



non si legge il
logo della CM

Valutazione della resilienza forestale: susceptibilità agli incendi, composizione delle specie e indicatori di biodiversità

Dip. Scienze Agrarie e Ambientali dell'Università degli Studi di Milano

Ottobre 2025

Bui Thu Uyen, Giorgio Vacchiano

Premessa

UNIMI – Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali (DISAA) e la Comunità Montana Alto Verbano (CM), nell’ambito del progetto BoscoBIO (CODICE IDENTIFICATIVO: CN00000033), hanno instaurato una collaborazione scientifica di interesse comune nel settore forestale. L’obiettivo generale della collaborazione è l’attuazione dell’Azione 1 del WP1 del progetto BoscoBIO, nei siti appartenenti alla Rete Natura 2000: ZSC IT2010016 “Val Veddasca”, ZSC IT2010018 “Monte Sangiano”, ZSC IT2010019 “Monti della Valcuvia” per i quali la Comunità Montana Alto Verbano è ente gestore.

Il Report di sintesi UNIMI–DISAA si propone i seguenti obiettivi operativi:

1. Rischio di incendi e cambiamenti climatici

Realizzare una mappatura dei tipi di combustibile presenti nei tre Siti e valutare la probabilità di percorrenza incendio a scala territoriale. I risultati della ricerca saranno applicati nella definizione del Piano di Indirizzo Forestale (PIF) della Comunità Montana (fase prevista: giugno 2026), con l’obiettivo di ridurre il rischio di incendi e rafforzare la resilienza del paesaggio forestale.

2. Risposta delle foreste ai cambiamenti climatici

Monitorare la resilienza climatica delle foreste attraverso l’analisi della rinnovazione naturale e la previsione dell’adattabilità climatica delle specie forestali nelle ZSC. I dati acquisiti contribuiranno all’aggiornamento della pianificazione selvicolturale e all’inserimento di criteri di adattamento climatico nel PIF.

3. Perdita di biodiversità in ambiente forestale

Condurre un monitoraggio del legno morto e dei microhabitat forestali, al fine di migliorare la disponibilità di risorse ecologiche fondamentali per le specie di interesse conservazionistico e di favorire il mantenimento della biodiversità strutturale e funzionale dei boschi.

Probabilità di percorrenza degli incendi

Introduzione

In Italia, e in particolare nella provincia di Varese nel nord del Paese, la dinamica degli incendi è determinata da una complessa interazione tra variabilità climatica, struttura della vegetazione, morfologia del territorio e attività umane. L'aumento della frequenza e dell'intensità degli incendi in queste zone di transizione sottolinea l'urgenza di sviluppare metodologie avanzate di valutazione del rischio, che integrino dati meteorologici, caratteristiche dei combustibili e informazioni spaziali, al fine di supportare strategie efficaci di prevenzione e gestione.

Le condizioni meteorologiche esercitano un'influenza dominante sull'occorrenza e sulla propagazione degli incendi. Parametri come temperatura, precipitazioni, intensità del vento e umidità incidono direttamente sul grado di umidità dei combustibili e sulla probabilità di innesco del fuoco. Strumenti come il Canadian Fire Weather Index (FWI), supportati da rianalisi ad alta risoluzione come MERIDA HRES, permettono di stimare il pericolo meteorologico di incendio su scala nazionale (D'Amico et al., 2025). Nell'Italia settentrionale, gli incendi si verificano prevalentemente in inverno nelle foreste di latifoglie, guidati da meccanismi climatici distinti. Studi recenti dimostrano che lo stress idrico, più che gli estremi termici, costituisce il principale fattore di attivazione degli incendi in questa regione (Baronetti et al., 2024; Baronetti et al., 2025). Le foreste decidue dei paesaggi prealpini e alpini risultano particolarmente vulnerabili, con intervalli di ritorno del fuoco che variano in funzione dell'altitudine e della tipologia vegetazionale (Baronetti et al., 2025). Di pari importanza sono carico, dimensione e caratteristiche dei combustibili, che determinano il comportamento del fuoco su scala locale. Integrare tipologia, continuità e dinamiche di umidità dei combustibili in strumenti di simulazione della propagazione e del comportamento del fuoco aumenta significativamente l'accuratezza delle previsioni del pericolo da incendi (Perello et al., 2025).

Sulla base di queste premesse, il presente studio esplora la dinamica spaziale della probabilità di propagazione degli incendi nella provincia di Varese, considerando diversi scenari di umidità dei combustibili vivi e morti. Attraverso la modellizzazione probabilistica e l'identificazione di hotspot, gli obiettivi sono:

- Quantificare come le variazioni delle condizioni di umidità dei combustibili influenzino la probabilità di incendio;
- Individuare le aree ad alto pericolo di percorrenza del fuoco all'interno delle zone protette (ZSC);
- Fornire raccomandazioni basate su evidenze scientifiche per interventi gestionali mirati.

I risultati costituiscono una base per la gestione adattativa del rischio incendi, in particolare in aree ecologicamente sensibili e densamente boscate come la ZSC IT2010016 Valveddasca, ZSC IT2010018 Monte Sangiano e ZSC IT2010019 Monti della Valcuvia.

Metodi

Abbiamo utilizzato le carte delle tipologie forestali e i confini delle Zone Speciali di Conservazione (ZSC) della rete Natura 2000 come principali layer spaziali. I dati su carico e tipo dei combustibili sono stati raccolti in campo da volontari, in aree di saggio predeterminate (Fig. 1) e stratificate per tipo forestale, tra aprile e agosto 2025. Le misurazioni hanno riguardato i combustibili superficiali, la copertura arbustiva e arborea, e altri parametri a livello di soprassuolo, secondo il protocollo di rilevamento fotografico proposto da Keane (2007) e operativo mediante l'app online FuelGeoData. Il metodo si basa sul confronto tra fotografie di campo dei combustibili reali e un set standardizzato di immagini di riferimento che rappresentano carichi di combustibile noti per diverse categorie (lettiera, necromassa fine, necromassa grossolana, arbusti e combustibili erbacei). In pratica, gli operatori scattano foto georeferenziate del suolo forestale tramite l'applicazione, confrontano visivamente ciascuna componente del combustibile con l'immagine di riferimento più simile presente nella libreria di Keane e assegnano il valore di carico corrispondente (in Mg ha^{-1}). L'app quindi somma queste stime per ciascuna categoria di combustibile per ottenere il carico totale dei combustibili superficiali, memorizzando contestualmente i metadati (coordinate, quota, tipo di vegetazione) a supporto di analisi spaziali e della mappatura della distribuzione dei combustibili.

