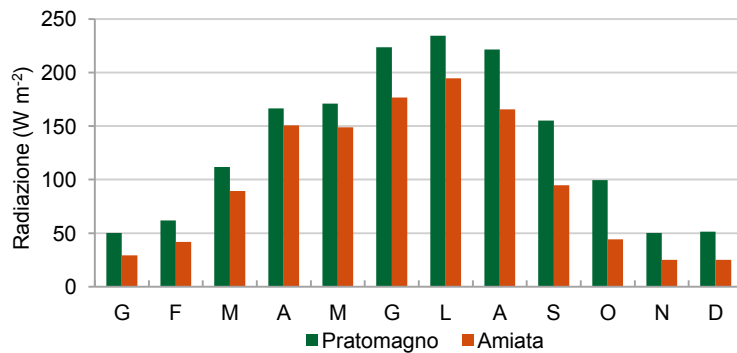


Figura 6.4 - Differenze in radiazione media mensile, stazioni SelPiBioLife, anni 2016-2018.

IL CLIMA DEL BOSCO

CONDIZIONI MICROCLIMATICHE

Umberto Di Salvatore

Il clima all'interno del bosco è diverso da quello all'esterno. La presenza di alberi, la loro distribuzione nello spazio, la forma delle chiome ed il grado di copertura da esse esercitato sono tra i principali fattori che influenzano gli scambi gassosi con l'atmosfera, l'intercettazione luminosa e i livelli di capacità fotosintetica, l'intercettazione delle precipitazioni ed il regime delle temperature. Gli alberi, oltre che come organismi produttori hanno un ruolo centrale nel determinare quello che viene definito il "clima del bosco".

Di seguito si definiscono le relazioni tra la presenza di alberi ed i principali fattori che determinano il clima all'interno del bosco

BOSCO-LUCE

La presenza della vegetazione intercetta la **radiazione luminosa** proveniente dal sole, fissandone parte tramite la fotosintesi, ne riduce l'intensità e modifica le caratteristiche qualitative. Gli strati delle chiome, e la copertura da essi esercitata, influenzano la composizione spettrale della luce che penetra all'interno del bosco: le chiome si comportano come filtri che modificano lo spettro della radiazione, attraverso un'azione selettiva di assorbimento, riflessione e trasmissione (PACI 2011). L'intensità e la qualità della luce sotto copertura variano infatti nello spazio e nel tempo in funzione della composizione specifica, della densità, dell'età degli alberi, della distribuzione spaziale del popolamento e della morfologia dei fusti e delle chiome (SCHIRONE *et al.* 1985).

BOSCO-TEMPERATURE

L'intercettazione della radiazione solare da parte delle chiome ha inevitabilmente un ruolo fondamentale nel regolare il **clima termico** all'interno del bosco. Così come accade per la luce gli effetti sono diversi a seconda di molti fattori tra i quali i principali sono le specie presenti, lo stato fisiologico e fenologico delle piante (presenza o assenza di foglie),



la densità e la struttura spaziale del bosco.

La **temperatura dell'aria all'interno di un bosco raggiunge i suoi valori massimi in corrispondenza dello strato delle chiome e tende a scendere progressivamente** ("gradiente termico") fino a raggiungere il minimo in corrispondenza del suolo. L'entità delle differenze di temperatura tra uno strato e l'altro della copertura vegetale dipende anche dalle caratteristiche del bosco: nei boschi formati da specie caducifoglie, per esempio, le differenze invernali sono quasi trascurabili, dato che manca lo schermo delle chiome (PIUSSI 1994).

La presenza del bosco ha inoltre un effetto sugli estremi termici (sia annui, sia giornalieri). Diversi studi hanno dimostrato come nelle foreste delle Alpi la presenza del bosco comporti una minore escursione termica ed una maggiore umidità del clima ("oceanicità del clima del bosco") mentre nei boschi della macchia mediterranea la temperatura media annua e l'escursione termica sono risultate maggiori rispetto all'esterno (PAVARI 1934).

BOSCO-PRECIPITAZIONI

La copertura esercitata dallo strato chiome degli alberi svolge un ruolo importante anche sul **ciclo dell'acqua** e determina condizioni di umidità del suolo forestale molto differenti.

Le foglie agiscono intercettando le precipitazioni e trattenendone una certa quantità.

Le zone coperte dalle chiome ricevono quindi una quantità inferiore di acqua mentre parte delle precipitazioni intercettate scorre lungo i rami ed il fusto e raggiunge per scorrimento (*stem flow*) il terreno. Il contatto con le chiome ed i tronchi **modifica le caratteristiche chimiche dell'acqua** che giunge al suolo arricchita dalle polveri depositate sulla chioma e dalle sostanze che vengono dilavate dai tessuti vivi e morti. Boschi con densità diverse, a diversi stadi di sviluppo e caratterizzati da specie con chiome di tipo diverso (caducifoglie e sempreverdi, sciafile ed eliofile) svolgono sia l'azione meccanica di intercettazione delle precipitazioni, sia quella di arricchimento chimico delle acque che scorrono lungo i fusti, in maniera differente (PIUSSI 1994).

BOSCO-VENTO

Il bosco rappresenta un ostacolo per il vento che viene intercettato e, di conseguenza, **modificato in forza, direzione e velocità**. Il movimento delle masse d'aria viene mitigato nelle foreste grazie alle chiome degli alberi e ai tronchi, che rappresentano un ostacolo, e, come conseguenza, la forza e la velocità del vento è minore nell'interno e, per un certo tratto, anche nelle zone di terreno situate all'esterno del bosco. La riduzione della velocità è funzione della composizione specifica, della densità e della struttura. In un soprassuolo monoplano la riduzione del vento è assai forte a livello delle chiome mentre è assai più blanda in basso dove incontra solamente i tronchi. La presenza di uno strato arbustivo contribuisce a ridurre la velocità del vento in prossimità del terreno. La riduzione è massima in fine in prossimità del suolo (PIUSSI 1994).

8

IL RUOLO DELLA NECROMASSA IN BOSCO

Isabella De Meo

Per **necromassa legnosa forestale** si intende, come definito dal Global Forest Resource Assessment (2005), *tutta la biomassa legnosa non vivente in piedi, a terra o nel suolo e non contenuta nella lettiera*. In questa definizione rientrano le tre componenti della necromassa:

- **alberi morti o morenti in piedi**, sia interi che stroncati o sradicati (che non abbiano ancora completamente toccato terra)
- **piante morte a terra**
- **ceppaie** (tra cui gli alberi in piedi stroncati ad un'altezza inferiore a 1,3 m da terra).

Oltre alla naturale evoluzione temporale e quindi strutturale del bosco, diversi fattori sia biotici che abiotici contribuiscono a determinare la **formazione della necromassa**. Tra questi si ricordano in particolare i fattori meteorologici come vento, neve, siccità, oltre che gli attacchi parassitari e gli incendi.

Di solito nei popolamenti forestali i fenomeni di mortalità che portano alla formazione di necromassa iniziano a manifestarsi con tassi elevati, per poi decrescere esponenzialmente con l'aumentare dell'età e delle dimensioni delle piante, ed infine incrementano nuovamente quando le piante ormai senescenti divengono più suscettibili ad attacchi parassitari o ad instabilità fisica.

Nonostante il termine necromassa o legno morto richiami l'idea dell'assenza di vita, tale componente del bosco è, al contrario, attualmente considerata come **elemento fondamentale per il mantenimento e l'incremento della biodiversità** costituendo un habitat ideale per la vita di numerosi vertebrati ed invertebrati e fungendo spesso da nicchia ideale per la germinazione di molte specie arboree. Oltre alla conservazione della biodiversità, a partire dagli anni '90 con l'affermarsi del concetto di Gestione Forestale Sostenibile (GFS), sono stati riconosciuti alla presenza della necromassa in bosco una serie di effetti positivi che comprendono lo stoccaggio del carbonio, il mantenimento della fertilità grazie all'apporto



di nutrienti al suolo, la protezione dal rischio idrogeologico. Attualmente la quantità di legno morto in foresta rappresenta un **indicatore di GFS** ratificato dalla Conferenza Interministeriale Europea e il suo rilievo è compreso negli inventari forestali nazionali.

Va comunque ricordato che la presenza di necromassa in bosco ha anche degli **effetti negativi** poiché può favorire attacchi di parassiti, aumentare il rischio di incendi ed anche da un punto di vista prettamente estetico è spesso considerata negativamente da parte di chi fruisce del bosco a fini ricreativi. Tali aspetti spiegano perché fino a pochi decenni fa la necromassa in bosco veniva considerata un fenomeno di disturbo ed un segno di cattiva gestione e veniva quasi totalmente asportata durante le operazioni selvicolturali. Emerge quindi come sia importante nella gestione forestale, individuare da un punto di vista sia qualitativo che quantitativo, la **soglia di necromassa in bosco la cui presenza possa rappresentare il giusto compromesso fra i benefici ecosistemici che offre e i rischi** che invece comporta. In generale la presenza di necromassa da rilasciare in bosco va valutata di volta in volta, sulla base di considerazioni ecologiche ed economiche, e tenendo presente che essa sarà quantitativamente differente a seconda del tipo di popolamento forestale, dello stadio di sviluppo, della forma di governo e della frequenza dei fattori biotici ed abiotici che possono provocare sradicamenti e/o schianti aumentandone la quantità.

Nell'ambito del Progetto SelPiBioLife la necromassa è stata considerata prevalentemente nel suo ruolo di conservazione della biodiversità ed è stato effettuato un campionamento sia di tipo quantitativo (volume, numero di pezzi e distribuzione diametrica) che qualitativo (specie di appartenenza dove riconoscibile e classe di decomposizione) per le tre componenti: alberi morti in piedi, legno morto a terra e ceppaie.



NECROMASSA NELLE AREE SelPiBioLife

Il **rilevo della necromassa** è stato realizzato nei *plot* di entrambe le aree di studio del progetto sia prima della realizzazione degli interventi di diradamento, nella primavera del 2015, che dopo circa 4 anni, nell'inverno 2019.

Sono stati rilevati unicamente i soggetti con un diametro a petto d'uomo o con diametro, nel punto di intersezione del *transect* o nella sezione mediana, uguale o superiore alla soglia diametrica di 4,5 cm, considerando il restante materiale legnoso come parte integrante della lettiera.

Per il **legno morto a terra** la metodologia di rilievo utilizzata è stata il **campionamento di tipo lineare** Line Intersect Sampling (LIS), che permette di stimare il volume ad ettaro di necromassa presente in bosco in modo speditivo poiché si limita a rilevare il diametro della sezione del frammento esattamente nel punto di intersezione con il *transect* che viene posizionato sul terreno.

Dal punto di vista operativo, all'interno di ognuna delle 9 aree di monitoraggio sono stati posizionati due *transect* passanti per il centro e ortogonali tra loro, della lunghezza di 26 m ciascuno, il primo in direzione Nord-Sud e il secondo in direzione Est-Ovest. Percorrendo ogni *transect* per ogni elemento di necromassa intersecato con diametro nel punto di contatto con il *transect* superiore a 4,5 cm, sono stati rilevati:

- due diametri (cm) tra loro ortogonali nell'esatto punto di contatto con il transect;
- la specie di appartenenza, o se questa non è riconoscibile perché il legno risulta troppo decomposto, l'indicazione "conifera" o "latifoglia";
- la classe di decomposizione del legno facendo riferimento al sistema internazionale a 5 classi (Figura 8.1).

Successivamente si è proceduto alla stima del volume della necromassa presente ad ettaro attraverso l'impiego dell'algoritmo di VAN WAGNER (1968):

$$V_i = \pi^2 \sum \left(\frac{d_i^2}{8L} \right)$$

dove:

V = volume (m³ha⁻¹)

L = lunghezza complessiva dei due *transect* in m (52 m);

d_i = diametro (media delle due misure) nell'i-esima intersezione (cm).

Per tutte le **piante morte in piedi** si procede con il rilievo dei seguenti attributi:

- due diametri tra loro ortogonali misurati a 1,30 metri da terra (cm);
- altezza dendrometrica o all'altezza di troncutura (m);
- specie di appartenenza;
- classe di decomposizione del legno facendo riferimento al sistema internazionale a 5 classi.

Per quanto riguarda le **ceppaie**, in analogia con quanto fatto per gli alberi morti in piedi, si procede con il rilievo dei seguenti attributi: (a) due diametri tra loro ortogonali misurati all'altezza di troncutura o del piano di taglio (cm); (b) altezza ceppaia o altezza di troncutura (m), nel caso di troncuture o tagli irregolari si rilevano l'altezza massima e la minima; (c) specie di appartenenza; (d) classe di decomposizione del legno facendo riferimento al sistema internazionale a 5 classi.



Figura 8.1 - Classi di decomposizione della necromassa.

RISULTATI DEL MONITORAGGIO

Andamento climatico primavera 2016

Nell'area di studio del Pratomagno nella primavera del 2016 si è verificato un evento meteorico eccezionale che ha provocato lo stradicamento e lo stroncamento di molte piante alterando ovviamente la normale evoluzione strutturale del popolamento. Ci concentriamo in questa sede sull'analisi della componente del legno morto a terra prima e dopo gli interventi selvicolturali e sulle differenze tra le due zone di studio relativamente a questa componente, consapevoli comunque delle possibili anomalie nell'area del Pratomagno.

Per quanto riguarda il volume totale di legno morto a terra prima del diradamento nell'area del Pratomagno si è stimato un quantitativo pari a $33,31 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ e nell'area dell'Amiata pari a $10,82 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$. Per fornire una possibile spiegazione di questa differenza tra le due aree merita osservare i dati riportati in Figura 8.2 da cui si evince che circa il 50% del volume di necromassa a terra nel Pratomagno rientra nella prima e terza classe di decomposizione (51% e 28% rispettivamente), mentre nell'area Amiata il legno a terra è presente prevalentemente nella 3 e 4 classe (78% complessivamente).

Questa distribuzione ci indica che in Amiata la necromassa a terra oltre ad essere meno abbondante deriva da eventi lontani nel tempo. Le ragioni probabilmente stanno nella maggiore stabilità di questi soprassuoli per via delle condizioni pedologiche e ambientali più favorevoli per il pino nero rispetto alla zona del Pratomagno in cui inoltre l'assenza di diradamenti ha fatto sentire gli effetti negativi sulla competizione generando negli ultimi anni fenomeni di "autodiradamento" per mortalità naturale.

Il monitoraggio effettuato dopo il diradamento ha evidenziato volumi di legno morto a terra pari a $64,77 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ in Pratomagno e $12,91 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ in Amiata, come mostrato in Figura 8.3.

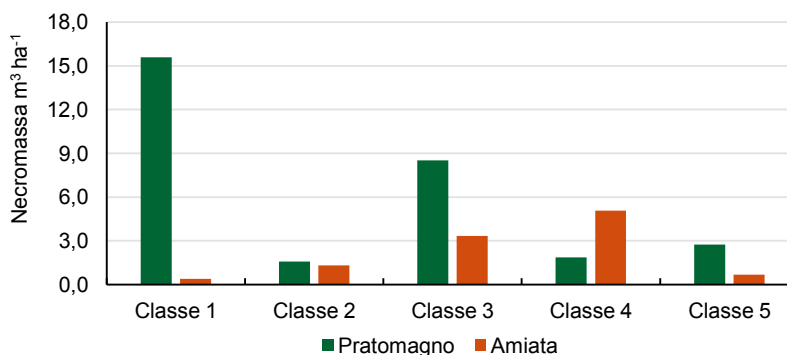


Figura 8.2 - Distribuzione del legno morto a terra nelle due aree per classi di decomposizione.

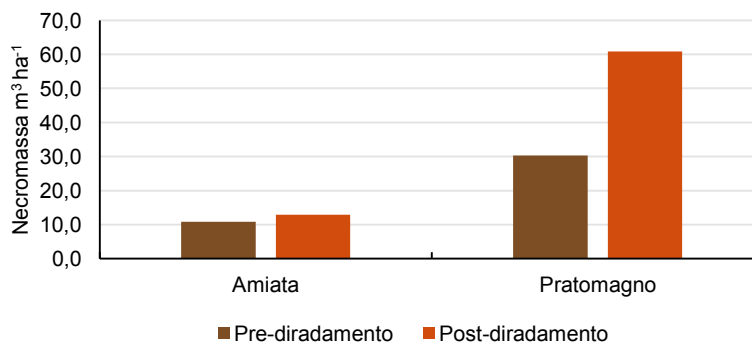


Figura 8.3 - Distribuzione del legno morto a terra nelle due aree prima e dopo il diradamento.

Se quindi in Amiata nei 4 anni intercorsi tra i due rilievi non vi sono stati sostanziali mutamenti nel volume del legno morto, in Pratomagno i volumi sono pressoché raddoppiati. Il monitoraggio ha evidenziato come nelle aree di monitoraggio più colpite dalla tempesta di vento del Marzo 2016 siano presenti alberi a terra sradicati con diametri di 60-70 cm, che giustificano tali anomali volumi di legno morto a terra. Osservando la Figura 8.4 emerge come nella seconda classe di decomposizione sia concentrato il 50% del volume di questa componente, a confermare che si tratta perlopiù di piante e tronchi caduti durante gli eventi del 2016.

Preme sottolineare come, pur ribadendo l'indubbio valore ecologico del legno morto, questo possa anche rappresentare un rischio là dove i quantitativi siano eccessivi. Nel caso del Pratomagno, dove i valori si attestano su soglie pari a circa 10 volte le medie nazionali riscontrate dal secondo Inventario Forestale Nazionale (INFC 2005), (che riporta volumi di legno morto di poco superiori ai $10,9 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ per le pinete del centro Italia, a fronte di un valore per le pinete di tutta Italia di $8 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$) **pare opportuno prevedere un intervento gestionale sulla necromassa**. Questo potrebbe consistere nell'asportazione dei tronchi di grosse dimensioni nelle aree maggiormente interessate dalla loro presenza o in quelle più facilmente accessibili per garantire una soglia di necromassa compatibile con i valori medi nazionali.