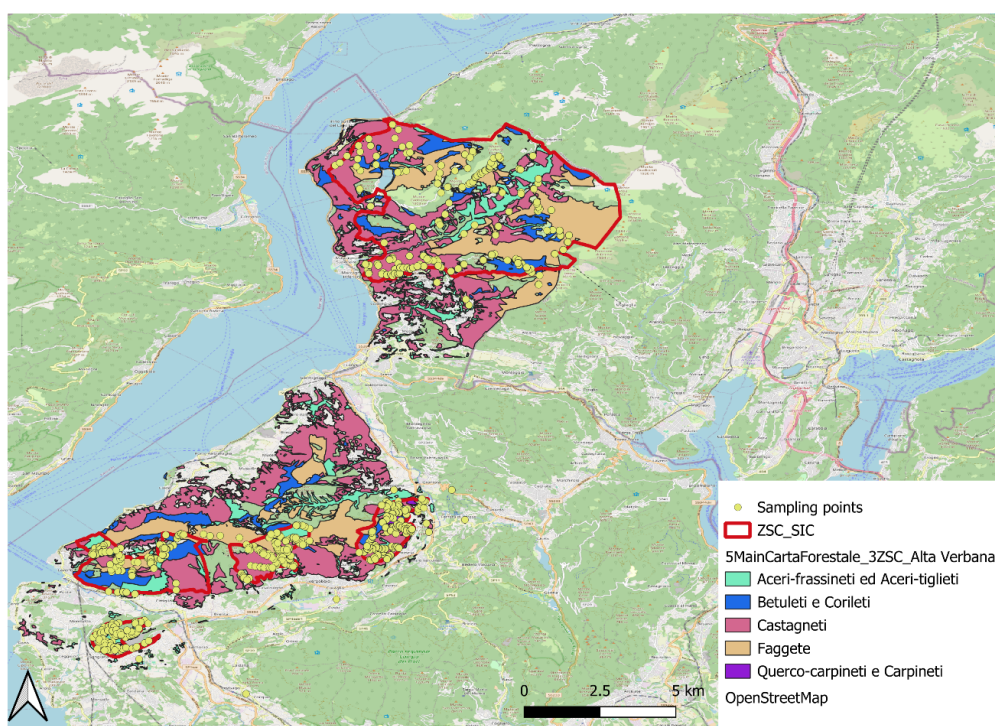


Figura 1: Distribuzione delle aree di campionamento nei diversi tipi forestali dell'area di studio

Le osservazioni di campo (Tab. 1, 2) sono state verificate armonizzando i nomi delle specie, consolidando i sinonimi e classificando la vegetazione in gruppi funzionali (arbusti, alberi, altri). Gli attributi numerici relativi ai carichi di combustibile (combustibile in classe di rilassamento 1h, 10h, 100h, profondità della lettiera, biomassa erbacea) sono stati ricalcolati a valle dell'armonizzazione dei dati.

Tabella 1: Numero di aree di campionamento per comune

Comune	n.Plot
Agra	55
Caravate	24
Casalzuigno	151
Cassano Valcuvia	160
Cittiglio	109
Curiglia Con Monteviasco	47
Cuveglia	70
Dumenza	93
Laveno - Mombello	66
Maccagno Con Pino E Veddasca	127
Mesenzana	7
Porto Valtravaglia	15
Rancio Valcuvia	27
Sangiano	28
Tronzano Lago Maggiore	19
Totale	998

Tabella 2: Numero di aree di campionamento per categoria forestale

Categoria forestale	n.Plot
Faggete	189
Aceri-frassineti ed Aceri-tiglieti	117
Querce-carpineti e Carpineti	26
Castagneti	428
Betuleti e Corileti	68
Altri	170
Totale	998

Per ridurre il rumore locale e ottenere un quadro spaziale coerente per la mappatura dei combustibili, l'area di studio è stata suddivisa in celle quadrate regolari di 300 m × 300 m. I rilievi ricadenti nella stessa cella sono stati aggregati tramite media aritmetica. Nelle celle che non contenevano rilievi i valori mancanti sono stati sostituiti con i valori medi degli attributi di tutte le celle che condividono la stessa combinazione ZSC × tipo forestale. Questo ha garantito coerenza sia ecologica che gestionale: una cella appartenente a una determinata ZSC e tipologia forestale ha ereditato le caratteristiche tipiche di quell'ambiente, piuttosto che medie generiche globali. Il processo ha prodotto una griglia continua e omogenea di attributi del combustibile su tutta l'area di studio, fornendo la base per la classificazione dei modelli di combustibile.

Il profilo aggregato del combustibile di ciascuna cella della griglia è stato confrontato con i modelli standard di combustibile definiti da Scott e Burgan (2005). Per ciascun attributo sono stati identificati i modelli di combustibile con valori più simili a quelli misurati; il modello che risultava più frequentemente selezionato tra tutti quelli standard è stato scelto come codice finale per la cella. Questo procedimento ha prodotto una carta spazialmente esplicita della distribuzione dei modelli di combustibile. Questa metodologia è stata adottata per ottenere una carta del combustibile a una risoluzione più dettagliata rispetto a quella che sarebbe derivata applicando univocamente i codici dei modelli di combustibile assegnati alle tipologie forestali lombarde dal Piano Regionale di Previsione, Prevenzione e Lotta agli Incendi Boschivi.

Per simulare la probabilità di percorrenza degli incendi (*Burn probability*, BP) abbiamo applicato un disegno fattoriale che combina diversi livelli scenari di umidità del combustibile morto (D1–D4) e vivo (L1–L4) (Tab. 3, 4). Abbiamo ipotizzato 50 punti di innesco distribuiti in modo casuale sul territorio; tutti gli incendi sono stati simulati per una durata di 60 minuti.

Tabella 3: Umidità dei combustibili morti nei diversi scenari. D1 rappresenta combustibili fini estremamente secchi, altamente infiammabili in condizioni meteorologiche severe per gli incendi. Al contrario, D4 indica combustibili morti relativamente umidi, che richiedono condizioni di innesco più intense.

Scenario	Descrizione	1h (%)	10h (%)	100h (%)
D1	Molto bassa	3	4	5
D2	Bassa	6	7	8
D3	Moderata	9	10	11
D4	Alta	12	13	14

Tabella 4: Scenari di umidità del combustibile vivo. L1 corrisponde a vegetazione viva fortemente secca e infiammabile (condizioni di siccità di fine estate). L4 corrisponde a vegetazione in piena crescita, con elevata umidità e bassa infiammabilità.