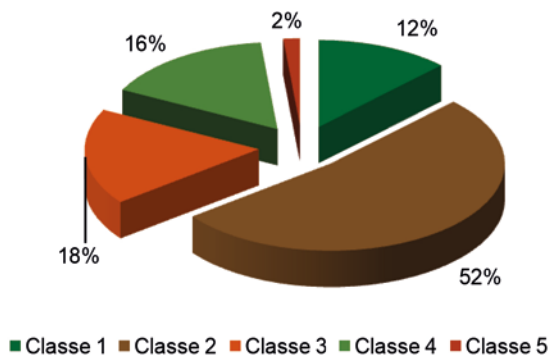


Figura 8.4 - Legno morto per classe di decomposizione dopo il diradamento nell'area Pratomagno.



9

L'IMPORTANZA DELLA BIODIVERSITÀ DEL SUOLO

Elisa Bianchetto

Cos'è la biodiversità del suolo

La Biodiversità è la varietà degli esseri viventi che popolano la Terra, e si misura a livello di geni, di specie, di popolazioni e di ecosistemi. Nello specifico la **biodiversità del suolo** è composta da un sistema complesso di organismi in continuo mutamento che costituisce un **ponte fra atmosfera, geosfera e idrosfera** essenziale per rendere possibile l'esistenza di una molte altre specie.

Le foreste costituiscono habitat fra i più ricchi di biodiversità, in esse vivono infatti circa i 2/3 degli organismi terrestri. Gli **ecosistemi forestali** sono fondamentali per il mantenimento di importanti processi quali la regolazione delle acque e lo stoccaggio del carbonio e forniscono sostentamento a miliardi di persone grazie al mercato dei prodotti legnosi e a quelli del sottobosco.

L'eccessivo sfruttamento delle risorse forestali ha portato in molte parti del mondo alla distruzione degli habitat naturali e alla perdita di biodiversità. L'interesse per la loro conservazione è attualmente molto sentito sia nella comunità scientifica sia fra i gestori che stanno mettendo a punto nuovi approcci volti a tutelare, salvaguardare e conservare la biodiversità legata agli ambienti forestali parallelamente alla realizzazione di una gestione più efficace.

Nello studio della biodiversità le teorie ecologiche sono state sviluppate essenzialmente per gli ecosistemi presenti sulla superficie del suolo, trascurando spesso tutte quelle forme di vita che sono presenti all'interno di esso, in particolare i microrganismi, e che rappresentano una enorme quantità di "vita invisibile" di fondamentale importanza per l'intera vita sulla terra (WARDLE e GILLER 1996). **Studiare la biodiversità del suolo comporta studiare la sua intera fase vivente, che comprende: batteri, funghi, alghe, attinomiceti, protozoi, vermi, artropodi, rettili, anfibi e piccoli mammiferi.** In un sistema forestale l'energia entra nel sistema suolo principalmente tramite la degradazione della materia organica morta, ossia dei residui delle piante e degli animali. La fertilità e la sostenibilità di un suolo naturale dipendono quindi in modo significativo dalla velocità di trasformazione della materia organica, mediata dalla fauna e dalla flora batterica.

Il suolo riveste quindi un ruolo centrale nella conservazione della biodiversità e per questo è fondamentale tutelare questa risorsa con opportuni accorgimenti di carattere gestionale.

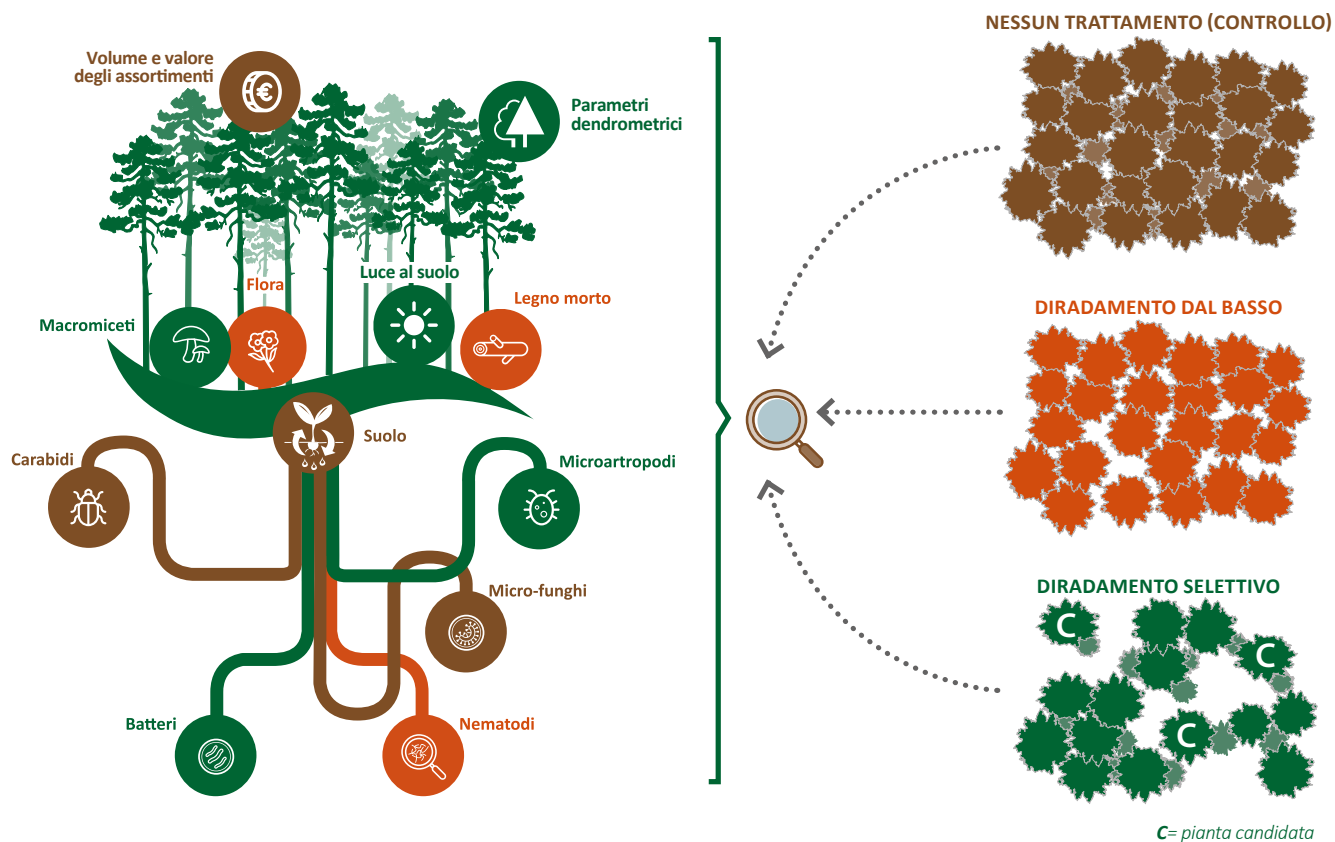
Il Progetto SelPiBioLife per raggiungere i suoi obiettivi, attraverso un partenariato multidisciplinare **ha monitorato alcune importanti componenti della biodiversità del suolo per capirne le caratteristiche e le interazioni con l'ambiente e soprattutto con i tipi di trattamenti applicati.**

In particolare le componenti della biodiversità oggetto del monitoraggio SelPiBioLife sono:

- vegetazione (soprassuolo forestale e flora del sottobosco);
- macromiceti;
- carrabidi;
- mesofauna (microartropodi e nematodi);
- microfunghi;
- batteri.

I rilievi realizzati per i monitoraggi di tutte queste componenti della biodiversità sono stati effettuati nel 2015 (rilievi **prima** del diradamento) in genere in primavera (o nel momento di massima presenza a seconda degli organismi da rilevare) e nello stesso periodo del 2018 (rilievi **dopo** il diradamento) in ambo i siti del progetto (Pratomagno e Amiata) sulle aree interessate dai diversi interventi selvicolturali testati: **diradamento dal basso**, **diradamento selettivo** e aree **controllo** senza alcun intervento selvicolturale. In molti casi i rilievi sono stati effettuati in tutte le annate del progetto, ma in questo Report e per semplificare il confronto, si considereranno solo le situazioni al 2015 con quelle del 2018.

GLI ASPETTI INDAGATI DAL PROGETTO in funzione degli interventi selvicolturali



10

VEGETAZIONE ARBOREA ARBUSTIVA E ERBACEA

Elisa Bianchetto, Paolo Cantiani

I popolamenti forestali svolgono a livello ambientale un importante ruolo di **regolazione del clima**, di **difesa del suolo**, di **produzione** legnosa, di luogo per la **fruizione turistico-ricreativo** e sono un **serbatoio di biodiversità** vegetale e animale. La vegetazione condiziona il ciclo dell'acqua grazie agli apparati radicali che sono in grado di trattenere il suolo e proteggerlo da fenomeni erosivi e franosi. L'efficacia antierosiva delle foreste non è solo conseguenza della presenza di alberi ma è dovuta ad un complesso sistema integrato, costituito dalla chioma e dai differenti strati arboreo, arbustivo, erbaceo, micologico, muscinale, dalla lettiera e dal rapporto suolo-radici. Un bosco quindi non è solo un semplice insieme di alberi, ma è la **risultante di complesse interazioni tra organismi viventi e ambiente in cui vivono**.

La biodiversità vegetale può essere considerata a livello di specie, comunità e paesaggio.

Il **numero di specie** presenti può essere un indicatore di biodiversità ma va sempre considerato che le specie non vivono isolate ma si riuniscono in base alle esigenze ecologiche comuni e formano le **comunità vegetali** che a loro volta si possono distribuire in contesti diversi a caratterizzare un determinato paesaggio (es. costiero, collinare, montano). La loro presenza è quindi la risultante di più fattori ecologici quali clima, suolo, attività antropica, ecc., rappresentano l'aspetto visibile dell'ecosistema e possono essere considerati come **bioindicatori di fattori ecologici non visibili**. L'uomo attraverso le sue attività può modificare l'assetto naturale dei diversi ecosistemi e quindi agire sui diversi livelli di biodiversità.

Si è passati da un'epoca in cui l'uomo, per sviluppare l'attività agricola, ha disboscato e trasformato in praterie e seminativi ampie superficie boscate. Attualmente, in molte aree sono in atto **processi di ricolonizzazione del bosco** a seguito della riduzione delle attività agricole con conseguente perdita di biodiversità a scala di specie, di comunità e di paesaggio. Inoltre la **non gestione delle aree boscate** provoca una chiusura dei soprassuoli che con il tempo possono subire processi di degrado che portano a instabilità e perdita di biodiversità specifica.

In questo contesto quindi la **gestione dei soprassuoli forestali** deve essere programmata per la valorizzazione del patrimonio forestale boschivo e dei suoi servizi ecosistemici quali la biodiversità, il sequestro di carbonio, la lotta al dissesto idrogeologico e la produzione.

PIANO ARBOREO

Nel Progetto SelPiBioLife per il monitoraggio del soprassuolo arboreo sono state condotte specifiche analisi della **dinamica dendrometrica** e **strutturale** finalizzate allo studio della reazione del popolamento arboreo agli interventi selvicolturali. Sono state quindi condotte campagne di rilievo prima e dopo gli interventi al fine di monitorare i seguenti **indicatori della funzionalità del bosco**:

- dinamica della **densità** (valutazione della mortalità);
- dinamica di **crescita** rispetto all'area basimetrica e alla massa legnosa;
- dinamica della **stabilità del bosco** (rapporto altezza/diametro);
- dinamica dello **spazio delle chiome**.

In Tabella 10.1 sono riportate le principali caratteristiche dei popolamenti prima degli interventi selvicolturali, mentre in Tabella 10.2 in sintesi i dati per comprendere l'entità degli interventi di diradamento applicati: con modalità "dal basso" e con modalità "selettivo".

	Specie	Piante n ha ⁻¹	Diametro medio di area basimetrica cm	Altezza media m	Area basimetrica m ²	Volume m ³ ha ⁻¹	Rapporto ipsodiametrico
Amiata	Pino nero	959	24,3	18,1	43,6	386,4	76,0
	Altre	91	16,7	12,8	1,2	-	-
	Totale	1.050	23,6	17,8	44,8	394,1	78,0
Pratomagno	Pino nero	889	29,5	19,2	59,1	538,4	65,0
	Altre	188	20,5	15,5	9,5	-	-
	Totale	1.077	28,7	18,8	68,6	632,6	68,0

Tabella 10.1 - Principali parametri dendrometrici dei soprassuoli nelle aree SelPiBioLife nel 2005 (dati medi generali).

		Prima del diradamento					Dopo il diradamento					Percentuale prelievo		
		Nha ⁻¹	G	V	dgm	Hm	Nha ⁻¹	G	V	dgm	Hm	Nha ⁻¹	G	V
			m ² ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	cm	m		m ² ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	cm	m		m ² ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹
Amiata	Dal basso	971	42,3	357,6	23,7	17,9	675,7	34	290,8	25,3	18,3	30,4	19,7	18,7
	Selettivo	971	47,4	446,4	24,9	18,2	638,3	32,3	309,2	25,4	18,4	34,3	31,9	30,7
Pratomagno	Dal basso	1.085	72,6	722,3	29,3	19,1	695	56,1	582,9	32,1	19,9	35,9	22,6	19,3
	Selettivo	1.056	66,6	586,6	28,6	18,9	731	47	412,6	28,6	19	30,8	29,4	29,7

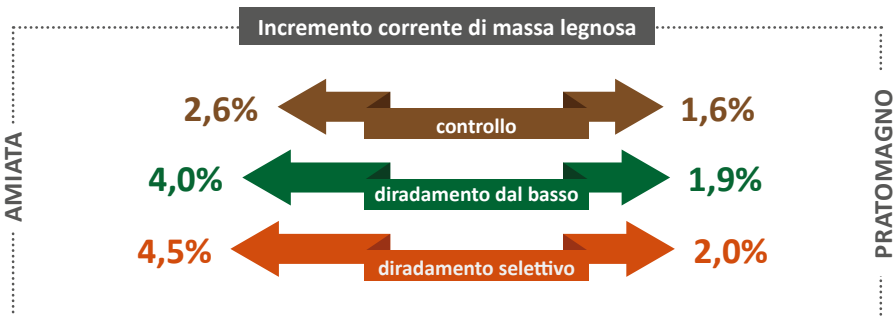
Tabella 10.2 - Caratteristiche dendrometriche dei diradamenti.





Di seguito in sintesi le variazioni percentuali di alcuni parametri 3 anni dopo la realizzazione dei diradamenti. Questi valori confermano la **validità del diradamento selettivo** (proposto dal Progetto SelPiBioLife) **rispetto al diradamento dal basso** (tradizionalmente applicato alle pinete artificiali di pino nero) **o al controllo cioè al non intervento** (modalità purtroppo spesso applicata per abbandono gestionale).

Tra le aree le migliori *performance* riguardano generalmente le pinete in Amiata, più giovani e quindi maggiormente reattive, rispetto a quelle del Pratomagno.



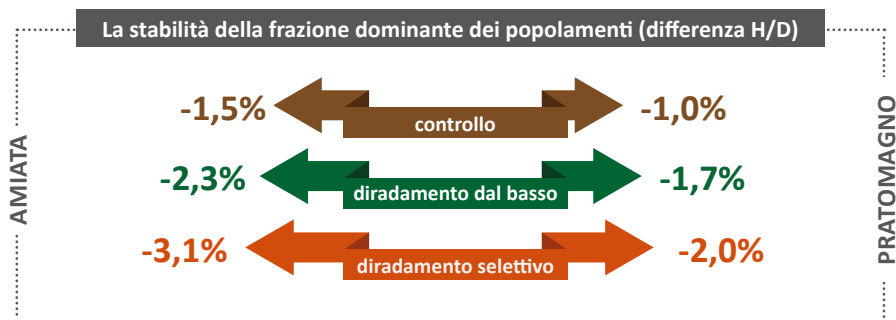
Si evidenzia una rapida risposta incrementale dei popolamenti diradati rispetto ai popolamenti non diradati e un **maggior stimolo incrementale** nei popolamenti diradati con la modalità “selettivo” rispetto a quelli diradati con la modalità “dal basso”.

Cosa s'intende per “frazione dominante”?

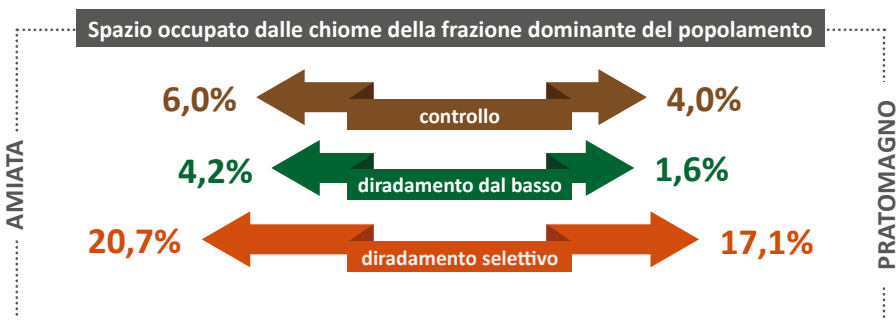
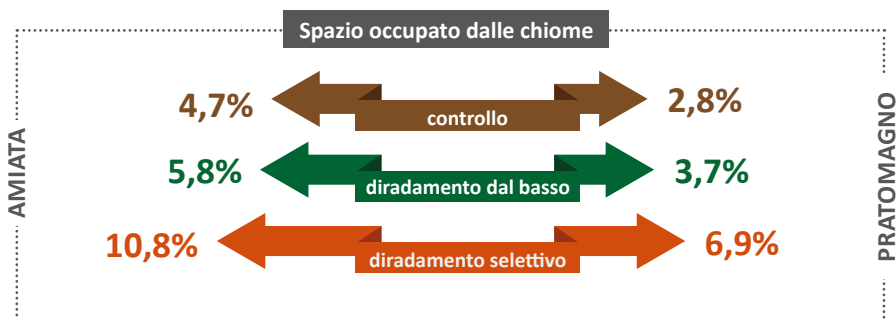
La frazione dominante del popolamento è l'insieme degli individui “migliori” destinati ad arrivare a fine turno (nelle pinete circa 100 piante). Nel trattamento selettivo queste piante si chiamano **candidate**, vengono scelte da subito e favorite con i diradamenti. Nelle tesi diradamento dal basso e testimone non hanno un ruolo specifico, comunque sono state individuate a scopo dimostrativo per il progetto e per analogia chiamate **potenzialmente candidabili**.



Se ci si concentra sulle piante “candidate” e “potenzialmente candidabili” è ancora più evidente che **con il diradamento selettivo** (intervento che libera la chioma delle candidate dalle dirette competitive per la luce) **lo stimolo incrementale è maggiore**. Il diradamento dal basso non ha sortito effetti incrementali rispetto al popolamento non trattato. Le percentuali rappresentano l'incremento dei 3 anni successivi agli interventi rispetto ai 5 anni precedenti.



Per la frazione dominante (100 piante ad ettaro “candidate” o “potenzialmente candidabili”) diminuisce il valore del rapporto ipsodiametrico (altezza/diametro) e quindi **augmenta la stabilità meccanica**, in misura maggiore nella tesi diradamento selettivo rispetto al diradamento dal basso.



Sia in Amiata sia in Pratomagno la variazione percentuale dello **spazio occupato dalle chiome** (ovvero la somma dei volumi delle chiome), nei tre anni successivi agli interventi, è di gran lunga superiore nella tesi diradamento selettivo. Risulta evidente come il diradamento selettivo incida fortemente sulle piante che restano in piedi grazie agli spazi creati e alla mancata competizione per le risorse dalle piante che cadono al taglio.

PIANO ERBACEO E ARBUSTIVO

Il rilievo della vegetazione dello strato erbaceo è stato realizzato nel periodo primaverile estivo cioè nel momento di massima fioritura della vegetazione in modo da poter riconoscere le specie presenti. Nel 2015, nella seconda metà del mese di Giugno, è stato realizzato il rilievo prima dell'intervento di diradamento; successivamente a partire dal 2016 per i tre anni successivi, sono stati realizzati i rilievi annuali dopo il diradamento.

In ciascuno dei 54 *plot* circolari di 10 m di raggio (27 in Amiata e 27 in Pratomagno), è stata rilevata la vegetazione sull'intera superficie utilizzando il **metodo fitosociologico** (BRAUN-BLANQUET 1932) che prevede l'individuazione di **tutte le specie presenti e l'attribuzione ad ognuna dei valori di abbondanza-dominanza** secondo le categorie della scala prevista dal metodo (Tabella 10.3).

Operativamente per ogni *plot* circolare sono state stimate le coperture dei diversi strati presenti, precisamente, la copertura totale, quella dello strato arboreo, arbustivo (quando presente) e dello strato erbaceo. Successivamente, percorrendo l'intera superficie del *plot* si sono individuate tutte le specie vegetali presenti e una volta completato l'elenco floristico per ogni specie è stata stimata visivamente la percentuale di presenza assegnando il valore corrispondente della **scala di BRAUN-BLANQUET**.

L'elaborazione dei dati non ha evidenziato differenze statistiche significative né tra prima e dopo diradamento, né tra i diversi trattamenti applicati, ma si è registrato **un sensibile aumento della ricchezza floristica soprattutto in Amiata nelle superfici trattate con il diradamento selettivo**.

Nel rilievo nel 2015 per l'area Amiata sono state censite 54 specie nel diradamento selettivo, 77 nel diradamento dal basso e 68 nel controllo (non diradato). Nel rilievo del 2018, tre anni dopo il diradamento, sono state censite 85 specie nel diradamento selettivo e in quello dal basso e 72 nel controllo (Figura 10.1).

Per l'area del Pratomagno nel 2015 sono state censite 38 specie nel diradamento selettivo, 39 nel diradamento dal basso e 41 nel controllo. Nel rilievo del 2018, 52 specie nel diradamento selettivo e in quello dal basso e 54 nel non diradato (Figura 10.1).

Nello specifico, le diverse condizioni stazionali e l'uso del suolo prima dell'impianto della pineta (pascoli in quota in Pratomagno, pascoli su cedui degradati ed ex-seminativi in Amiata) hanno sicuramente condizionato la composizione della vegetazione attualmente presente, che risulta molto diversa nelle due aree.

Analizzando la ripartizione dei contributi medi delle **tre principali famiglie botaniche**, si può notare come le **fabacee** siano presenti con contributi ridotti in entrambe le aree. Queste specie, date le loro spiccate esigenze di luce possono essere **utilizzate come un**

Categorie	% di presenza (stimata a vista)
1	1-5
2	6-25
3	26-50
4	51-75
5	76-100
+	< 1
r	rara

Tabella 10.3 - Scala abbondanza-dominanza.

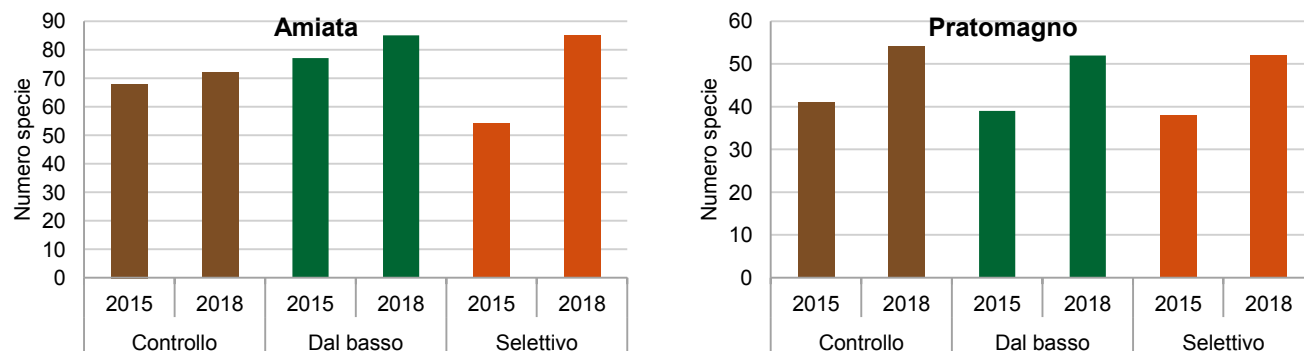


Figura 10.1 - Numero assoluto di specie in Amiata e in Pratomagno prima (2015) e dopo il diradamento (2018).

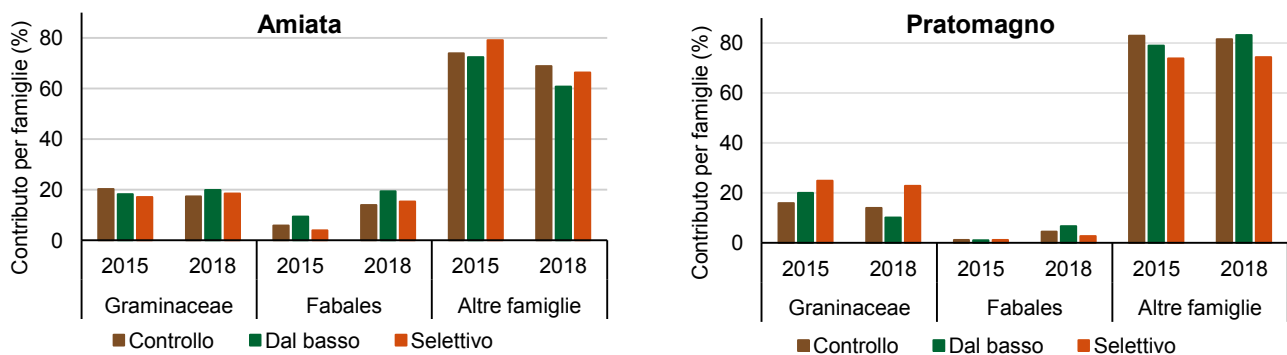


Figura 10.2 - Ripartizione del contributo percentuale per famiglie botaniche in Amiata e in Pratomagno prima (2015) e dopo il diradamento (2018).

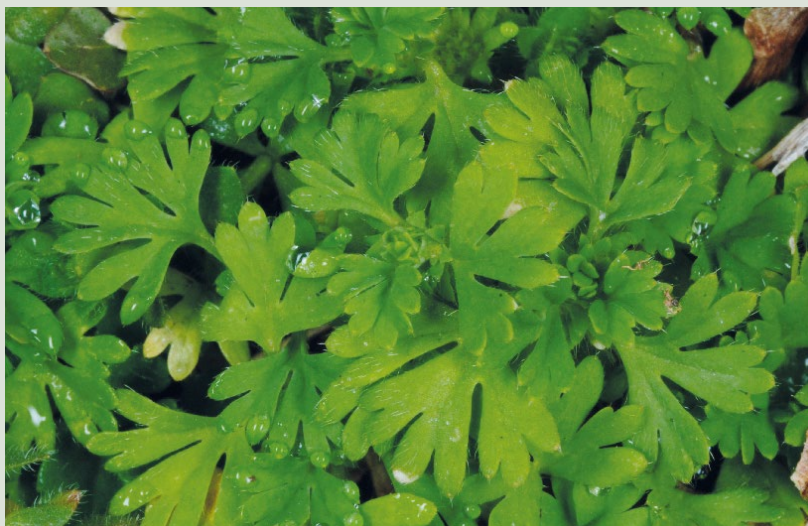
indicatore per valutare l'influenza del diradamento sui cambiamenti della composizione specifica.

Possiamo notare in entrambe le aree un aumento delle specie di questa famiglia in particolare in Amiata nei *plot* diradati dove si è registrato un incremento del +11% nel diradamento selettivo e +10% nel diradamento dal basso. In Pratomagno invece l'effetto del diradamento sulle specie appartenenti alle fabacee è meno evidente in quanto anche nel testimone si sono registrati incrementi del contributo percentuale di queste specie.

La vegetazione delle due aree è caratterizzata dalla presenza di brachipodio. In Pratomagno la vegetazione è dominata da poche specie erbacee che caratterizzano l'area, mentre in Amiata la vegetazione è distribuita in maniera più uniforme senza la netta dominanza di poche specie.

Segnalazione botanica

Durante il rilievo del 2017 in Pratomagno nei *plot* trattati con il diradamento selettivo è stata rilevata *Aphanes microcarpa* (Boiss. & Reut) Rothm., specie rara appartenente alla famiglia delle Rosaceae mai segnalata in precedenza per la provincia di Arezzo e per la Toscana centro-orientale. Questa specie, tipica di campi e pascoli aridi su suoli silicei, vegeta ad altitudini fra 0 e 1.000 m s.l.m. La sua presenza in Pratomagno nei *plot* diradati con il selettivo può essere considerato un indicatore di cambiamento della vegetazione come conseguenza delle mutate condizioni stagionali dopo il diradamento.



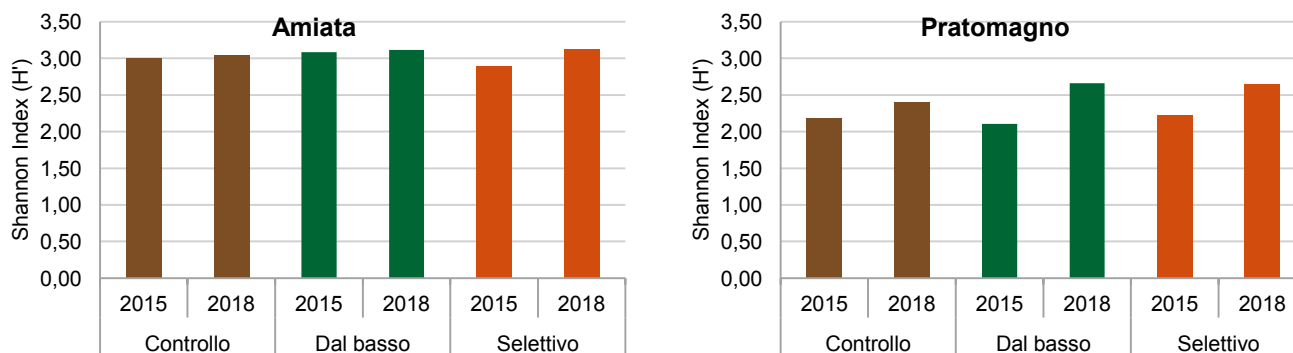


Figura 10.3 - Indice di Shannon-Wiener (H') per trattamento in Amiata e in Pratomagno prima (2015) e dopo il diradamento (2018).

L'indice di Shannon-Wiener (H') misura la diversità di una comunità associando all'informazione del numero delle specie presenti l'abbondanza relativa di ognuna.

Il calcolo dell'Indice di Shannon-Wiener, come possiamo vedere in Figura 10.3, indica l'influenza del diradamento sulla diversità floristica delle due aree ma non evidenzia l'effetto marcato di un diradamento rispetto ad un altro.

Dall'analisi dei dati relativi al rilievo prima (2015) e dopo il diradamento (2018) è emerso che i diradamenti hanno influenzato, anche se in maniera non statisticamente significativa, la composizione della vegetazione principalmente grazie all'aumento del numero delle specie presenti e alle minime variazioni dell'Indice di Shannon-Wiener calcolato per i diversi trattamenti.

Sicuramente il **periodo di monitoraggio di soli tre anni dal diradamento non è sufficiente** a dare indicazioni specifiche sull'efficacia delle diverse tipologie di diradamento nei confronti della diversità floristica **in quanto le risposte della vegetazione hanno bisogno di tempi più lunghi** soprattutto per valutare, non solo le variazioni numeriche delle singole specie, ma anche per apprezzare gli eventuali cambiamenti a livello ecologico nella comunità vegetale. Inoltre, **l'influenza delle condizioni climatiche in alcune annate** ha condizionato lo sviluppo della vegetazione e di conseguenza il rilievo; per questo motivo un periodo più lungo di monitoraggio è utile per contenere i dati derivanti dal rilievo di annate anomale.



11

COMPAGINE MACROFUNGINA

Elena Salerni, Debora Barbato, Claudia Perini

I funghi rappresentano un componente chiave nel funzionamento degli ecosistemi forestali. Le funzioni ecologiche delle comunità fungine includono tra l'altro la **decomposizione** e il **ciclo dei nutrienti**, la **simbiosi con le piante** e le **interazioni patogene con animali e piante**. Inoltre, i funghi sono sempre più riconosciuti per il loro contributo **ai valori economici, sociali e culturali**.

I funghi sono classificati in diverse gruppi trofici in base alla loro strategia per ottenere carbonio. Mentre i **saprotrofi** decompongono la materia organica morta, i **funghi micorrizici** acquistano carbonio dalle piante ospiti in cambio di nutrienti e acqua. Pertanto, l'interazione tra la foresta e la diversità e l'abbondanza dei funghi dipende dalla qualità e quantità delle risorse di carbonio, che variano tra biomi, condizioni climatiche e specie arboree. Di questo stretto rapporto si sono occupati vari studi condotti in diversi paesi europei che hanno dimostrato come l'alterazione delle comunità fungine, in particolare la diminuzione dei funghi ectomicorrizici, sembra precedere di circa 5-10 anni il declino dei boschi; in particolare è stato stabilito che **una percentuale di specie micorriziche rispetto al totale dei macromiceti (*micorrhizal ratio* - *M/ratio*)** compresa tra:

- il 40 e il 60% indica un **buono stato** di salute dell'ecosistema forestale indagato;
- il 20 e il 40% si ha una fase di **disturbo acuto**,
- valori inferiori al 15 - 20% si parla di **disturbo letale**.

Oggetto di questa indagine sono stati i **macrofunghi sia epigei che ipogei** che si distinguono per avere un **corpo fruttifero** caratterizzato da diverse forme: a cappello e gambo, coralloide, globoso, a forma di coppa, ecc., che sia visibile ad occhio nudo, le cui dimensioni superino 1 mm.

In accordo con la metodologia proposta da ARNOLDS (1981), sono stati effettuati **numerosi rilievi micocenologici sia prima che dopo l'intervento selvicolturale**: in particolare nei 54 *plot* (27 in Pratomagno e 27 in Amiata) sono stati identificati e contati **tutti i corpi fruttiferi di funghi epigei presenti nel periodo di maggior produzione fungina (tarda pri-**



mavera ed autunno).

La determinazione dei campioni rinvenuti è stata effettuata in laboratorio preferibilmente su materiale fresco, ma anche su essiccati, secondo le consuete tecniche macro e microscopiche. Durante ogni campionamento è stata anche rilevata la biomassa fungina presente in termini sia di peso fresco che di peso secco. Per rilevare quest'ultimo dato ogni corpiolo rilevato è stato posto in stufa a 50°C per circa 24 ore e successivamente pesato. La determinazione dei campioni è avvenuta tramite l'uso delle chiavi analitiche di testi a carattere generale e varie monografie. Ogni specie è stata attribuita ad un **gruppo trofico (M = specie micorriziche; Sh = saprotrofi umicoli; Sl = saprotrofi di lettiera; Sw = saprotrofi lignicoli; P = parassiti)** secondo quanto riportato da ARNOLDS *et al.* (1995) e sulla base di quanto osservato direttamente sul campo. Infine è stato calcolato l'indice di Shannon-Wiener, che prende in considerazione la ricchezza di specie e la loro relativa abbondanza.

RISULTATI DEL MONITORAGGIO

I rilievi effettuati prima e dopo l'intervento selvicolturale oggetto di questo progetto, hanno evidenziato notevoli differenze sia qualitative che quantitative a carico della compagine fungina in entrambe le aree di studio (Tabella 11.1). Nell'area dell'**Amiata si è registrato un discreto aumento della ricchezza specifica**, passando dalle 106 specie contate prima dell'intervento selvicolturale, alle 147 rilevate dopo tre anni da questo; viceversa nell'area di Pratomagno, il numero di specie fungine si è ridotto passando da 105 a 88. Anche a livello di produzione di corpi fruttiferi e di biomassa (peso fresco e peso secco) si osserva lo stesso *trend*: notevole incremento nelle aree dell'Amiata e netta riduzione in quelle del Pratomagno.

L'andamento osservato in generale nelle due aree di studio si ripete anche quando si va ad osservare la ripartizione del numero di specie tra i singoli trattamenti forestali (Figura 11.1). Tuttavia l'aumento di specie nell'area dell'Amiata è più marcato nei *plot* sottoposti a diradamento selettivo, così come in Pratomagno la riduzione di ricchezza specifica è minore nei *plot* sottoposti a questo tipo di trattamento rispetto a quella rilevata nei *plot* diradati dal basso.