Scenario	Descrizione	Erbacei (%)	Arbustivi (%)
L1	Molto bassa	30	60
L2	Bassa	60	90
L3	Moderata	90	120
L4	Alta	120	150

Incrociando gli scenari di umidità per il combustibile morto (D1–D4) con quelli per il combustibile vivo (L1–L4), sono state generate complessivamente 16 combinazioni uniche di scenario (D1L1, D1L2 ... D4L4). Questa impostazione ha consentito di valutare la sensibilità della probabilità di incendio alle variazioni stagionali e meteorologiche del contenuto idrico dei combustibili. Ad esempio: D1L1 rappresenta le condizioni più estreme, con sia il combustibile morto sia quello vivo criticamente secchi e altamente infiammabili. D4L4, al contrario, identifica le condizioni meno favorevoli all’innesco e alla propagazione del fuoco, con entrambe le tipologie di combustibile relativamente umide. Le combinazioni intermedie (ad esempio D2L3) riflettono situazioni miste, in cui il combustibile morto è moderatamente secco mentre quello vivo mantiene ancora una certa quota di umidità.

Gli altri input generati per applicare il simulatore FlamMap (Finney et al., 2023) comprendevano:

- Pendenza, Esposizione, Quota: ottenute dal GeoPortale della Regione Lombardia (DTM a risoluzione 5 m). Queste variabili sono chiave per comprendere come il vento interagisce con la topografia dell’area di studio.
- Altezza delle Chiome: acquisita dal Global Canopy Height Dataset a risoluzione 10 m (Lang et al., 2023). Questo dataset integra misurazioni di altezza derivate dal lidar GEDI (Global Ecosystem Dynamics Investigation) e immagini ottiche Sentinel-2, offrendo stime dettagliate dell’altezza della chioma e della sua deviazione standard (eterogeneità delle altezze). Al momento, non sono disponibili dati di campo per validare lo strato di altezza arborea rilevato da remoto; una validazione più completa sarà effettuata prima di comunicare i risultati sotto forma di pubblicazione scientifica.

- Copertura delle Chiome: ottenuta dal servizio Copernicus Land Monitoring a risoluzione 10 m.
- Modello di combustibile: derivato dall'analisi precedente.

Per ciascuna delle 16 simulazioni sono state svolte le seguenti analisi:

- Statistiche descrittive globali della probabilità di incendio (media, mediana, varianza, range) sull'intera area di studio.
- Conteggio del numero di scenari in cui ciascun pixel supera una determinata soglia di probabilità evidenziando le zone con pericolo persistente attraverso diverse condizioni meteorologiche.
- Analisi delle aree critiche ("hotspot") – Applicazione della statistica Getis-Ord Gi* per identificare cluster con probabilità di incendio elevata.

Risultati

La maggior parte dei siti ha mostrato carichi 1h, 10h e 100h compresi tra 0 e 5, 6 e 30 t/ha rispettivamente. Mentre i primi hanno mostrato una scarsa differenziazione tra i diversi tipi forestali i carichi di combustibile da 10 ore hanno una maggiore variabilità, in particolare nelle faggete, che presentano una gamma più ampia e un numero superiore di siti con carichi elevati. Nella classe dei combustibili 100h emergono differenze marcate: le faggete registrano i valori medi più alti, prossimi a 60 t/ha, mentre i querco-carpineti e le formazioni a latifoglie di bassa quota mantengono livelli più bassi e uniformi (Fig. 2). Le classi di combustibile vivo hanno mostrato carichi sempre prossimi allo zero (Fig. 3).

sovrapposizione
delle scritte
asse delle
ascisse

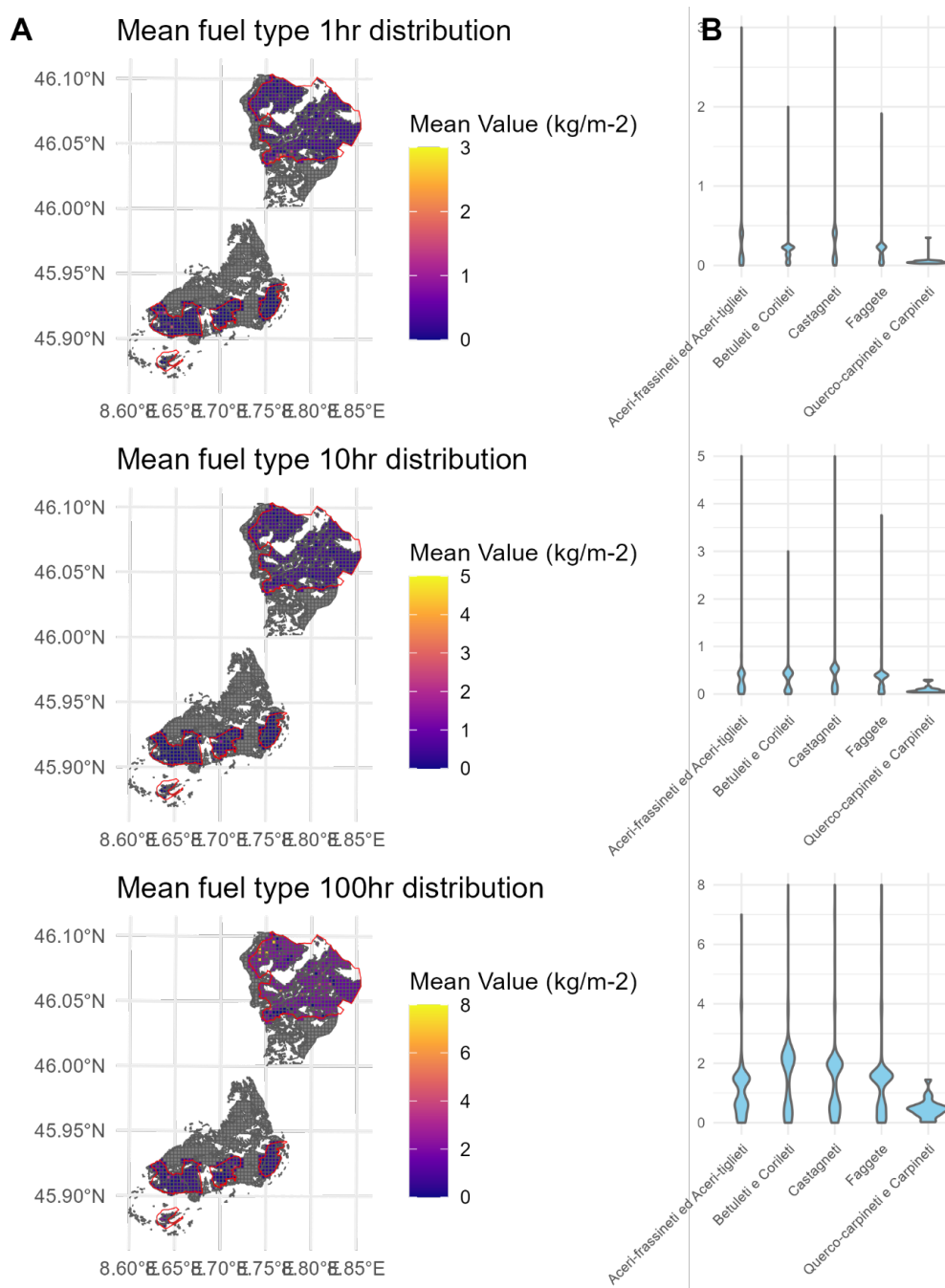


Figura 2: (A) carte e (B) boxplot dei carichi di combustibile morto a 1h, 10h e 100h (kg/m²) nei principali tipi forestali dell'area di studio.

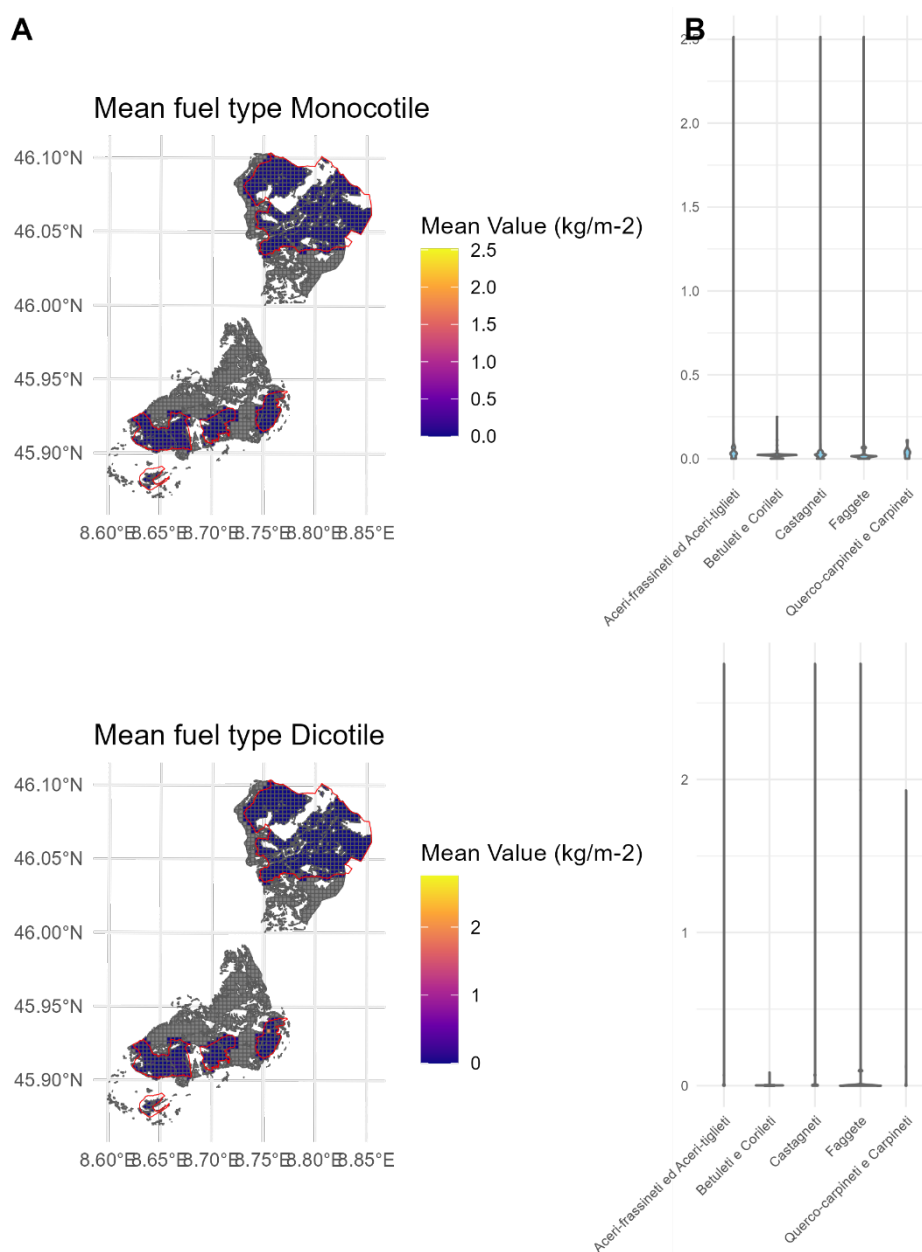


Figura 3: (A) carte e (B) boxplot dei carichi di combustibile vivo a monocotiledoni e dicotiledoni nei principali tipi forestali dell'area di studio.

Tra i tipi forestali Aceri-frassineti ed Aceri-tiglieti, Betuleti e Corileti, e Castagneti, il modello di combustibile TL2 (Lettiera di latifoglie a basso carico) risulta prevalente. Al contrario, le Faggete presentano una composizione più mista, con la presenza sia di TL3 (Lettiera di conifere a carico moderato) sia di TL2, evidenziando l'influenza di conifere sparse sul tipo di lettiera e sull'accumulo di combustibile. Nei Querceto-carpineti e Carpineti si osserva una maggiore presenza di modelli di combustibile erbaceo e arbustivo come GR4 (Erbaceo a carico moderato, clima secco) e SH1 (Arbustivo a basso carico, clima secco), indicando una maggiore eterogeneità nei combustibili superficiali e riflettendo probabilmente una struttura più aperta o la presenza di strati erbacei/arbustivi più sviluppati all'interno di questi boschi (Fig. 4).