Per quanto concerne la ripartizione in gruppi trofici delle varie specie fungine (Figura 11.2), risulta che all'Amiata l'aumento di ricchezza specifica sia da attribuire principalmente alle **specie saprotrofe umicole (Sh) che dopo l'intervento sono raddoppiate** in tutti i *plot* sottoposti a diradamento ed in particolare in quelli diradati dal basso (Figura 11.2).

Mentre per Pratomagno la diminuzione del numero di specie è a carico soprattutto delle specie micorriziche (M) e, anche in questo caso, in special modo nei *plot* sottoposti a diradamento dal basso.

I valori di *mycorrhizal ratio* (M/ratio) calcolati prima degli interventi forestali rivelava-

Area di studio	Amiata		Pratomagno	
	2015	2018	2015	2018
n. plot	27	27	27	27
n. specie	106	147	105	88
n. corpi fruttiferi	3.220	10.243	5.848	2.607
Peso Fresco (g)	9.044,78	1.6974,85	35.888,04	23.661,65
Peso Secco (g)	1.134,70	1.568,77	4.256,87	2.236,26

Tabella 11.1 - sintesi dei principali valori qualitativi e quantitativi della compagine macrofungina rilevata prima e gli interventi selvicolturali nelle due aree di studio (Amiata e Pratomagno).

no boschi in un discreto stato di salute nell'area del Pratomagno, mentre la situazione era risultata preoccupante per quelli dell'area dell'Amiata (Figura 11.3). A seguito dei diradamenti effettuati i valori di questo indice sono ulteriormente diminuiti in entrambe le aree di studio, registrando una situazione di **disturbo acuto per i boschi dell'Amiata e di disturbo letale nei plot sottoposti a diradamento dal basso dell'area del Pratomagno**.

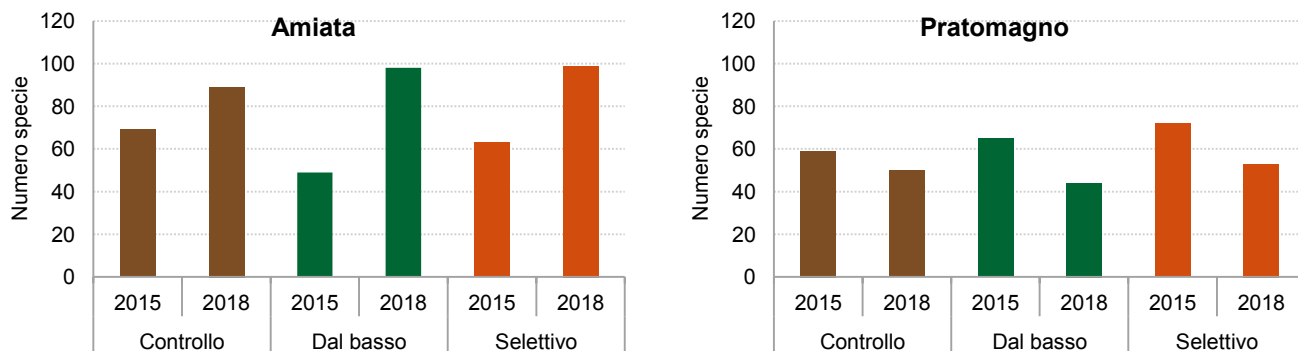


Figura 11.1 - Ripartizione grafica del numero di specie rilevato nei *plot* sottoposti ai diversi interventi selvicolturali (diradamento selettivo, diradamento dal basso e controllo) nelle due aree di studio (Amiata e Pratomagno) prima e dopo l'intervento.

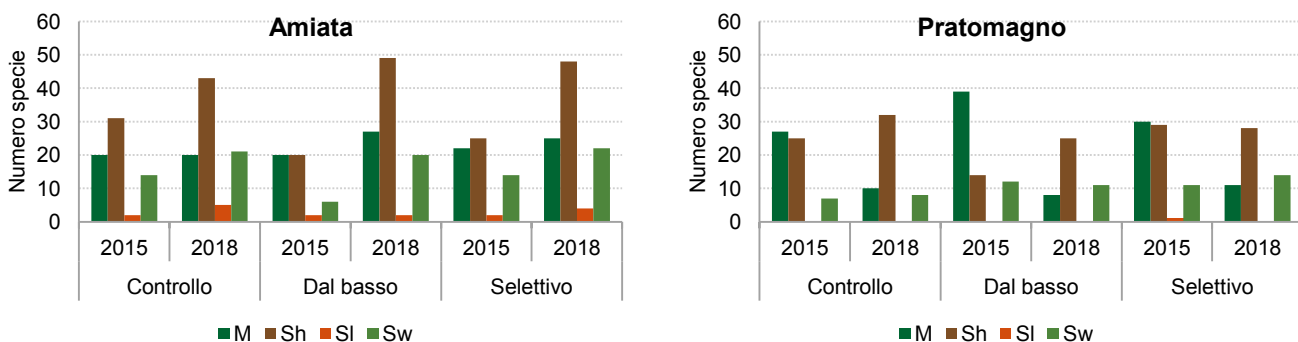


Figura 11.2 - Ripartizione in gruppi trofici del numero di specie rilevato nei *plot* sottoposti ai diversi interventi selvicolturali (Diradamento selettivo, diradamento dal Basso e Controllo) nelle due aree di studio (Amiata e Pratomagno) prima e dopo l'intervento. (M - Micorrizici; Sh - Saprotrofi umicoli; SI - Saprotrofi di lettiera; Sw - Saprotrofi lignicoli).



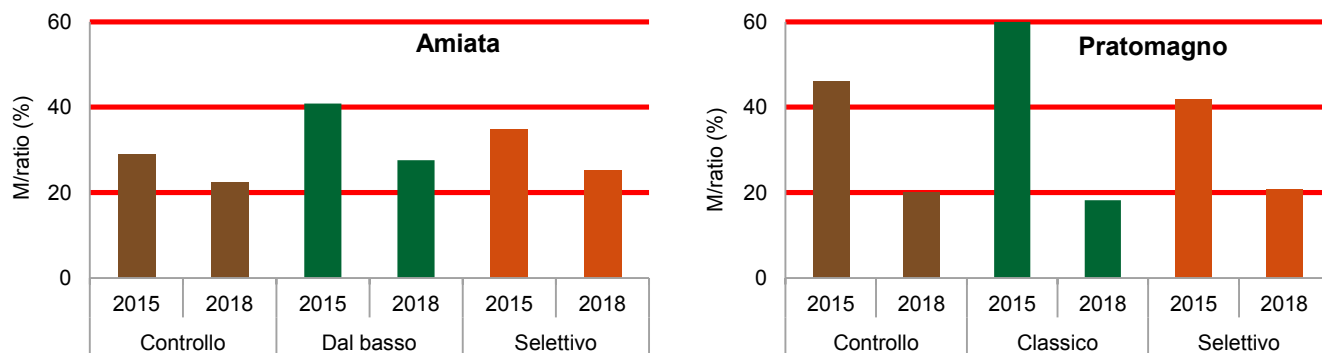


Figura 11.3 - Valori di M/ratio rilevati nei *plot* sottoposti ai diversi interventi selvicolturali (Selettivo, Classico e Testimone) nelle due aree di studio (Vivo d'Orcia e Pratomagno) prima e dopo l'intervento forestale. (<20% disturbo letale; tra 20 e 40% disturbo acuto, tra 40 e 60% buono stato di salute).

ALCUNE CONSIDERAZIONI

Da quanto è emerso dalle indagini effettuate è possibile affermare che lo studio della compagine fungina fornisce importanti indicazioni ambientali. Infatti gli interventi di diradamento realizzati nelle due aree di studio hanno portato a discreti cambiamenti anche a carico della comunità fungina ad esso associata. In modo particolare grazie al nuovo approccio selvicolturale è stato registrato da una parte (Amiata), un aumento di micro-diversità e dall'altra (Pratomagno), una mitigazione della drastica riduzione del numero di specie. È stato altresì osservato che questi cambiamenti nella composizione della compagine fungina sono imputabili soprattutto a due gruppi trofici: ai saprotrofi umicoli per Amiata e ai micorrizici per Pratomagno. Questo si riflette inevitabilmente nei valori di M/ratio che hanno messo in luce situazioni di stato di salute dell'ecosistema forestale preoccupanti. Questo dato, tuttavia, non è da considerarsi definitivo, infatti è noto che interventi selvicolturali di notevole entità provochino un disturbo tale da indurre ad un'immediata riduzione di questo indice. Nel caso riportato in questa sede il **calcolo della M/ratio è stato eseguito dopo solo quattro anni dall'intervento di diradamento e quindi ancora in una fase in cui i rapporti pianta/fungo potrebbero non essersi ancora ristabiliti**, sarebbe perciò auspicabile continuare a monitorare le aree di studio in modo da verificare se il valore della M/ratio aumenta rivelando così gli effettivi benefici o meno della gestione forestale testata.

12

LA MACROFAUNA DEL SUOLO (CARABIDI)

Gianni Bettini, Barbara Gargani

I carabidi da tempo sono considerati uno dei principali bioindicatori per la qualità degli habitat. Infatti, i sono insetti epigei le cui caratteristiche ecologiche e morfologiche sono fortemente influenzate dai parametri fisici (ad esempio: temperatura, umidità) e chimici (pH, concentrazione di metalli, ecc.) dei suoli. Essi rappresentano circa il 14% della fauna italiana e sono distribuiti in modo eterogeneo sul territorio nazionale. Nelle praterie alpine e in ambiente appenninico è stata stimata la presenza di circa 180 specie di carabidi, di cui 109 endemiche o di distribuzione ristretta (APAT 2005), segno che la colonizzazione della prateria alpina da parte dei carabidi è avvenuta progressivamente ed è iniziata in data abbastanza antica, probabilmente a partire dalle foreste (BRANDMAYR *et al.* 2003). Alcuni carabidi “steppici” sopportano con difficoltà il dissodamento del terreno ed il paesaggio agrario in genere, si possono considerare dunque degli indicatori di naturalità dell’ecosistema. In genere i carabidi sono predatori polifagi ma alcune specie, come ad esempio *Notiophilus* e *Siagona*, si sono specializzate su specifici organismi come collemboli e formiche, rispettivamente. Come è noto, i carabidi rivestono un ruolo importante anche nei servizi ecosistemici del suolo, come il turnover dei nutrienti e della sostanza organica o nel controllo di parassiti e malattie. Il mantenimento della loro biodiversità è quindi un elemento importante per la sostenibilità del suolo.

COSA È STATO FATTO

La metodologia seguita nel progetto SelPiBioLife per il monitoraggio dei carrabidi ha previsto l’utilizzo di trappole a caduta (*pitfall-traps*) per la cattura dei Coleotteri Carabidi. Esse sono costituite da contenitori di plastica (altezza 12 cm e diametro alla bocca 8,5 cm) interrati fino al bordo e contenenti una soluzione satura di cloruro di sodio in aceto di vino e poco alcool (quasi puro) per la conservazione dei campioni. Al fine di riparare le trappole dalle precipitazioni, dal fogliame e dal disturbo di animali, ciascun barattolo è stato coperto da pietre. La raccolta del materiale che cade nelle trappole è stata effettuata ad intervalli di 10-15 giorni durante la stagione di attività dei Coleotteri Carabidi (maggio/giugno-ottobre).

RISULTATI DEL MONITORAGGIO

Dopo tre anni dai trattamenti, si è osservato che ci sono più specie “steppiche” in Amiata che in Pratomagno e che in entrambi i siti sono presenti solo 5 specie: *Carabus (Tomocarabus) convexus*, *Notiophilus biguttatus*, *Notiophilus rufipes*, *Pterostichus micans* e *Trechus quadristriatus*.

Nel 2018 in Amiata le aree trattate sia con modalità “selettivo” che “dal basso”, hanno mostrato una diminuzione della biodiversità di carabidi mentre nel controllo si sono avuti valori più alti dell’indice di Shannon-Weiner (H’). In Pratomagno invece si è osservato il risultato opposto.

Interessante notare che, mentre tra il 2016 e 2017 in Amiata le specie steppiche e forestali sono aumentate, nel 2018 si è riscontrata la presenza dominante della specie *Percus paykulli*. Sempre nel 2018, ma in Pratomagno, si è osservata una sostanziale diminuzione dell’indice di dominanza, con la comparsa di individui appartenenti alle tribù dei *Nebriini* e *Pterostichini* (ben rappresentati dai generi *Nebria* e *Percus*) rispetto alla situazione iniziale in cui dominava *Nebria tibialis subcontracta* (Figura 12.1).

In conclusione, quindi, alle nostre latitudini il diradamento sembra aver promosso la biodiversità dei carabidi rispetto al controllo non diradato, specialmente delle specie steppiche, ma ne ha ridotto la resilienza. In particolare, il diradamento dal basso sembra avere un effetto più rapido rispetto a quello del diradamento selettivo.

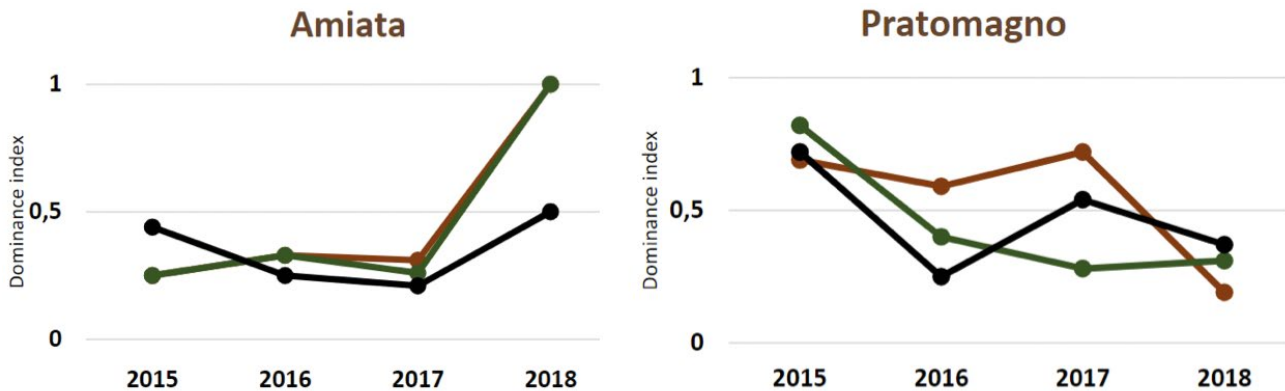


Figura 12.1 - Valori dell’indice di dominanza (D index) in Amiata e Pratomagno nei tre anni dopo i trattamenti selvicolturali (2015) nelle tesi sottoposte a diradamento dal basso (DB), diradamento selettivo (DS) e controllo non trattato (CTR).



13

LA MESOFAUNA DEL SUOLO

*Silvia Landi, Giada d'Errico, Giuseppe Mazza, Stefania Simoncini, Giulia Torrini,
Pio Federico Roversi*

Il suolo è uno tra gli habitat della terra con maggiore biodiversità e densità numerica di organismi (GILLER *et al.* 1997) e in relazione al mondo animale è stato stimato che oltre 1.000 specie di invertebrati possono essere presenti in un metro quadrato di foresta europea (SCHAEFER e SCHAUERMANN 1990).

La **mesofauna del suolo**, organismi di dimensioni comprese tra 0,16 e 10 mm appartenenti principalmente ai phyla Arthropoda e Nematoda, svolge un ruolo fondamentale nel ciclo dei nutrienti negli ecosistemi naturali, rendendo disponibili elementi minerali quali azoto, fosforo e potassio indispensabili per la crescita e lo sviluppo di tutti gli organismi. Gli **artropodi** contribuiscono alla demolizione della sostanza organica nutrendosi di tessuti vegetali e animali morti che vengono così trasformati in un substrato più facilmente degradabile dai microrganismi, mentre i **nematodi** svolgono un importante ruolo regolativo delle popolazioni di batteri, funghi e piante. Inoltre, microartropodi e nematodi nel loro complesso stabiliscono sinergiche interazioni a vari livelli trofici (principalmente la predazione) per il mantenimento delle capacità omeostatiche e delle potenzialità produttive degli ecosistemi. Nella moderna ottica dei servizi ecosistemici, vale a dire i benefici multipli forniti dagli ecosistemi al genere umano (Millenium Ecosystem Assessment 2005), il ruolo della **mesofauna rappresenta un servizio che è di supporto alla fornitura di tutti gli altri servizi**, e pertanto è fondamentale contribuire alla sua conservazione e garantirne la massima biodiversità.

COSA È STATO FATTO

Il campionamento del suolo è stato effettuato nella primavera del 2015 (prima dei diradamenti) e nel 2018 (dopo i diradamenti) in ambo i siti su aree interessate dal diradamento dal basso, diradamento selettivo e aree controllo senza alcun intervento selvicolturale.

Con riferimento **alla nematofauna**, per ogni punto sono stati prelevati tre campioni di

suolo alla profondità di 15 cm, costituiti ciascuno da 3 sub-campioni mescolati tra loro. L'estrazione dei nematodi è stata condotta mediante il metodo del filtro carta-lana e l'identificazione dei *taxa* è stata a livello di genere. Sono state valutate per la comunità dei nematodi:

- l'indice di biodiversità Shannon-Weiner;
- l'indice di qualità biologica Maturity index (MI), specifico indicatore delle condizioni dell'ecosistema messo a punto da BONGERS (1990), basato sul gradiente c-p (nematodi colonizzatori a strategia r e nematodi di ecosistemi maturi a strategia k);
- l'efficienza dei servizi ecosistemici.

Con riferimento **ai microartropodi**, per ogni punto sono stati prelevati tre campioni di suolo (un cubo di 10 cm di lato) e l'estrazione dei microartropodi è stata condotta mediante selettori Berlese-Tullgren. La determinazione tassonomica è stata limitata all'identificazione dei *taxa* fino a livello di ordine. Sono state valutate per la comunità dei microartropodi:

- l'indice di biodiversità Shannon-Weiner;
- la Qualità biologica del suolo (QBS-ar), i cui valori sono espressi come punteggio EMI, indice eco-morfologico, variabile da 1 a 20 per ogni forma biologica adattata alla vita edafica (PARISI *et al.* 2005);
- l'abbondanza relativa della microfauna.