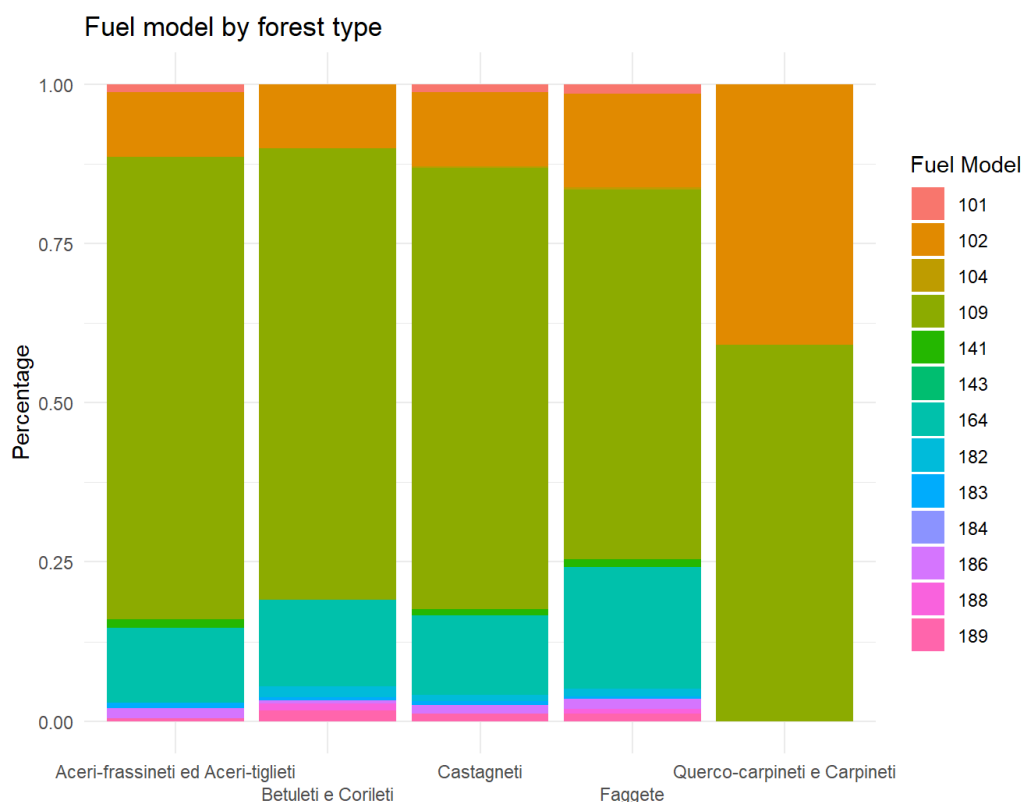


Figura 4: Distribuzione dei modelli di combustibile in ciascun tipo forestale (101: GR1 - Erbaceo corto e sparso, clima secco; 102: GR2 - Erbaceo a basso carico, clima secco; 104: GR4 - Erbaceo a carico moderato, clima secco; 109: GR9 - Erbaceo a carico molto elevato, clima umido; 141: SH1 - Arbustivo a basso carico, clima secco; 143: SH3 - Arbustivo a carico moderato, clima umido; 164: TU4 - Conifere con aghi corti e sottobosco; 182: TL2 - Lettieria di latifoglie a basso carico; 183: TL3 - Lettieria di conifere a carico moderato; 184: TL4 - Piccoli tronchi caduti; 186: TL6 - Lettieria di latifoglie a carico moderato; 188: TL8 - Lettieria di aghi lunghi; 189: TL9 - Lettieria di latifoglie a carico molto elevato)

La probabilità di incendio simulata diminuisce progressivamente all’aumentare dell’umidità sia del combustibile morto (D) che di quello vivo (L). I valori più bassi di probabilità di incendio (aree blu intenso) si osservano nello scenario D4L4, quando entrambi i tipi di combustibile risultano umidi (Fig. 5).

Lo scenario D1L1 (combustibile morto e vivo molto secco) presenta la mediana e la varianza più elevate per la probabilità di incendio, indicando un potenziale di incendio ampio e variabile. Non appena l’umidità del combustibile morto (D) aumenta da D2 a D4, i valori mediani della probabilità di incendio diminuiscono drasticamente (quasi a zero), anche in presenza di combustibile vivo secco (L1–L2). All’interno di ciascun livello di D, la variazione di L (umidità del combustibile vivo) sposta soltanto leggermente la mediana — confermando che D è il fattore dominante (Fig. 6).

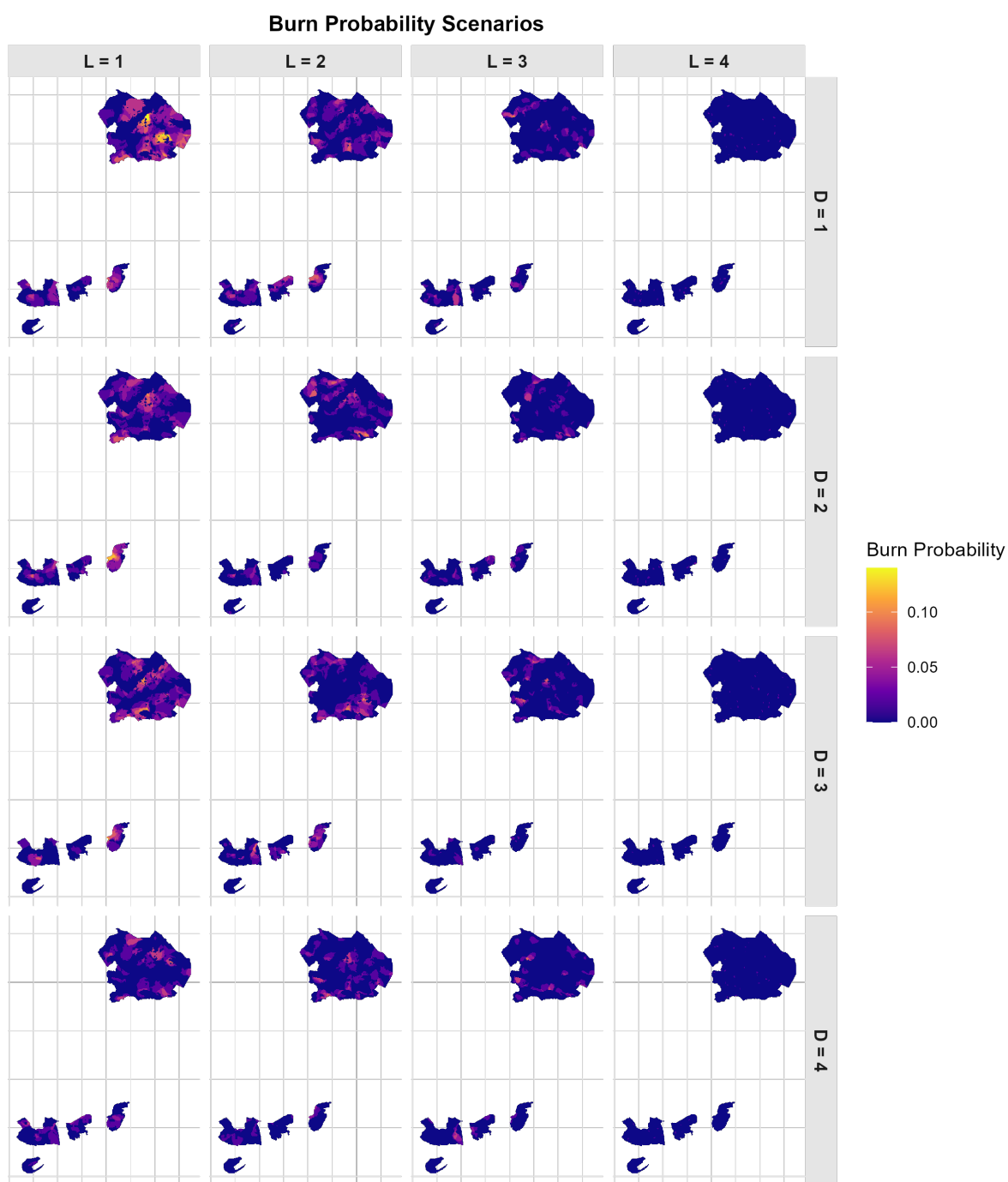


Figura 5: Probabilità di incendio nei 16 scenari di umidità (D = umidità combustibile morto, L = umidità combustibile vivo)