OSSERVAZIONI E CONSIDERAZIONI

Situazione prima del diradamento

Dopo quarant'anni dall'impianto di queste pinete nei siti coinvolti nel Progetto SelPiBioLife è stata osservata una **bassa biodiversità**. In particolare, gli indici qualitativi per i nematodi indicavano un ambiente suolo degradato in cui le specie colonizzatrici erano dominanti. I microartropodi viceversa avevano evidenziato valori di QBS-ar che erano quasi comparabili a quelli solitamente ritrovati in ambiente forestale.

Situazione dopo il diradamento

I diradamenti selettivo e dal basso, effettuati nella primavera del 2015, hanno modificato la chioma e conseguentemente il tasso di luce e la temperatura a livello del suolo.



Ricerche svolte in pinete della Finlandia avevano evidenziato che il diradamento aveva analogie con attività di disboscamento, pur sottolineandone il minore impatto (HUHTA *et al.* 1967).

La significativa riduzione della densità di nematodi, collemboli e coleotteri rilevata nel loro studio era stata ricondotta a tre fattori: basso apporto di sostanza organica dai residui dell'abbattimento degli alberi, maggiore escursione termica e di umidità, maggiore esposizione alla luce con conseguenti modifiche nello strato arbustivo ed erbaceo. Contrariamente a quanto osservato in Finlandia, il monitoraggio condotto dopo tre anni dal diradamento ha messo in evidenza che **non si è avuta alcuna perdita di biodiversità sia nel diradamento selettivo che in quello dal basso**. Inoltre, in Pratomagno nel diradamento dal basso sono risultati significativamente più alti l'indice di Shannon-Weiner per i nematodi e il QBS-ar per i microartropodi (Tabelle 13.1 e 13.2).

Nella prospettiva dei servizi ecosistemici, la composizione della nematofauna dopo tre anni ha evidenziato un incremento dei predatori nel diradamento dal basso in Pratomagno



	Pratomagno				Amiata			
	Shannon-Weiner index		Maturity index		Shannon-Weiner index		Maturity index	
	2015	2018	2015	2018	2015	2018	2015	2018
Controllo	1,1±0	1,5±0,04	1,7±0,1	2,0±0,2	1,2±0,1	1,3±0,2	1,5±0,04	2,4±0,2
Diradamento dal basso	1,2±0,1	1,7±0,1 a	1,7±0,1	2,5±0,04	0,9±0,03	1,5±0,03	1,5±0,1	2,3±0,2
Diradamento selettivo	1,0±0	1,3±0,1 b	1,6±0,02	2,0±0,3	1,1±0,1	1,5±0,2	1,7±0,03	2,3±0,3

Tabella 13.1 - Indici di biodiversità per i nematodi ritrovati nei due siti.

	Pratomagno				Amiata			
	Shannon-Weiner index		QBS-ar		Shannon-Weiner index		QBS-ar	
	2015	2018	2015	2018	2015	2018	2015	2018
Controllo	1,1±0,1	0,9±0,1	96,4±9,0	78,3±3,7 b	1,0±0,1	1,1±0,05	128,2±13,1	111,3±4,2
Diradamento dal basso	1,2±0,1	1,1±0,1	78,4±8,6	115±5,5 a	1,0±0,1	1,1±0,1	142,7±2,0	109±10,2
Diradamento selettivo	1,3±0,1	0,8±0,1	78,9±6,1	77,7±3,3 b	1,0±0,1	1,1±0,1	144,7±12,3	114,7±0,9

Tabella 13.2 - Indici di biodiversità per i microartropodi ritrovati nei due siti.

evidenziando così un rapporto più equilibrato tra i nematodi liberi detritivori (batteriofagi e fungivori) coinvolti nella mineralizzazione dei nutrienti e i loro predatori (Figura 13.1).

Anche relativamente alla composizione della microartropofauna, si evidenzia un incremento della fauna eu-edafica (forme più adattate alla vita del suolo) e dei coleotteri nel diradamento dal basso in ambedue i siti.

Al contrario, il diradamento selettivo ha determinato una riduzione di questi due gruppi

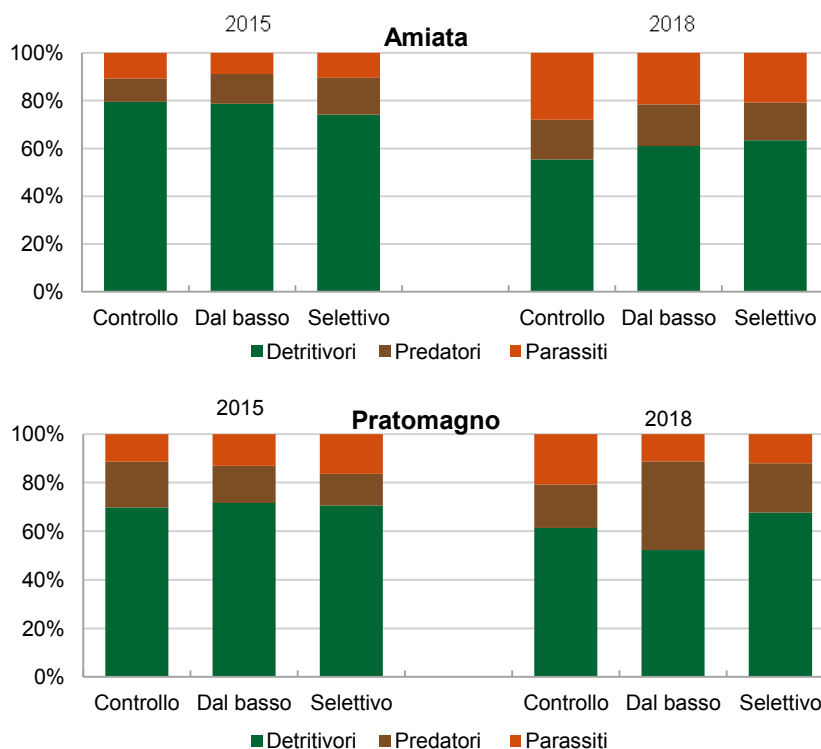


Figura 13.1 - Composizione della nematofauna in Pratomagno e in Amiata prima (2015) e dopo il diradamento (2018).



di organismi (Figura 13.2). Probabilmente la causa va ricercata nelle condizioni climatiche più estreme per temperatura e umidità create da un diradamento più intenso.

Questi risultati, quindi, evidenziano che alle nostre latitudini, la gestione del bosco mediante diradamento migliora la biodiversità animale rispetto alla non gestione: il diradamento dal basso già dopo tre anni migliora la mesofauna, mentre per il diradamento selettivo occorrono più anni.

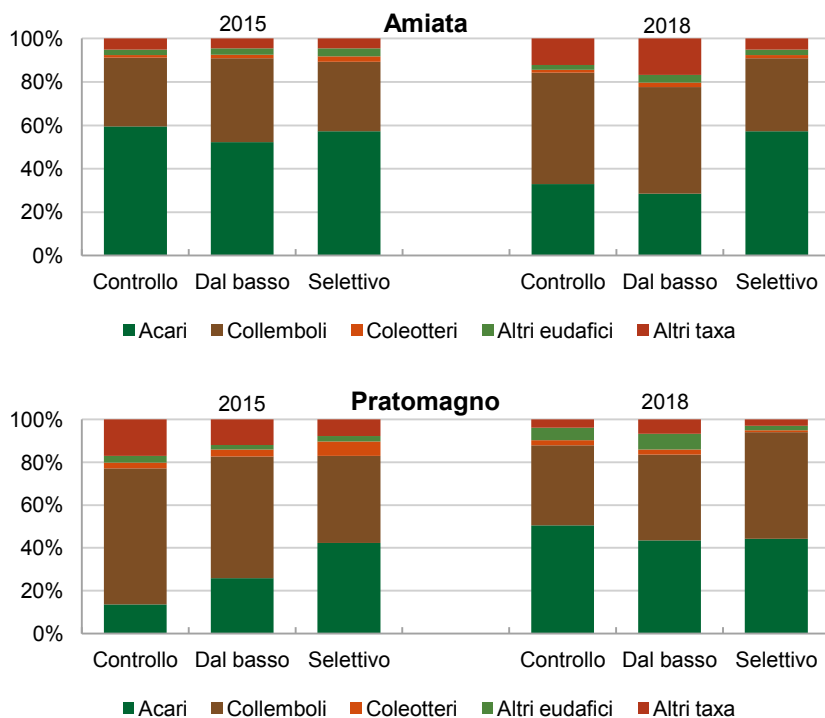


Figura 13.2 - Composizione della comunità dei microartropodi in Pratomagno e in Amiata prima (2015) e dopo il diradamento (2018).



14

DIVERSITÀ MICROBICA

Stefano Mocali



La **microflora del terreno rappresenta la parte più rilevante della biomassa del suolo ed è quella che maggiormente influisce sulle sue proprietà biologiche**, regolando tutti i processi biochimici che ne determinano le proprietà nutrizionali e funzionali. Recentemente l'ecologia microbica dei suoli forestali sta ricevendo sempre maggiore attenzione soprattutto a causa del ruolo chiave dei microrganismi nel turnover e nello stoccaggio del carbonio. Sebbene la maggior parte degli studi condotti finora si sia concentrata sui funghi, anche i batteri dei suoli forestali svolgono un ruolo importante in questo ambiente. Nei suoli forestali i batteri presiedono molteplici habitat con proprietà ben specifiche, tra cui il bulk soil, la rizosfera, la lettiera, il legno morto, dove le loro comunità sono modellate soprattutto dalla disponibilità dei nutrienti e dalle interazioni biotiche. Con le loro capacità i batteri contribuiscono a una serie di processi del suolo essenziali per i cicli di carbonio, azoto e fosforo. Essi prendono parte alla decomposizione della necromassa vegetale e sono molto importanti anche per la decomposizione di miceli fungini morti. Nella rizosfera di alberi forestali, i batteri interagiscono sia con le radici delle piante che con i funghi micorrizici come commensali, inoltre, regolano anche diversi passaggi critici nel ciclo dell'azoto, inclusa la fissazione di N. Le diverse specie di **microrganismi presenti nel suolo hanno, quindi, ruoli prioritari nelle trasformazioni dell'energia e nei processi biogeochimici**, intervenendo nella decomposizione del materiale organico attraverso processi biodegradativi e nel riciclo di elementi essenziali quali carbonio, fosforo, azoto ed altri; in tal modo portano a termine specifiche reazioni di ossido-riduzione che permettono agli elementi di rendersi così disponibili in forme utilizzabili soprattutto dalle piante.

QUANTI SONO I MICRORGANISMI NEL SUOLO?

Il numero dei microrganismi presenti nel suolo e le relative biomasse variano enormemente sia all'interno di suoli differenti che in relazione alle specie vegetali e agli altri organismi presenti. Nonostante da quasi un secolo si riconosca l'importanza delle comu-

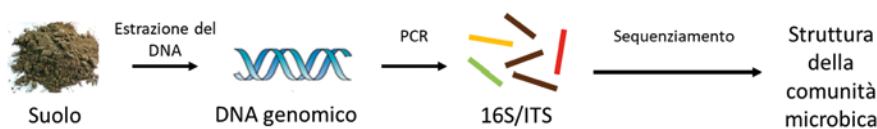
nità microbiche per la fertilità e i processi del suolo, sia in termini di decomposizione della sostanza organica, i cicli biogeochimici, ecc., **fino a pochi decenni fa lo studio dei microrganismi era fortemente limitato dalla mancanza di metodologie e - soprattutto - tecnologie adeguate.** È infatti relativamente semplice contare e catalogare piante ed animali sulla base di parametri facilmente identificabili senza bisogno di utilizzare alcuna strumentazione. Ben più complicato diventa invece osservare e catalogare migliaia di organismi che, nonostante il loro elevatissimo numero, non si vedono a occhio nudo (le dimensioni medie di un batterio sono infatti di circa un milionesimo di metro) e il loro studio richiede l'utilizzo di strumenti e tecnologie sofisticate.

Con l'avvento delle **tecniche molecolari, prevalentemente basate sull'analisi degli acidi nucleici (DNA e RNA)**, è stato finalmente possibile fare un po' di luce su quella zona d'ombra dell'ecologia microbica. Combinando tecniche di microscopia e di riassociazione del DNA, ad esempio, è stato dimostrato che solo l'1% del numero totale delle cellule batteriche presenti in campioni di suolo può essere coltivato in vitro, sui terreni di coltura comunemente utilizzati in laboratorio. Il sequenziamento dei geni 16S rRNA da campioni ambientali ha permesso di far luce su quella frazione "non-coltivabile" delle comunità microbiche che rappresentano oltre il 90% della biodiversità microbica del suolo.

COSA È STATO FATTO

Per poter determinare o, perlomeno, stimare l'impatto dei diversi trattamenti selvicolturali sulla diversità microbica del suolo è stato necessario affiancare un approccio molecolare basato sul **sequenziamento massivo di geni target** (16S rRNA per batteri, ITS per funghi), ai metodi tradizionalmente utilizzati per la determinazione della biomassa microbica e l'attività di mineralizzazione del carbonio. La metodologia prevede innanzitutto di effettuare un campionamento mediante carotaggio di circa 1kg di suolo ad una profondità di 0-20 cm in più punti e poi riuniti in un unico campione rappresentativo. Pertanto, sia nella primavera 2015 (prima dei diradamenti) che nei tre anni successivi (2016-2018) sono stati raccolti dei campioni di suolo per ciascun *plot* in entrambe le aree di studio e conservati a 4°C fino al momento delle analisi.

La determinazione della **biomassa microbica** e della respirazione microbica del terreno è stata effettuata secondo i metodi di analisi ufficiali del suolo (Metodi Ufficiali n. I e II, Supplemento Ordinario G.U. n°61 del 13-03-2004). Per determinare, invece, la **struttura della comunità microbica** è stato necessario estrarre il DNA genomico da ciascun campione di suolo, amplificare i geni target d'interesse (16S e ITS) mediante PCR e procedere con il sequenziamento massivo (NGS) degli ampliconi ottenuti.

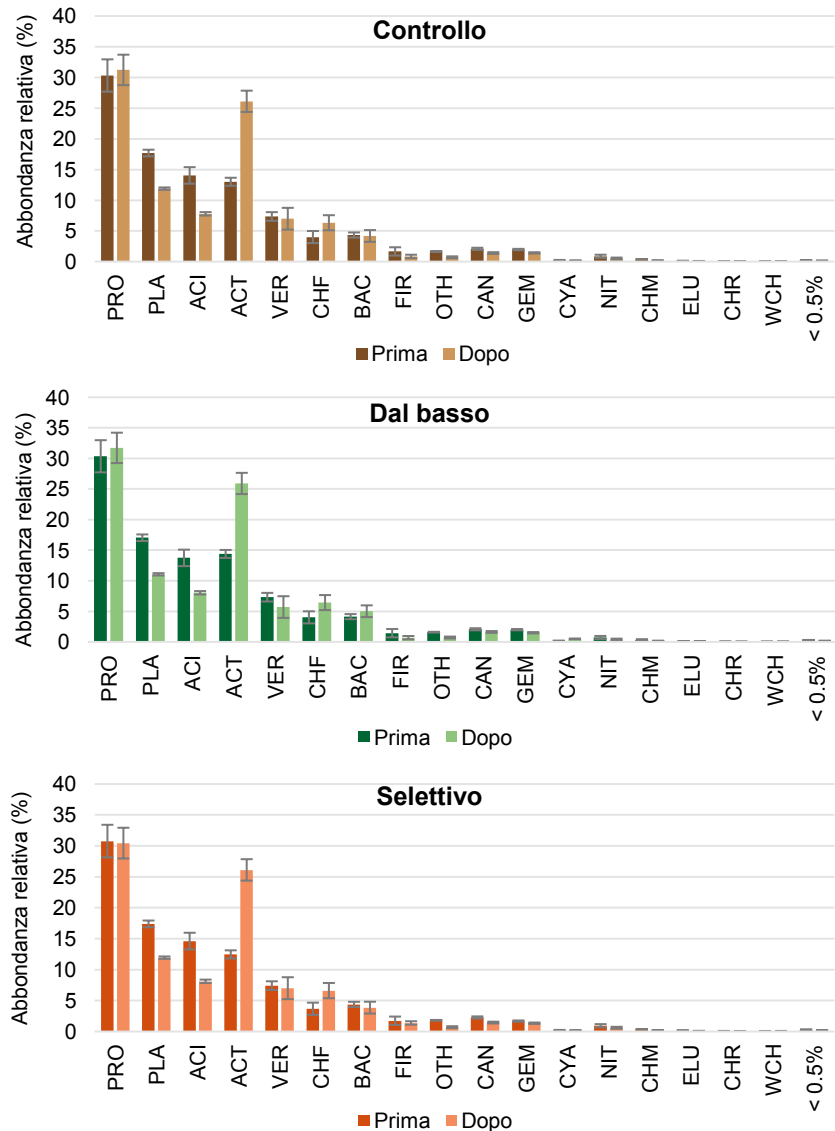


I dati di sequenziamento sono stati elaborati con QIIME 2 (<https://qiime2.org>). Dai dati ottenuti è stato possibile determinare sia il numero di specie (*richness*) che il loro grado di diversità ecologica, stimato attraverso l'indice di Shannon-Weiner (H') mediante la seguente formula:

$$H' = - \sum_{j=1}^S p_j \log_e p_j$$

dove p_j è la proporzione della j -esima specie ($\sum_j p_j = 1$) e s è il numero delle specie. Dividendo H' con il valore massimo possibile $H'_{max} = \log_e(s)$, si ottiene un indice compreso tra 0 e 1.

I dati di sequenziamento sono espressi come abbondanze relative di ciascun gruppo microbico (Phylum), come riportato in Figura 14.1.



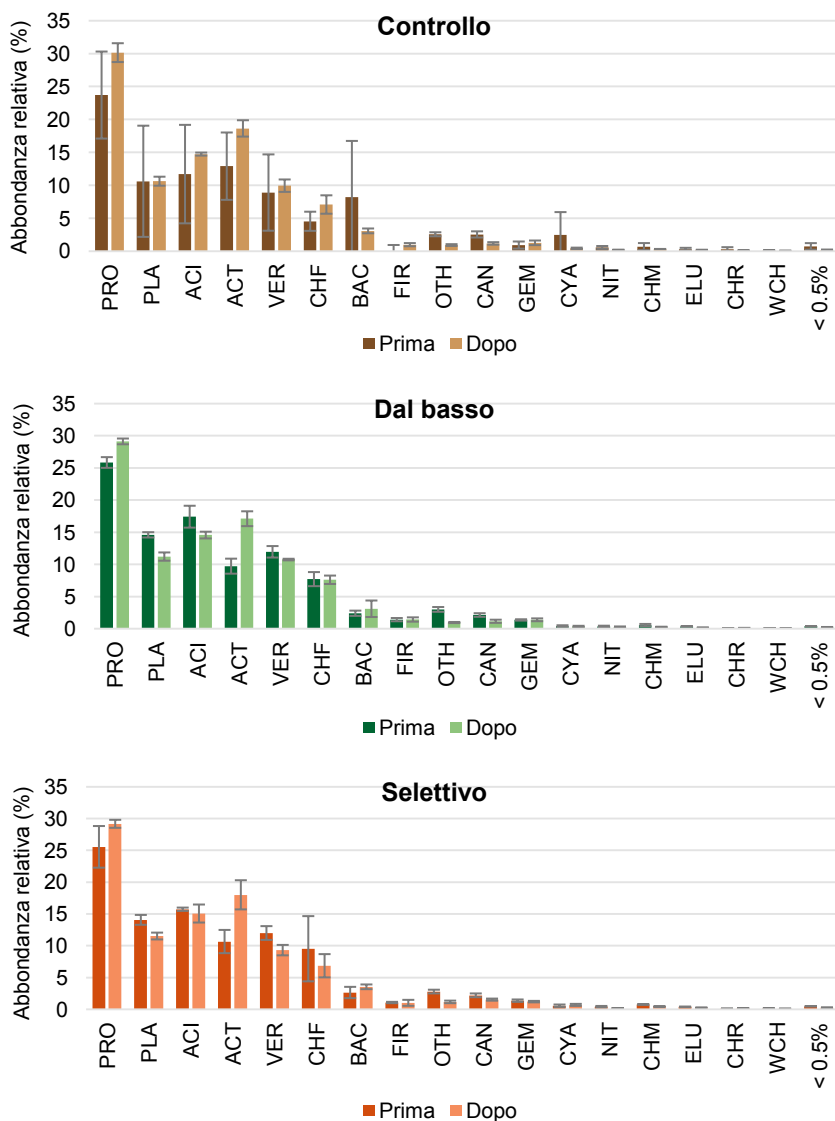
Legenda: PRO: Proteobacteria, PLA: Planctomycetes, ACI: Acidobacteria, ACT: Actinobacteria, VER: Verrucomicrobia, CHF: Chloroflexi, BAC: Bacteroidetes, FIR: Firmicutes, OTH: Unassigned;Other, CAN: Candidate, GEM: Gemmatimonadetes, CYA: Cyanobacteria, NIT: Nitrospirae, CHM: Chlamydiae, ELU: Elusimicrobia, CHR: Chlorobi, WCH: WCHB1-60, < 0,5%: < 0,5%.

Figura 14.1 - Struttura delle comunità microbiche (Phyla batterici) espresse come abbondanze relative (%) nei campioni prima dei trattamenti selvicolturali (2015) e dopo (2018) nelle aree dell'Amiata.

RISULTATI DEL MONITORAGGIO

I principali risultati ottenuti in termini di **diversità batterica** hanno evidenziato una dominanza dei Phyla Proteobacteria, Planctomycetes, Acidobacteria, Actinobacteria e Verrucomicrobia, sia in Amiata che Pratomagno (Figure 14.1 e 14.2).

In generale gli effetti dei diradamenti sembrano essere più lievi e meno significativi rispetto all'effetto stagionale. In Amiata, ad esempio, rispetto alla situazione iniziale nei campioni post-trattamento si osserva una diminuzione di Planctomycetes (circa -35%) e Acidobacteria (circa -44%) e un simultaneo aumento degli Actinobacteria (circa +50%).



Legenda: PRO: Proteobacteria, PLA: Planctomycetes, ACI: Acidobacteria, ACT: Actinobacteria, VER: Verrucomicrobia, CHF: Chloroflexi, BAC: Bacteroidetes, FIR: Firmicutes, OTH: Unassigned/Other, CAN: Candidate, GEM: Gemmatimonadetes, CYA: Cyanobacteria, NIT: Nitrospirae, CHM: Chlamydiae, ELU: Elusimicrobia, CHR: Chlorobi, WCH: WCHB1-60, < 0,5%: < 0,5%.

Figura 14.2 - Struttura delle comunità microbiche (Phyla batterici) espresse come abbondanze relative (%) nei campioni prima dei trattamenti selvicolturali (2015) e dopo (2018) nelle aree del Pratomagno.

Questo andamento è stato osservato in suoli deforestati, in cui l'aumento del pH e della disponibilità di nutrienti supporta il metabolismo copiotrofo tipico degli Actinobacteria, noti per degradare in modo efficiente la lettiera e la sostanza organica del suolo. In Pratomagno tali variazioni sono state più modeste ma si è evidenziato un aumento generalizzato dei Proteobatteri. Anche in questo caso, l'impatto dei diradamenti è apparso poco evidente ma sono stati osservati alcuni effetti sui Planctomycetes e Verrucomicrobia. Quest'ultimi, in particolare, mostrano il decremento maggiore nelle tesi sottoposte al diradamento selettivo (-22,4%) rispetto a quello dal basso (-10,0%) e - soprattutto - al controllo che presenta un andamento opposto (+11,7%). Questo indica che, in seguito al diradamento selettivo, il suolo presenta un maggiore disponibilità di nutrienti che sfavorisce lo sviluppo di organismi oligotrofi come i Verrucomicrobia, tipici dei suoli forestali.

Da segnalare, inoltre, che in Pratomagno in seguito al diradamento selettivo i suoli presentano i valori più alti (e costanti) di Acidobacteria, tipicamente oligotrofi ma a strategia K in grado di utilizzare efficientemente un'ampia varietà di substrati di carbonio, ad indicare una maggiore potenzialità metabolica di questi suoli rispetto alle parcelle di controllo o sottoposte al diradamento tradizionale.

Per quanto riguarda la **diversità fungina**, in Amiata gli Ascomycota rappresentano il Phylum di gran lunga dominante, con quasi il 90% di abbondanza relativa in tutti i campioni. Seguono i Basidiomycota che mostrano il valore di abbondanza massima (10,1%) nelle tesi sottoposte a diradamento selettivo, evidenziando anche la crescita maggiore rispetto alla situazione prima del diradamento (+29,9%). Inoltre, da segnalare anche i valori del **rapporto Ascomycota/Basidiomycota** che risultano essere più bassi nelle tesi sottoposte a diradamento selettivo. Bassi valori del rapporto Ascomycota/Basidiomycota possono essere indice di un arricchimento di specie saprofiti nel suolo, tenendo conto che i Basidiomiceti sono associati alla degradazione della sostanza organica (lignina e cellulosa).

Anche in Pratomagno gli Ascomycota restano il gruppo dominante, anche se non raggiunge mai l'80% di abbondanza relativa. Ancora una volta, i Basidiomycota presentano i valori più alti in corrispondenza delle tesi sottoposte a diradamento selettivo (17,4%). Da segnalare che, come precedentemente osservato per l'Amiata, il rapporto Ascomycota/Basidiomycota presenta i valori più bassi proprio nelle tesi sottoposte a diradamento selettivo. L'aumento di Basidiomycota potrebbe essere anche correlato con una maggior presenza di ectomicorrize.



ALCUNE CONSIDERAZIONI

In generale è possibile concludere che **dopo 3 anni dal diradamento selettivo non sembrano esserci stati effetti macroscopici a livello di biodiversità microbica del suolo**. Tuttavia, in Pratomagno sono stati osservati dei significativi cambiamenti nella struttura delle comunità batteriche che sembrano suggerire che il trattamento selettivo promuova lo *status* nutrizionale del suolo a svantaggio di organismi oligotrofi come i Verrucomicrobia. I bassi valori del rapporto Ascomycota/Basidiomycota, inoltre, sembrano confermare un arricchimento di specie saprofiti nel suolo, in grado di aumentare il turnover della sostanza organica a partire dalla lettiera e dal legno morto.

Pertanto, sulla base dei dati ottenuti è possibile affermare che il diradamento selettivo proposto ed adottato nelle due aree di studio ha portato **a lievi ma significativi cambiamenti** nella struttura delle comunità microbiche, determinando effetti positivi sulla fertilità biologica del suolo, soprattutto in Pratomagno. Tuttavia, al fine di valutare al meglio gli effetti di tali trattamenti sulla biodiversità microbica del suolo è necessario effettuare tali indagini su un periodo di tempo maggiore.

EFFETTI DEI DIRADAMENTI SUL MICROCLIMA

Umberto Di Salvatore, Lorenzo Gardin

La copertura delle chiome influisce, dunque, su quelli che sono i principali fattori climatici all'interno del bosco. Delle variazioni si riscontrano in quei punti in cui la **continuità della copertura si interrompe**: la mancanza delle chiome consente un maggior afflusso di radiazione all'interno del bosco, temperature più elevate nelle ore diurne e maggiore quantità di precipitazioni al suolo.

Diversi fattori naturali (incendi, frane, schianti, sradicamenti, ecc.) possono agire determinando cambiamenti sul grado e sulla copertura esercitata dalle chiome. Allo stesso modo l'uomo tramite gli interventi selvicolturali può, al fine di perseguire i propri scopi, produrre effetti analoghi a quelli che si possono avere in natura (PACI 2011).

Gli **effetti di ciascun intervento selvicolturale** sui fattori del "clima in bosco" variano a seconda delle caratteristiche strutturali e dello stadio di sviluppo del popolamento in cui si interviene e, soprattutto, della **modalità e del grado (intensità)** del trattamento selvicolturale adottato.

Gli interventi di **diradamento**, ad esempio, agiscono periodicamente sulla densità degli alberi in bosco, modificano i rapporti di competizione tra piante concorrenti e influiscono sugli spazi occupati dalle chiome. Ne consegue un **cambiamento del grado di copertura**, più o meno forte a seconda del tipo e dell'intensità dell'intervento, e delle condizioni ambientali all'interno del bosco, soprattutto dell'intensità luminosa. Il diradamento aumenta innanzitutto la quantità di luce che penetra tra le chiome e giunge al suolo, sia sotto **forma di luce diffusa** che come **numero di chiazze di luce diretta** e determina una riduzione dell'intercettazione delle precipitazioni, sia liquide che solide, in misura proporzionale al grado (PIUSSI 1994). La maggiore quantità di luce disponibile al suolo favorisce talvolta lo sviluppo della vegetazione erbacea del sottobosco e, associata a modifiche dell'umidità, comporta un'accelerazione della decomposizione della sostanza organica di superficie. L'alternanza di copertura-scopertura del piano delle chiome determina un incremento della

diversità della flora del sottobosco e della flora micologica rendendo possibile la coesistenza di specie sciafile ed eliofile (CANTIANI *et al.* 2015).

La valutazione degli effetti dei trattamenti selvicolturali necessita, alla luce di quanto detto, di una profonda conoscenza dei caratteri stagionali e bio-ecologici del popolamento forestale in cui il selvicoltore si trova ad intervenire in modo da poter prevedere, per quanto possibile, la reazione del bosco a determinati interventi. Un aspetto molto importante quindi, e che necessita approfondimento, è la valutazione degli effetti selvicolturali sullo **spazio occupato dalle chiome e come questo incida quantitativamente e qualitativamente sulla capacità fotosintetica e sui livelli di competizione tra piante "concorrenti"**.

Il progetto SelPiBioLife ha tra i suoi obiettivi quello di mostrare come modificare la diversità strutturale orizzontale e verticale del popolamento forestale, e quindi la modalità di copertura delle chiome, determinando un diverso regime di luce, acqua e temperatura a livello del suolo per poter concorrere efficacemente ad aumentare l'insediamento di vegetazione erbaceo-arbustiva (la biodiversità vegetale), la diversità micologica e microbiologica e la creazione di ulteriori *habitat*, nicchie ecologiche e sorgenti di nutrimento (catene alimentari pianta-insetto-predatore), favorendo l'accrescimento della biodiversità e della funzionalità complessiva dell'ecosistema (CANTIANI *et al.* 2016).

COSA È STATO FATTO

La valutazione degli effetti dei trattamenti selvicolturali sui fattori che influenzano il clima all'interno del bosco è stata eseguita attraverso la misurazione dei principali **parametri meteo-climatici**, dei valori di **PAR (Photosynthetically Active Radiation)** e del **grado di ricoprimento e dello spazio occupato dalle chiome** prima e dopo i diradamenti.

Parametri meteo-climatici

Al fine di acquisire dati affidabili sui principali parametri meteo climatici e per poter indagare sugli effetti del diradamento forestale sull'**umidità** e sulla **temperatura del suolo** in ciascuna delle due aree del progetto (Amiata e Pratomagno) sono state installate 1 **stazione meteorologica** (Davis Vantage) completa dei principali sensori (pioggia, temperatura, umidità dell'aria, radiazione solare, vento) e 3 **Datalogger** (Decagon Em50 e Em50G) per la misurazione oraria dell'umidità e della temperatura del suolo a due profondità 10 e 30 cm (sonde capacitive Decagon 5TM e 10HS). La stazione meteo, sia in Amiata che Pratomagno, è stata ubicata fuori dal bosco a distanza di circa 300-400 m dai *plot* sperimentali, mentre



i sensori dell'umidità e temperatura del suolo sono stati ubicati in un *plot* rappresentativo per ciascun trattamento (controllo non diradato, diradamento dal basso, diradamento selettivo). Le sonde sono state calibrate localmente mediante il prelievo di alcuni campioni di terreno intorno ad esse a diversi contenuti idrici per la determinazione in laboratorio dell'umidità con metodo gravimetrico.

I dati acquisiti sono stati utilizzati per la calibrazione di un modello semplificato per il calcolo del bilancio idrico del suolo, appositamente implementato, basato sul coefficiente colturale e sul calcolo dell'evapotraspirazione potenziale (ALLEN *et al.* 1998), sui dati climatici giornalieri acquisiti dalla stazione meteo, sulle caratteristiche fisiche e fisico idrologiche dei suoli appositamente misurate (granulometria, profondità utile e costanti idrologiche) e sui dati relativi al soprassuolo forestale fra cui la copertura delle chiome.

PAR (Photosynthetically Active Radiation)

L'intero ciclo di sviluppo delle piante viene condizionato dalla luce i cui effetti dipendono sia dall'intensità della radiazione (livello di illuminamento) sia dall'efficacia della stessa nei diversi campi di radiazione (composizione della luce).

La porzione di spettro elettromagnetico utilizzato per promuovere i processi di sviluppo delle piante è compresa tra i 400 e i 700 nanometri (nm) ed è definito dalla curva di sensibilità alla fotosintesi. Questo *range* viene definito **radiazione fotosintetica attiva o PAR** (Photosynthetically Active Radiation).

Sono state effettuate misure di PAR per valutare l'effetto della copertura sulla quantità di luce che raggiunge il suolo. Le misure sono state effettuate con uno strumento chiamato "ceptometro" in giornate serene tra le ore 12.00 e le 14.00 solari locali, poiché in questo arco di tempo la radiazione incidente resta pressoché costante. Per risalire alla **trasmissione**, cioè la radiazione sottocopertura in percento di quella incidente sopra il piano delle chiome, sono state eseguite misure di riferimento, immediatamente prima e dopo ogni serie di rilievi, in un punto completamente privo di copertura nei pressi delle aree. I valori medi di radiazione misurati all'interno di ciascuna area sono stati messi in relazione con le misure di riferimento per ottenere la **trasmissione media del popolamento** (CUTINI 1994). Le misurazioni sono state eseguite nel 2015 prima degli interventi di diradamento e ripetute poi successivamente dopo i trattamenti selvicolturali.



Grado di copertura e ricoprimento

In una comunità forestale è possibile individuare una serie di strati, più o meno distinti tra loro, a diversa altezza dal suolo. Questa stratificazione deriva dalla compresenza di specie con diverse caratteristiche morfologiche ed esprime il modo di fruire dell'energia luminosa da parte delle popolazioni vegetali e quindi i rapporti di competizione tra specie (PIUSSI 1994). Usualmente le chiome degli alberi formano uno o più strati che esercitano una copertura più o meno continua.

Il **grado di copertura** dei singoli strati varia notevolmente, esso può essere espresso come la distanza media che separa le chiome dei singoli alberi oppure come stima della **percentuale di spazio occupata** dalle stesse. In questo caso si fa riferimento alla cosiddetta **"area di insidenza"** ovvero la superficie a terra coperta dalla proiezione verticale della chioma di un albero.

Il **grado di copertura** tiene conto solo della **proiezione delle chiome al suolo**, indipendentemente dal fatto che gli alberi si presentano nella maggior parte dei casi con chiome parzialmente sovrapposte, **ed assume valori inferiori al 100%**.

Il **grado di ricoprimento** invece tiene conto **del grado di copertura delle chiome presenti nei diversi piani, espresso in percentuale può assumere valori superiori al 100%**.

La stima dell'area di insidenza delle piante presenti nel bosco, funzionale al calcolo del grado di copertura e ricoprimento, è eseguita attraverso la misura di 8 proiezioni a terra della chioma di ciascun albero, in corrispondenza dei punti cardinali (N, NE, E, SE, S, SO, O, NO). Le misurazioni sono state eseguite nel 2015 prima degli interventi di diradamento e ripetute poi successivamente dopo i trattamenti selvicolturali.