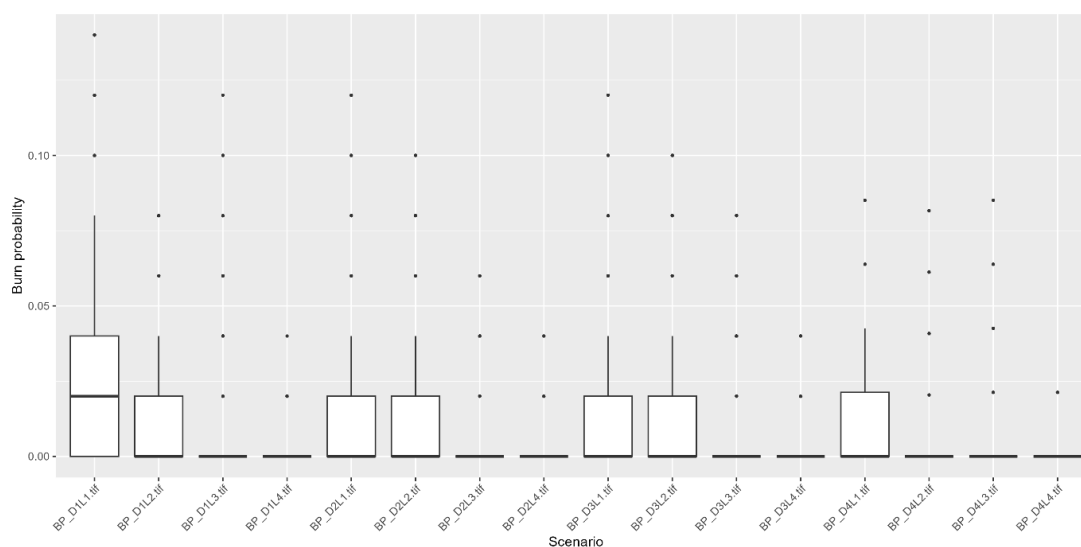


Figura 6: Distribuzione della probabilità di incendio in ciascuno scenario di umidità.

La probabilità di incendio risulta generalmente bassa per tutte le categorie forestali (Fig. 7), ma si osservano variazioni significative tra le diverse tipologie. I Betuleti e Corileti presentano un picco di probabilità relativamente più ampio e lievemente superiore rispetto agli altri tipi, suggerendo che questi boschi possano essere maggiormente soggetti a incendi nelle condizioni simulate. Anche le Faggete e gli Aceri-frassineti mostrano probabilità di incendio moderate, accompagnate da una certa variabilità. I Querce-carpineti e i Carpineti, invece, evidenziano la distribuzione più bassa e ristretta, indicando una minore propensione a bruciare in queste formazioni. Il grafico evidenzia che la probabilità di incendio non è uniforme nel territorio e risulta influenzata dal tipo forestale, probabilmente per differenze nella struttura della vegetazione, nei carichi di combustibile e nei fattori microambientali.

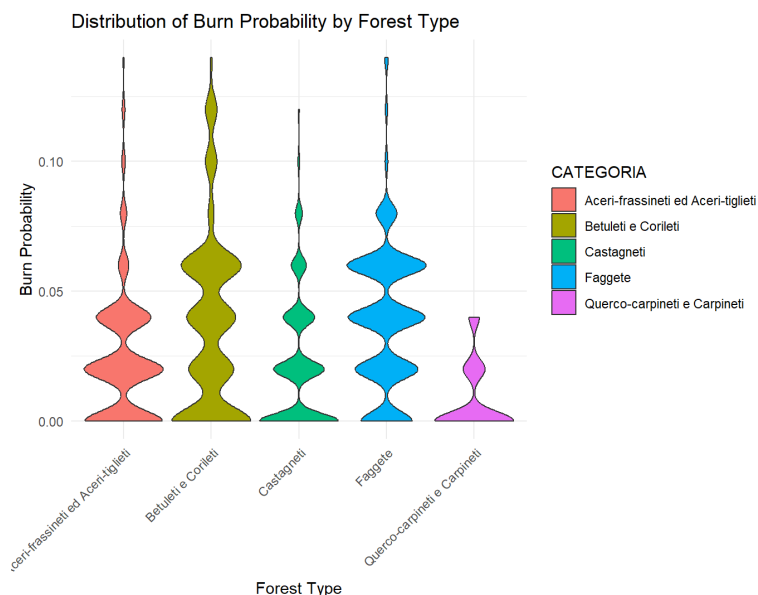


Figura 7: Distribuzione della probabilità di incendio in ciascuna categoria forestale (scenario D1L1).

La ZSC IT2010016 della Valveddasca mostra una vasta area contigua di rischio di incendio, dovuta alla continuità orizzontale del combustibile e all'assenza di strade o prati che possano fungere da barriere per limitare la propagazione. Al contrario, la ZSC IT2010018 (Monte Sangiano) e la ZSC IT2010019 (Monti della Valcuvia) presentano probabilità di incendio relativamente basse, verosimilmente per la maggiore discontinuità del paesaggio, oltre alla presenza di superfici non infiammabili, come indicato dai bassi valori di probabilità anche in condizioni di estrema siccità (D1L1). I principali hotspot di pericolo incendi sono stati individuati a San Martino, lungo Via Vararo e presso Sasso del Ferro nella parte meridionale dell'area di studio; e a Curiglia, Alpe Pianello, Alpe Morandi, Monte di Pino e Monti di Bassano nella parte settentrionale (Fig. 8).

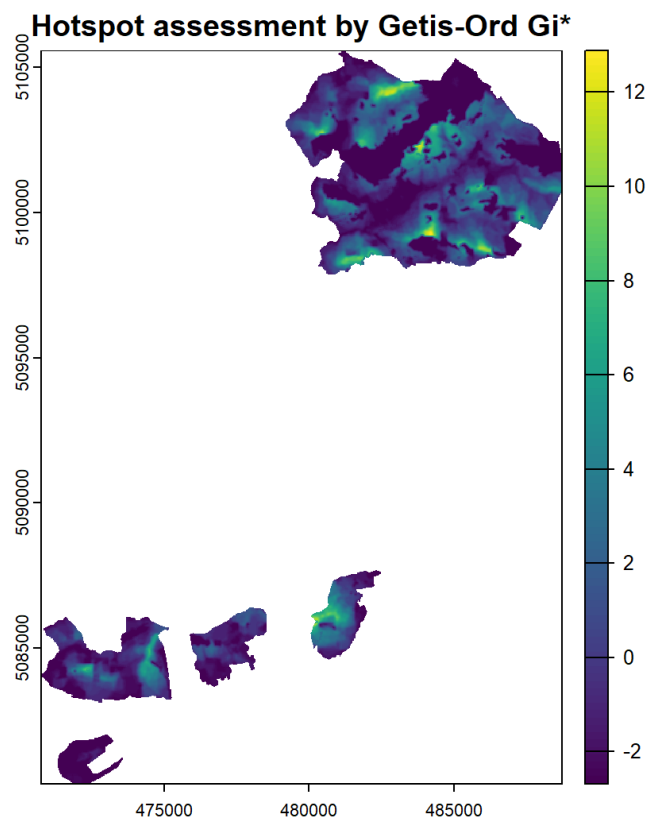


Figure 8: Hotspot del pericolo incendi calcolati attraverso l'indice Getis-Ord Gi*

Raccomandazioni gestionali

Riduzione e gestione del combustibile: Per le faggete, che evidenziano carichi elevati di combustibile morto soprattutto nella classe delle 100 ore, si raccomanda di dare priorità a interventi per ridurre lo spessore della lettiera e della necromassa (rimozione manuale/meccanica, fuoco prescritto in condizioni di umidità adeguata). Queste azioni contribuiscono ad abbassare la probabilità di incendio e l'intensità potenziale del fuoco. Nei querceto-carpineti, carpineti e nei popolamenti misti con prevalenza di modelli di combustibile erbaceo o arbustivo, occorre mantenere una struttura aperta e ridurre i combustibili fini tramite

pascolamento mirato (purché non dannoso per le specie erbacee di interesse conservazionistico), concentrandosi sulle interfacce dominate da erbe e arbusti. Per aceri-frassineti, betuleti, castagneti e boschi di altre latifoglie con modelli di lettiera a basso carico (TL2), è sufficiente mantenere una bassa continuità del combustibile e rimuovere accumuli di biomassa morta dopo eventi di disturbo.

Fasce Tagliafuoco: Si raccomanda l'implementazione di fasce verdi tagliafuoco lungo strade, crinali e zone di interfaccia urbano-forestale per ridurre la continuità del combustibile e garantire accesso sicuro alle squadre antincendio. Nei popolamenti di conifere occorre creare fasce di 100–150 m di ampiezza, intensificando gli interventi di diradamento, rimozione di arbusti/erbe e mantenendo gruppi isolati di alberi resistenti. Nelle latifoglie occorre prevedere fasce tagliafuoco larghe 30–60 m con drastica riduzione dei combustibili fini superficiali e della necromassa pericolosa, conservando solo alberi stabili e di valore paesaggistico.

Punti Strategici di Prevenzione: Ridurre la superficie combustibile, interrompere la continuità del combustibile e favorire specie autoctone meno infiammabili in Punti Strategici di Prevenzione (PSP), come nodi di crinale e fondovalle, specialmente in prossimità degli hotspot (San Martino, Via Vararo, Sasso del Ferro, Curiglia, Alpe Pianello, Alpe Morandi, Monte di Pino, Monti di Bassano), dove la continuità orizzontale del combustibile e la morfologia aumentano il pericolo di percorrenza. Garantire in questi hotspot una migliore accessibilità, infrastrutture per l'approvvigionamento idrico e piani operativi chiari per la risposta rapida in caso di incendio.

Comunità Fire-wise: istituire zone cuscinetto e fasce perimetrali tagliafuoco di almeno 20–100 m intorno **agli insediamenti più vicino** al massimo pericolo, eliminando i corridoi di combustibile pericoloso, riducendo la copertura arbustiva sotto il 35–40% e utilizzando fasce frangivento con specie arboree meno infiammabili. Rimuovere regolarmente alberi morti, rami e accumuli di materiale legnoso vicino a edifici e infrastrutture, al fine di ridurre la produzione di tizzoni e facilitare l'accesso in sicurezza durante le operazioni di spegnimento.

Resilienza forestale e adattamento selvicolturale: Nelle faggete e nei boschi di querce, diversificare età e struttura degli impianti tramite diradamenti selettivi a gruppi e conversione dei vecchi cedui in alto fusto, privilegiando la rinnovazione naturale di latifoglie autoctone rispetto alle conifere. Ridurre la continuità verticale del combustibile (*ladder fuels*) e aumentare la presenza di latifoglie resistenti al fuoco e meno infiammabili come *Fagus*, *Acer* e *Fraxinus* ove possibile.

Adattabilità climatica delle specie arboree

Introduzione

Il cambiamento climatico rappresenta una delle minacce più profonde per gli ecosistemi forestali a livello globale, manifestandosi attraverso l'aumento delle temperature, l'alterazione dei regimi delle precipitazioni e la maggiore frequenza di eventi meteorologici estremi. Questi cambiamenti mettono a rischio la capacità delle foreste di mantenere le loro funzioni ecologiche essenziali e i servizi ecosistemici. La resilienza forestale—ovvero la capacità degli ecosistemi forestali di assorbire le perturbazioni, resistere alle pressioni esterne e tornare al proprio stato originario mantenendo composizione, struttura e processi ecologici—è fondamentale per garantire la salute delle foreste di fronte all'accelerazione dei cambiamenti climatici. Le foreste ospitano circa l'80% della biodiversità terrestre e rappresentano importanti serbatoi di carbonio; la loro resilienza è quindi cruciale sia per la conservazione della biodiversità sia per la mitigazione del clima (Schifferdecker et al., 2025; Thompson et al., 2009).

La ricerca scientifica conferma che la resilienza delle foreste è strettamente collegata alla biodiversità su molteplici scale spaziali, con la composizione specifica delle specie arboree e la diversità funzionale che risultano particolarmente influenti. Mantenere e ripristinare una composizione arborea adeguata è una strategia essenziale per rafforzare la resistenza e la capacità di recupero delle foreste rispetto alle pressioni ambientali di origine antropica e agli stress climatici. La composizione, la diversità e l'abbondanza relativa delle specie determinano il funzionamento delle foreste in misura maggiore rispetto alla sola ricchezza di specie, poiché ogni specie possiede tratti funzionali e adattamenti fisiologici unici che ne modulano la risposta alla variabilità ambientale (Schifferdecker et al., 2025; Thompson et al., 2009).