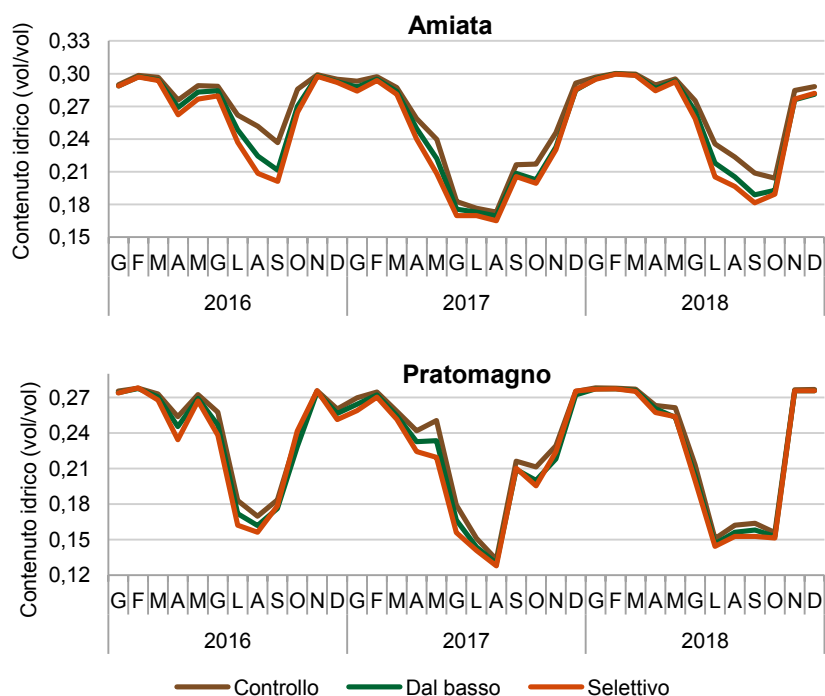


Figura 15.1 - Variazione del contenuto idrico medio del suolo nei tre casi di diradamento.

OSSERVAZIONI E CONSIDERAZIONI

Tenendo distinte le due aree (Amiata e Pratomagno) i risultati ottenuti consentono di affermare che il **contenuto idrico del suolo**, considerato come contenuto medio per tutto il suo spessore, risulta sempre maggiore in condizioni di maggiore copertura da parte delle piante arboree rispetto alle stazioni oggetto di diradamento sia esso dal basso o di tipo selettivo. La copertura delle chiome, come anzi detto, protegge il suolo dalla radiazione solare, riducendo la temperatura dell'aria e di conseguenza l'evaporazione.

La Figura 15.1 mostra come nei mesi molto piovosi ed umidi il contenuto idrico del suolo non presenta significative differenze fra le tesi, mentre invece dalla primavera fino all'estate le differenze si acuiscono e i suoli dei boschi diradati risultano più secchi.

Nei mesi estivi infatti il contenuto idrico dei suoli oggetto di diradamento mostra valori inferiori di circa 10% rispetto ai suoli del controllo, a seconda dell'intensità della siccità estiva.

Per quanto riguarda la **temperatura del suolo** i risultati per gli anni di progetto (2016-2018) evidenziano (Figura 15.2) che nei soprassuoli diradati le temperature estive sono maggiori di quella registrata nel bosco non diradato mentre invece la temperatura invernali sono minori.

La temperatura, essendo parametro più stabile, più facilmente misurabile e meno influenzato dalle caratteristiche del suolo rispetto all'umidità, mostra più direttamente le relazioni fra diradamento e afflusso al suolo di energia radiativa. I *plot* diradati con modalità "selettivo", essendo localmente maggiormente aperti, mostrano valori di temperatura del suolo minori in inverno e maggiori in estate, confermando la minore presenza di copertura

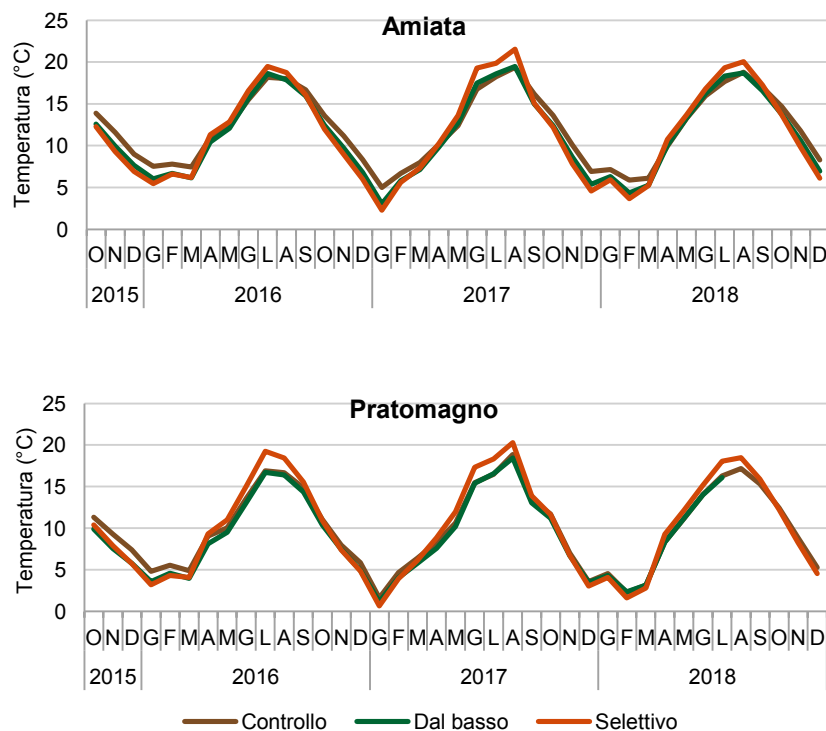


Figura 15.2 - Valori medi mensili della temperatura del suolo misurata a 10 cm per tesi.

delle chiome e l'effetto mitigante del bosco. Non pare di apprezzare significative differenze fra il controllo e il trattamento "dal basso". Certamente l'analisi statistica, accompagnata da una stima del grado di copertura delle chiome esattamente al di sopra delle sonde, potrà condurre ad una analisi più precisa.

Si conferma pertanto la capacità della copertura del soprassuolo arboreo, nel **mitigare le temperature estreme sia quelle invernali che quelle estive**. Come si evince dalla Tabella 15.1, la temperatura del suolo misurata a 10 cm di profondità nei mesi estivi dentro al bosco non diradato è stata inferiore fino a circa il 8-10% della temperatura misurata nel bosco oggetto di diradamento selettivo, mentre la mitigazione delle basse temperature invernali è intorno al 13-18% nei confronti del diradamento dal basso e intorno a 19-26% nei confronti del selettivo.

Subito dopo gli interventi selvicolturali si registra un aumento dei livelli di **PAR al suolo** del 95,9 % in Amiata e dell'85 % in Pratomagno in corrispondenza dei *plot* in cui è stato eseguito il diradamento dal basso a fronte di un aumento del 336 % in Amiata e del 222 % in Pratomagno nei *plot* in cui è stato eseguito il diradamento selettivo (Tabella 15.2).

	Amiata		Pratomagno	
	Diradamento dal basso	Diradamento Selettivo	Diradamento dal basso	Diradamento Selettivo
Mesi invernali	-18%	-26%	-13%	-19%
Mesi estivi	2%	8%	-1%	10%

Tabella 15.1 - Differenze percentuali della temperatura media del suolo a 10 cm di profondità, fra le misure effettuate nel controllo (bosco non diradato) e nelle due tipologie di diradamento (dal basso e Selettivo), per le due aree.

	Amiata	Pratomagno
Controllo	0,0 %	0,0 %
Diradamento dal basso	+ 95,9 %	+ 85,0 %
Diradamento selettivo	+ 336,5 %	+ 222,0 %

Tabella 15.2 - Variazione percentuale dei livelli di PAR prima e subito dopo gli interventi selvicolturali nei due siti dell' Amiata e del Pratomagno.



Queste differenze tra le due diverse opzioni gestionali sono confermate in parte anche dalle variazioni percentuali del **grado di ricoprimento** prima e dopo gli interventi (Tabella 15.3, Figure 15.3 e 15.4).

	Amiata	Pratomagno
Controllo	0,0 %	0 %
Diradamento dal basso	- 25,3 %	- 24,1 %
Diradamento selettivo	- 31,1 %	- 32,2 %

Tabella 15.3 - Variazione percentuale del *grado di ricoprimento* prima e subito dopo gli interventi selvicolturali nei due siti dell' Amiata e del Pratomagno.

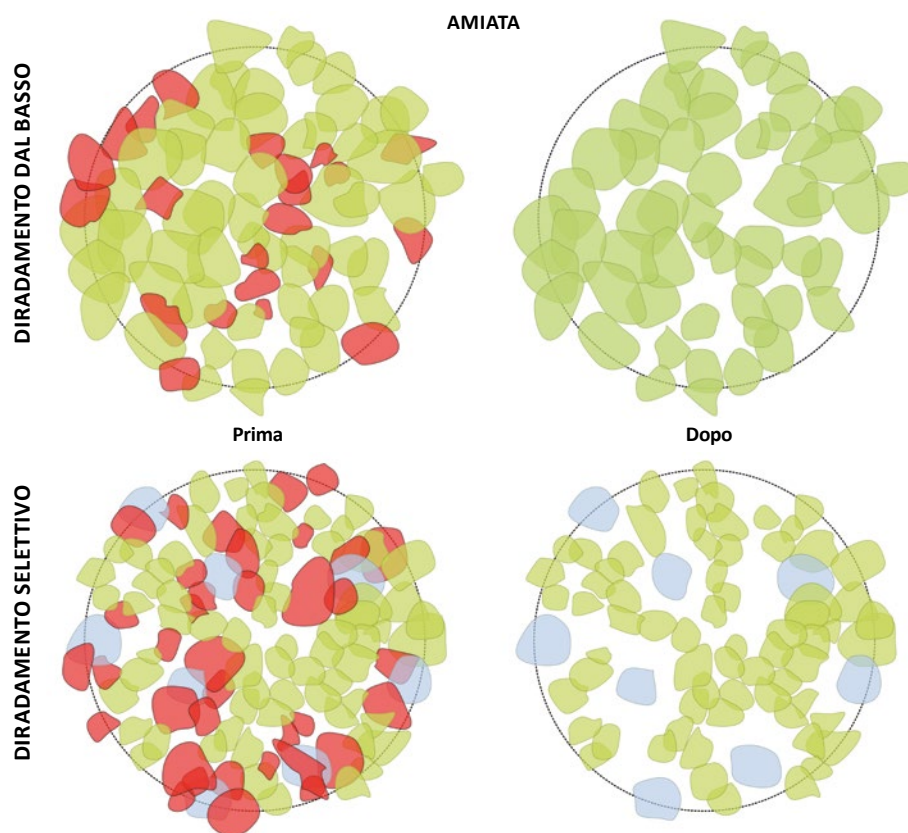


Figura 15.3 - Struttura orizzontale della pineta prima e dopo gli interventi di diradamento (Amiata).



A seguito degli interventi di diradamento la **reazione incrementale degli alberi**, in termini di diametro (CANTIANI *et al.* 2005) e di sviluppo delle chiome, ha come effetto una graduale estinzione della modifica del grado di copertura indotta dagli interventi. Diversi

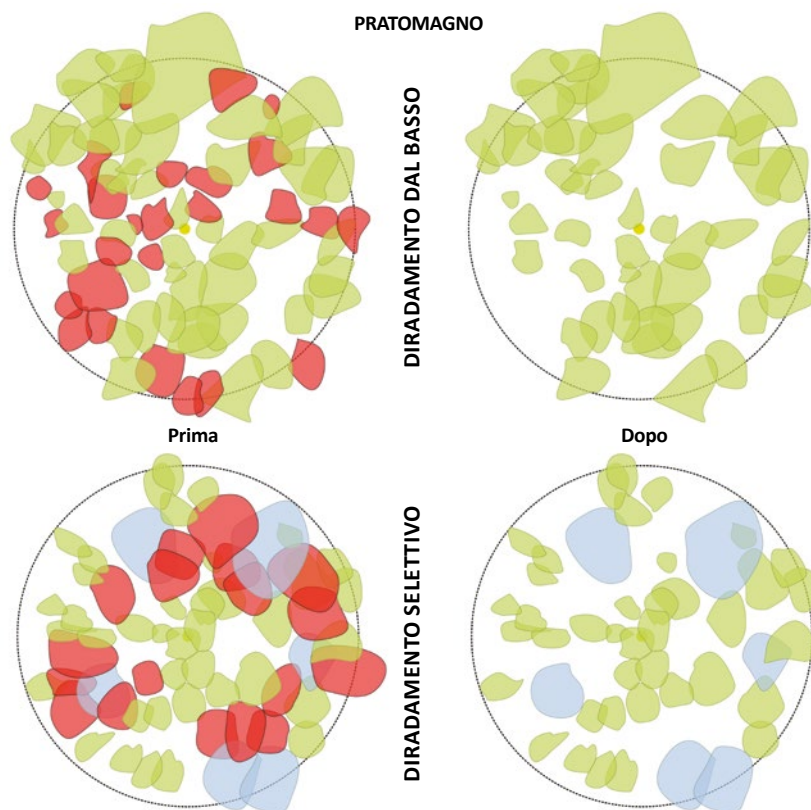


Figura 15.4 - Struttura orizzontale della pineta prima e dopo gli interventi di diradamento (Pratomagno).

	Amiata	Pratomagno
Controllo	+ 5,5 %	+ 3,2 %
Diradamento dal basso	+ 6,4 %	+ 4,2 %
Diradamento selettivo	+ 12,2 %	+ 7,6 %

Tabella 15.4 - Variazione percentuale del grado di ricoprimento nei tre anni successivi agli interventi selvicolturali nei due siti dell' Amiata e del Pratomagno.

	Amiata	Pratomagno
Controllo	+ 4,7 %	+ 2,8 %
Diradamento dal basso	+ 5,8 %	+ 3,7 %
Diradamento selettivo	+ 10,8 %	+ 6,9 %

Tabella 15.5 - Variazione percentuale dello spazio occupato dalle chiome nei tre anni successivi agli interventi selvicolturali nei due siti dell' Amiata e del Pratomagno.

studi hanno dimostrato come i **popolamenti artificiali di pino nero abbiano una notevole reattività agli interventi colturali in termini di sviluppo delle chiome e del fusto, maggiore nelle fasi giovanili ma che si mantiene elevata anche a stadi evolutivi più avanzati** (CANTIANI e PIOVOSI 2008).

Nel caso delle opzioni gestionali messe a confronto dal progetto SelPiBioLife la reazione incrementale, sia in termini di grado di ricoprimento (Tabella 15.4) sia in termini di spazio occupato dalle chiome (Tabella 15.5), è maggiore nei *plot* soggetti a diradamento selettivo rispetto a quelli con diradamento dal basso in entrambi i siti di studio. I risultati confermano quanto già osservato in altri popolamenti artificiali di pino nero in Italia (CANTIANI *et al.* 2005), ovvero che la risposta incrementale degli alberi è proporzionale all'intensità dell'intervento di diradamento eseguito.

Il **diradamento selettivo** si dimostra una tecnica selvicolturale in grado di garantire nell'immediato un maggior apporto luminoso al suolo, con effetti positivi in termini di biodiversità, liberando i soggetti migliori ("piante candidate") le cui chiome avranno la possibilità di occupare lo spazio liberato dall'abbattimento delle piante concorrenti e di recuperare in un arco di tempo relativamente breve la scopertura al suolo indotta dai trattamenti selvicolturali, assicurando il protrarsi nel tempo degli effetti di protezione e miglioramento del suolo che sono tra le funzioni principali di questi popolamenti forestali.

16

CONCLUSIONI

Affrontare uno studio sulla dinamica della biodiversità di un ecosistema forestale, naturale o artificiale che sia, è un'impresa tanto affascinante quanto particolarmente complicata. Pur circoscrivendo l'analisi a sistemi semplificati e concentrando lo studio alle sole componenti degli alberi e degli organismi del suolo, studiare le interazioni e le relazioni causa/effetto tra le componenti strutturali arboree, la pedologia, il microclima e le componenti biotiche sopra e sotto il suolo, valutando le relazioni funzionali tra di loro, è un obiettivo sicuramente ambizioso.

Il progetto SelPiBioLife ha previsto il **monitoraggio della dinamica della biodiversità**, ma pure della funzionalità complessiva delle pinete artificiali di pino nero in seguito a trattamenti selvicolturali differenziati. Si è trattato quindi di un **progetto prettamente multidisciplinare**: diversità delle componenti biotiche studiate, prevede in parallelo diversità dei ricercatori che le studiano. Diversità dei ricercatori significa pure diversità delle metodologie di ricerca. Il primo elemento per ottenere risultati, per forza di cose preliminari e necessariamente parziali, sta nella coesione tra ricercatori, **visione unitaria dell'obiettivo da raggiungere**, apertura mentale che si traduce nella capacità di calibrare gli studi dei singoli gruppi di ricercatori in funzione del risultato complessivo atteso, con interscambi in continuo dei progressi delle singole attività. Ciò porta a monitoraggi ed analisi condotti in modo realmente *inter* e *supra* disciplinare. SelPiBioLife ha avuto questa caratteristica, e questo è stato il suo reale asso nella manica. Altro punto di forza riteniamo sia stato **l'impianto del protocollo di monitoraggio**, che pur dovendo necessariamente ottemperare alle diverse metodologie e scale di rilievo dei diversi parametri rilevati, si è dimostrato funzionale allo scopo.

Fondamentale ulteriore caratteristica positiva del Progetto è stata l'attiva ed interessata **partecipazione dei gestori forestali**. La sperimentazione anche a scopo dimostrativo funziona effettivamente allorquando esiste a vari livelli una reale esigenza di risposte.





L'esperienza SelPiBioLife in estrema sintesi può tradursi nei seguenti punti:

- Le foreste rappresentano il sistema naturale a più alto contenuto di diversità non solo genetica, specifica ed ecosistemica, ma anche storica e culturale. L'80% della diversità biologica terrestre del pianeta è custodito nelle foreste e nei suoli forestali.
- Il problema di come gestire i boschi di pino nero presenti in Appennino impone al forestale di operare scelte selvicolturali che influenzano tutte le componenti dell'ecosistema foresta. Questo prevede un approccio multidisciplinare (economia - suolo - soprassuolo - atmosfera).
- Si ritiene necessario **adottare trattamenti selvicolturali** nelle pinete in ambiente mediterraneo, al fine di aumentarne la stabilità ecologica, favorire la successione verso popolamenti di latifoglie, ripristinare la biodiversità e le potenzialità di mitigazione dei cambiamenti climatici.
- Le modalità di diradamento per le pinete sono state fino ad oggi troppo semplificate e banalizzate nella pratica. In realtà diradare una fustaia è molto più complesso di quanto generalmente ritenuto. **Mutare i rapporti di competizione tra le piante e modificare la struttura del bosco** determina una serie concatenata di reazioni che incidono sullo stimolo alla crescita e sviluppo del bosco e sulle mutazioni microclimatiche al livello del suolo e quindi sulla biodiversità degli organismi del suolo.
- Perché tale gestione selvicolturale sia sostenibile è necessario che non aggravi i costi di gestione, non deprima l'economicità degli interventi, sia semplice e nel contempo realmente efficace.
- Il **diradamento selettivo** ha dimostrato la sua efficacia rispetto alla complessità dei parametri considerati (biodiversità, produttività, protezione).
- La struttura della pineta determinata in seguito al diradamento selettivo **garantisce una elevata funzionalità** e semplifica le scelte selvicolturali future, in particolare la lunghezza dei turni e l'adozione di trattamenti atti a favorire la fase di successione verso popolamenti di maggior valore ecologico.

Benchè il periodo di tre anni, oltretutto abbastanza particolari dal punto di vista climatico, non sia stato sufficiente per stabilire correlazioni significative tra il tipo di trattamento selvicolturale e dinamiche della biodiversità, i risultati del monitoraggio sulle varie componenti della biodiversità evidenziano comunque che queste **hanno risentito positivamente degli interventi selvicolturali ed in particolare del diradamento selettivo**. Soprattutto nell'area dell'Amiata si è registrato un incremento di biodiversità a carico della maggior parte delle comunità biologiche studiate (flora, macromiceti, carabidi, nematodi e micro funghi). In Pratomagno, invece, il diradamento selettivo non ha sostanzialmente cambiato la situazione rispetto al non diradamento (controllo). La drastica riduzione di alcune componenti biologiche osservata in quest'area potrebbe essere perciò attribuita maggiormente ad eventi micro-climatici particolari piuttosto che agli interventi selvicolturali.

In ogni caso il risultato maggiormente rilevante di SelPiBioLife è l'imponente e coerente banca dati del Progetto contenente tutti i parametri rilevati dalle diverse unità impegnate. Ciò da un lato ha già garantito di ottenere un quadro della dinamica di sviluppo del popolamento forestale e delle componenti di diversità vegetale ed animale nel breve periodo successivo agli interventi selvicolturali, dall'altra costituirà la base per prossime analisi, maggiormente complesse, sulle relazioni intercorrenti tra i diversi organismi del suolo.

Visto il notevole sforzo di investimento finanziario ed umano del Progetto, e la coesione del gruppo di lavoro, l'auspicio è che l'attività di monitoraggio intrapresa possa proseguire in futuro. Lo studio della dinamica della biodiversità di un popolamento forestale per fornire dati consolidati necessita infatti di tempi medio-lunghi di monitoraggio.

ABSTRACT

FOREST MANAGEMENT AND ENVIRONMENTAL BENEFITS The SelPiBioLife experience for black pine plantation

In Italy, the black pine reforestations in the Apennines date back to the last century, when they were made **to recover mountain lands and to stabilize the slopes**. Black pine (*Pinus nigra* J.F. Arnold) was used mainly because it is a pioneer species that is cultivated easily in nursery. The current diffusion of these pine forests (about 8.500 ha along the Apennines from Liguria to Abruzzo) is therefore linked to a protective role. Today we are faced with adult populations, from 50 to 90 years of age, generally monospecific and with a monoplane structure, considered poor stands, with low biodiversity and monotonous landscape.

In almost all these artificial pine forests, the silvicultural management initially planned over time has failed. The absence of thinning has favored an excessive density, with consequent lower stability of the populations, the onset of phytosanitary problems that have brought these stands in a state of advanced degradation.

The primary objective of the SelPiBioLife project was to demonstrate how an innovative silvicultural treatment modality in black pine artificial pine forests:

- stimulate plant growth;
- increase the stability of forest stands;
- increases biodiversity on the ground (fungi, bacteria, flora, mesofauna, nematodes).

For this purpose the effect of a **selective thinning** was evaluated, compared to the traditional modality (thinning from below) and the

absence of treatment, on young stands of black pine. In particular, SelPiBioLife wanted to show that this management technique, by changing the horizontal and vertical structural diversity of the forest stand, or the covering mode of the foliage, **determines a different regime of light, water and temperature at ground level** favoring the growth of biodiversity and the overall ecosystem functionality.

SelPiBioLife's monitoring

The monitoring protocol of SelPiBioLife project defines, in both the territories under study, namely Unione dei Comuni del Pratomagno (hereinafter called Pratomagno) and Unione dei Comuni Amiata Val d'Orcia (hereinafter called Amiata), **9 treatment-areas**, each one of 1 ha surface. The forest stands selected for the study are reforestations of black pines 44 years old (Amiata) and 59 years old (Pratomagno), respectively. The **forest treatments** we considered were:

- control: no thinning;
- thinning from below: levy of the dominated plan;
- selective thinning: choice of 100 plants, with a greater degree of stability and vigour, and thinning localized around them to eliminate direct competitors.

The SelPiBioLife Project, through a multidisciplinary partnership, **has monitored some important components of soil biodiversity to understand its characteristics and interactions with the ecosystem and above all with the types of treatments applied.**

In particular, the components of biodiversity monitored were:

- vegetation (forest planning and undergrowth flora);
- macromycetes;
- macrofauna (carabids);
- mesofauna (micro-arthropods and nematodes);
- microfauna (micro-fungi and bacteria).

The monitoring of these biodiversity components was carried out every year of the project, but in this report, and to simplify the comparison, we will consider only 2015 (observations **before** thinning) and in 2018 (observations **after** thinning out) both in Pratomagno and Amiata.

A specific **geo-pedological** and **climatic characterization** of each study area was also made. For this reason, weather stations have been installed to collect the annual temperature and precipitation data and compare such data with the twenty-year periodic trends, deriving from weather stations of the Regional Hydrological Service.

In summary in Pratomagno:

- 2016: year in line with the twenty-year average for both rainfall and temperature;
- 2017: very dry and very hot spring-summer period;
- 2018: very wet spring and dry summer, but not particularly hot.

In Amiata:

- 2016: wetter and fresher year than average, with no summer water deficit;
- 2017: spring-summer period drier and hotter than the twenty-year average;
- 2018: rainy year and not particularly hot in both spring and summer.

It is also reported that in the spring of 2016, in Pratomagno, there was a wind storm (an exceptional meteorological event) which caused the uprooting and crushing of many plants.

Deadwood

Deadwood is a **fundamental component in forest ecosystems for maintaining and increasing biodiversity**: is an important habitat for numerous vertebrates and invertebrates organisms, and a seed bed for regenerating trees, ferns, and mosses. Furthermore, deadwood is a key factor in nutrient cycling, an important element in geomorphological and soil hydrological processes and for temporary C storage contributing to climate change mitigation. Actually, the amount of deadwood is a **Sustainable Forest management (SFM) indicator** ratified at European level.

Concerning the volume of deadwood and the volume of dead trees lying on forest floor:

- **before thinning** in the Pratomagno study area the volume of the lying deadwood was $33.31 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$, and in the Amiata study area $10.82 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$. In Amiata lying deadwood volume is lower and due

to events far in the past.

- **after thinning** in the Pratomagno study area the volume of the lying deadwood was $64,77 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ (due to damages related to wind storms) and $12.91 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ in the Amiata study area.

Effects of thinning on: Arboreal vegetation

In the areas managed by thinning there is a greater increment of standing volume. The **growth is greater** in the areas managed by selective thinning than the areas managed by thinning from below. Same results are obtained for **crown volume** and **stability of individual trees**. The best performances generally concern the Amiata black pine plantations, younger and therefore more reactive, compared to those of Pratomagno

Herbaceous layer

The floristic diversity was evaluated in accordance with the phytosociological method but there were not statistically significant before and after thinning and between selective and thinning from below.

The **number of species was increased** after the treatment especially in Amiata area.

- **Before thinning**: in Amiata, 54 species under selective thinning and 77 under thinning from below were registered; in Pratomagno 38 and 39 species were registered, respectively.
- **After thinning**: the number of species was the same with the two types of treatment; 85 species in Amiata and 52 in Pratomagno.

The floristic composition in of the two areas was characterized by the dominance of the endemic species *Brachypodium rupestre* (Host) Roem. & Schult. In the Pratomagno study area, the species were those typical of a pine stand herbaceous layer, while in the Amiata study area, there was a relevant presence of species typical of open grass-land-habitats. In Amiata was evidenced an homogeneous distribution of Specific Contribution of Presence while in Pratomagno a net dominance of few species. An observation period of only 3 years seems it is not enough to evaluate the influence of treatments on floristic diversity.

Macromycetes

Silvicultural treatments have significantly changed the fungal communities.

- **before thinning** 106 and 105 species were observed in Amiata and in Pratomagno respectively;
- **after thinning** in Amiata, 147 species were counted, with an increase especially in **saprobic humicolous** (Sh). In Pratomagno, 88 species have been observed, showing a reduction especially of the **mycorrhizal species** (M). This reduction was less evident in the “selective” thinning plots.

This result gives important environmental indications. In fact, the percentage of mycorrhizal species to the total, called mycorrhizal ratio (M/ratio), is considered an index of forest health. When M/ratio has values below 20% the forest is considered in a condition of “lethal disturbance”. After three years and in all types of silvicultural treatment, M/ratio is below 20% in Pratomagno, while in Amiata it remained just above. It would be very interesting to continue monitoring to better interpret this trend.

Arthropods and nematodes

The pinewood monitoring highlighted that thinning management improved biodiversity than no management: the thinning from the below after just three years increased soil fauna, while it takes several years for selective thinning. In particular, free living nematodes involved in nutrient mineralization were more efficiently regulated by predation in thinning from below than the other managements monitored in Pratomagno. Concerning microarthropods, thinning from below promoted Coleoptera and eu-edaphic taxa (species perfectly adapted to soil conditions) in both sites.

Microflora (bacteria and fungi)

In general, the soil microbial diversity assessed by the monitoring did not show any significant change after thinning treatments. However, the selective thinning determined small but consistent changes in terms of microbial diversity with positive effects on soil biological fertility, especially in Pratomagno. In fact, this treatment seems to negatively affect oligotrophic organisms by increasing the saprophytic ones, thus enhancing the turnover of the soil organic matter derived by the litter and the dead wood.

Effects on microclimate

Soil moisture, i.e. the average quantity of water content presents in the entire soil thickness, is correlated to the degree of the canopy cover and, consequently, results lower in the areas managed by thinning from below and selective thinning. The difference is more evident in spring /summer when the soils of the thinned areas are noticeably drier (about 10%) than the soils of control areas. **Soil temperature** in summer is greater in thinned areas than in control areas, while in winter is lower in thinned areas than in control areas.

In particular, this trend is more evident in plot managed by selective thinning.

Therefore, the ability of canopy cover in **mitigating extreme temperatures** is confirmed: both the winter ones (around 13-18% compared to the thinning from below and around 19-26% compared to the “selective thinning”) **and the summer ones** (less than about 8-10% of the temperature measured in the areas managed by thinning selective).

Immediately after the thinning there was an increase in **Photosynthetically Active Radiation (PAR)** on the ground: 96% in Amiata and 85% in Pratomagno in the plots managed by thinning from below compared to 336% in Amiata and 222% in Pratomagno in plots managed by “selective” thinning.

Conclusions

In short, the SelPiBioLife’s experience can be translated into the following points:

- Forests are the natural system with the highest content of diversity, not only genetic, specific and ecosystemic, but also historical and cultural.
- The problem of how to manage the black pine forests present in the Apennines requires foresters to make silvicultural choices that influence all the components of the forest ecosystem, therefore a multidisciplinary approach (economy - soil - stand - atmosphere).
- The thinning methods for the pine forests have been simplified and trivialized in practice until today. Thinning means changing the relationships of competition between plants and modifying the structure of the forest. This implies a concatenated series of reactions involving: growth stimulation, forest development, climate at ground level and, then, soil biodiversity.
- Selective thinning demonstrated its efficacy with respect to the complexity of the parameters considered (biodiversity, productivity, protection).
- The structure of the pine forest determined following selective thinning **guarantees a high functionality** and simplifies future silvicultural choices, in particular the length of the cycles and the adoption of treatments aimed at enhancing the succession phase towards stands of greater ecological value.

BIBLIOGRAFIA

- ALLEN RG, PEREIRA LS, RAES D, SMITH M, 1998 - **Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements**. FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 300 pp.
- APAT, 2005 - **I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità**. Eds. Brandmayr, Zetto e Pizzolotto. Manuali e Linee Guida, 34/2005, ISBN 88-448-0152-3.
- ARNOLDS E., 1981 - **Ecology and coenology of macrofungi in grassland and moist heathland in Drenthe, the Netherlands**. In vol. 83 of Biblioteca Mycologica 407 pp.
- ARNOLDS E., KUYPER TH.W., NOORDELOOS E.M., 1995 - **Overzicht van de paddestoelen in Nederland**. Wijster, 872 p.
- BARAGATTI E., FRATI L., CHIARUCCI A., 2004 - **Cambiamenti nella diversità della vegetazione in seguito a diversi tipi matricinatura in boschi di cerro**. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura. n. 33, 39-50.
- BONGERS T., 1990 - **The maturity index - an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition**. Oecologia, 83: 14-19.
- BRANDMAYR P., PIZZOLOTTO R. SCALERCIO S., 2003 - **Chapter 12: Invertebrate Diversity in Europe's Alpine Region**. In NAGY L., GRABHERR G., KOERNER CH., THOMPSON D.B.A. (eds.) *Alpine Biodiversity in Europe*, Ecological Studies (167), pp 233-237, Berlin, Springer Verlag.
- BRAUN-BLANQUET J., 1932. **Plant Sociology: The Study of Plant Communities (English translation)**. McGraw Hill, New York.
- CALZOLARI C., MAGALDI D., SARTORI G., 1988 - **I suoli argillosi a nord di Campiglia d'Orcia**. Università di Firenze.
- CANTIANI P., PIOVOSI M., 2008 - **La gestione dei rimboschimenti di pino nero appenninici. I diradamenti nella strategia di rinaturalizzazione**. ANNALI Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo, vol. 35, (2007-2008): 35 - 42
- CANTIANI P., IORIO G., PELLERI F., 2005 - **Effetti di diradamenti in soprassuoli di pino nero (Norcia, Perugia)**. Forest@ 2 (2): 207-216. www.sisef.it
- CANTIANI et al. 2016 - **Il diradamento selettivo. Accrescere stabilità e biodiversità in boschi artificiali di pino nero. Manuale tecnico SelPiBioLife**. Compagnia delle Foreste, Arezzo.
- CANTIANI P., MEO I., BECAGLI I., BIANCHETTO E., CAZAU C., MOCALI S., SALERNI E., 2015 - **Effects of thinning on plants and fungi biodiversity in a pinus nigra plantation: a case study in central Italy**. Forestry Ideas, vol. 21, n. 2
- CAREY A.B., 2003 - **Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning**. Forestry, Vol. 76, No. 2, 2003, 127-136.
- COSTANTINI E. A. C. (Ed.) 2007 - **Linee guida dei metodi di rilevamento e informatizzazione dei dati pedologici**. CRA-ABP, Firenze, Italia, pp. XV, 280
- CUTINI A. 1994 - **La stima del LAI con il metodo delle misure di trasmittanza in popolamenti diradati e non diradati di cerro**. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo, vol. 23 (1992): 167-181.
- GARDIN L., VINCI A., 2006 - **Carta dei suoli della Regione Toscana in scala 1:250.000**. Pubblicazione su web: <http://sit.lamma.rete.toscana.it/websuoli>
- GILLER K.E., BEARE M.H., LAVELLE P., A-MN IZAC, SWIFT M.J., 1997 - **Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function**. Applied Soil Ecology, 6(1): 3-16.
- MATTIOLI W., PINELLI A., FILIBECK G., PORTOGHESI L., SCOPPOLA A., CORONA P., 2008 - **Relazioni tra gestione selvicolturale, tipo forestale e diversità floristica in cedui castanili**. Forest@ n. 5, 136-150.
- McCUNE B., MEFFORD M.J., 2011 - **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 6.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- MiPAAF 1998 - **Osservatorio Nazionale Pedologico, coordinatore Marcello Pagliai, Metodi di Analisi Fisica del Suolo**. codice ISBN 8846404262, 400 pp.
- MiPAAF 1999 - **Official methods of soil chemical analysis**. Gazzetta Ufficiale Supplemento Ordinario 248, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Rome, Italy.
- PACI M., 2011 - **Ecologia forestale. Elementi di conoscenza dei sistemi forestali applicati alla selvicoltura**. Edagricole, 276 pp.
- PARISI V., MENTA C., GARDI C., JACOMINI C., MOZZANICA E., 2005 - **Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy**. Agr. Ecosys. Environ., 106: 323-333.
- PAVARI A., 1934 - **L'influenza dei boschi mediterranei sul clima**. L'Alpe. 24: 43-57.
- PIUSSI P., 1994 - **Selvicoltura generale**. UTET - Torino. 454 pp.
- REGIONE TOSCANA - **Banca dati geologica regionale**. www502.regione.toscana.it/geoscopio/cartoteca.html.
- REGIONE TOSCANA - **Banca dati pedologica regionale** - www502.regione.toscana.it/geoscopio/cartoteca.html
- REYNOLDS W. D., ELRICK D. E., 1986 - **A Method for Simultaneous In Situ Measurement in the Vadose Zone of Field-Saturated Hydraulic Conductivity, Sorptivity and the Conductivity-Pressure Head Relationship**. Ground Water Monitoring & Remediation, 6, 84-95.
- RIONDATO R., COLPI C., DEL FAVERO R., 2005. **Indicatori di biodiversità in ostro-querceti cedui di diversa età sui Colli Euganei (PD)**. L'Italia Forestale e Montana 65 (4), 405-427.
- SCHAEFER M., SCHAUERMANN J., 1990 - **The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil**. Pedobiologia.
- SCHIRONE B., SCARASCIA MUGNOZZA G., VALENTINI R., 1985 - **Osservazioni preliminari sull'indice di area fogliare di Quercus cerris L**. Monti e Boschi 5: 47 - 51.
- SOIL SURVEY STAFF 2014 - **Keys to soil taxonomy**. 12th ed. USDA - Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- WARDLE D.A., GILLER K.E., 1996 - **The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology**. Soil Biol. Biochem., 28, No. 12: 1549-1554.