La composizione delle specie arboree contribuisce alla resilienza forestale attraverso diversi meccanismi. La diversità funzionale derivante da consorzi di specie eterogenei promuove maggiore produttività e stabilità grazie agli effetti di complementarità—cioè alla capacità delle specie di utilizzare le risorse in modo differenziato e di rispondere in modo asincrono alle condizioni ambientali. I tratti legati all'acquisizione delle risorse favoriscono la crescita in condizioni di riscaldamento, mentre quelli di tolleranza alla siccità sostengono la resistenza alla scarsità idrica (Forzieri et al., 2022). Comunità funzionalmente diversificate mantengono una produttività fino al 12% superiore rispetto alle monoculture in condizioni di riscaldamento globale e siccità, sottolineando la resilienza delle foreste miste (Schifferdecker et al., 2025). L'aumento della diversità funzionale aumenta del 14% la stabilità e del 36% la produttività media delle foreste (Thompson et al., 2009).

Il cambiamento climatico sta determinando significativi spostamenti nella distribuzione delle specie arboree, nelle dinamiche demografiche e nella composizione delle comunità a livello globale. Le foreste tropicali aride e quelle mediterranee sono esposte ai maggiori rischi di perdita di specie, a causa dell'inadeguatezza degli habitat alle nuove condizioni climatiche, mentre le foreste boreali e montane potrebbero accogliere specie che migrano verso nord o ad altitudini maggiori. Le previsioni indicano che quasi il 70% delle specie arboree subirà alterazioni rilevanti nella propria nicchia climatica, con circa il 14% delle specie esposte a condizioni non idonee su oltre metà del proprio areale negli scenari ad alte emissioni (Forzieri

et al., 2022; Schifferdecker et al., 2025). I cambiamenti nella composizione delle specie arboree rendono necessari approcci gestionali “climate-smart” che integrino la selezione delle specie e delle provenienze per sostenere le funzioni ecosistemiche in uno scenario climatico mutevole (Thompson et al., 2009).

Sulla base di questi presupposti, abbiamo analizzato i cambiamenti spaziali e temporali nella distribuzione e composizione delle specie presenti nell’area della Comunità Montana in diversi scenari di cambiamento climatico. Combinando modelli di distribuzione delle specie (SDM) tradizionali con l’analisi dei tratti funzionali, ci proponiamo di:

- Quantificare come cambieranno l’idoneità dell’habitat e la resilienza delle specie in risposta al cambiamento climatico;
- Individuare le aree di perdita di idoneità e resilienza all’interno delle aree protette (ZSC);
- Esplorare come il cambiamento climatico possa modificare i processi di successione forestale attraverso il confronto tra l’idoneità delle plantule e quella degli adulti;
- Fornire raccomandazioni gestionali mirate basate su evidenze scientifiche.

Metodi

Fonti dei dati

I predittori climatici e ambientali della presenza o assenza delle principali specie arboree sono stati ottenuti in formato raster dalle climatologie Chelsa 2.0 (Tabella 5) per le condizioni di riferimento (2011–2040) e per tre traiettorie di cambiamento climatico (SSP1-2.6, SSP3-7.0 e SSP5-8.5) proiettate sia a metà che a fine secolo (Karger et al., 2017). Le variabili predittive sono state sottoposte ad analisi di correlazione per verificare la presenza di multicollinearità; non è stata rilevata multicollinearità tra le variabili, pertanto tutte sono state utilizzate nell’analisi.

Tabella 4: Descrizione delle variabili bioclimatiche

tabella 5*

Nome	UdM	Descrizione
Mean Annual Near-Surface Air Temperature (bio01)	°C	Mean annual temperature calculated as the average of mean monthly temperatures over the year
Mean Diurnal Near-Surface Air Temperature Range (bio02)	°C	Mean diurnal temperature range computed as the average of monthly (tasmax – tasmin)

Nome	UdM	Descrizione
Isothermality (bio03)	°C	Isothermality: $100 \times (\text{bio02} \div \text{bio07})$; compares day–night variability to annual temperature range
Temperature Seasonality (bio04)	°C/100	Temperature seasonality given by the standard deviation of mean monthly temperatures
Mean Daily Maximum Near-Surface Air Temperature of the Warmest Month (bio05)	°C	Highest monthly mean of daily maximum temperatures (tasmax) across the year; indicates peak thermal conditions
Mean Daily Minimum Near-Surface Air Temperature of the Coldest Month (bio06)	°C	Lowest monthly mean of daily minimum temperatures (tasmin) across the year; characterizes winter cold intensity
Annual Daily Mean Near-Surface Air Temperature Range (bio07)	°C	Annual temperature range calculated as $\text{bio05} - \text{bio06}$; measures amplitude between warmest and coldest months
Mean Daily Near-Surface Air Temperature of the Wettest Quarter (bio08)	°C	Average monthly mean temperature over the wettest 3-month period of the year
Mean Daily Near-Surface Air Temperature of the Driest Quarter (bio09)	°C	Average monthly mean temperature over the driest 3-month period of the year
Mean Daily Mean Near-Surface Air Temperature of the Warmest Quarter (bio10)	°C	Average monthly mean temperature over the warmest 3-month period of the year

Nome	UdM	Descrizione
Mean Daily Mean Near-Surface Air Temperature of the Quarter (bio11)	°C	Average monthly mean temperature over the coldest 3-month period of the year
Annual Precipitation (bio12)	kg m-2 year-1	Sum of monthly precipitation totals across the year
Precipitation of the Wettest Month (bio13)	kg m-2 month-1	Maximum monthly precipitation total
Precipitation of the Driest Month (bio14)	kg m-2 month-1	Minimum monthly precipitation total
Precipitation Seasonality (bio15)	kg m-2	Coefficient of variation ($100 \times SD \div \text{mean}$) of monthly precipitation totals
Mean Monthly Precipitation of the Wettest Quarter (bio16)	kg m-2 month-1	Average monthly precipitation during the wettest 3-month period of the year
Mean Monthly Precipitation of the Driest Quarter (bio17)	kg m-2 month-1	Average monthly precipitation during the driest 3-month period of the year
Mean Monthly Precipitation of the Warmest Quarter (bio18)	kg m-2 month-1	Average monthly precipitation during the warmest 3-month period of the year
Mean Monthly Precipitation of the Coldest Quarter (bio19)	kg m-2 month-1	Average monthly precipitation during the coldest 3-month period of the year

I dati di presenza o assenza delle specie sono stati rilevati sia per la rinnovazione (specie, abbondanza, altezza e vitalità) che per gli alberi adulti (specie, abbondanza e copertura delle chiome) in 150 aree di saggio distribuite nei principali tipi forestali della Comunità Montana (Fig. 9, Tab. 6-7). In ogni area di saggio sono state registrate le coordinate con dispositivo GPS.

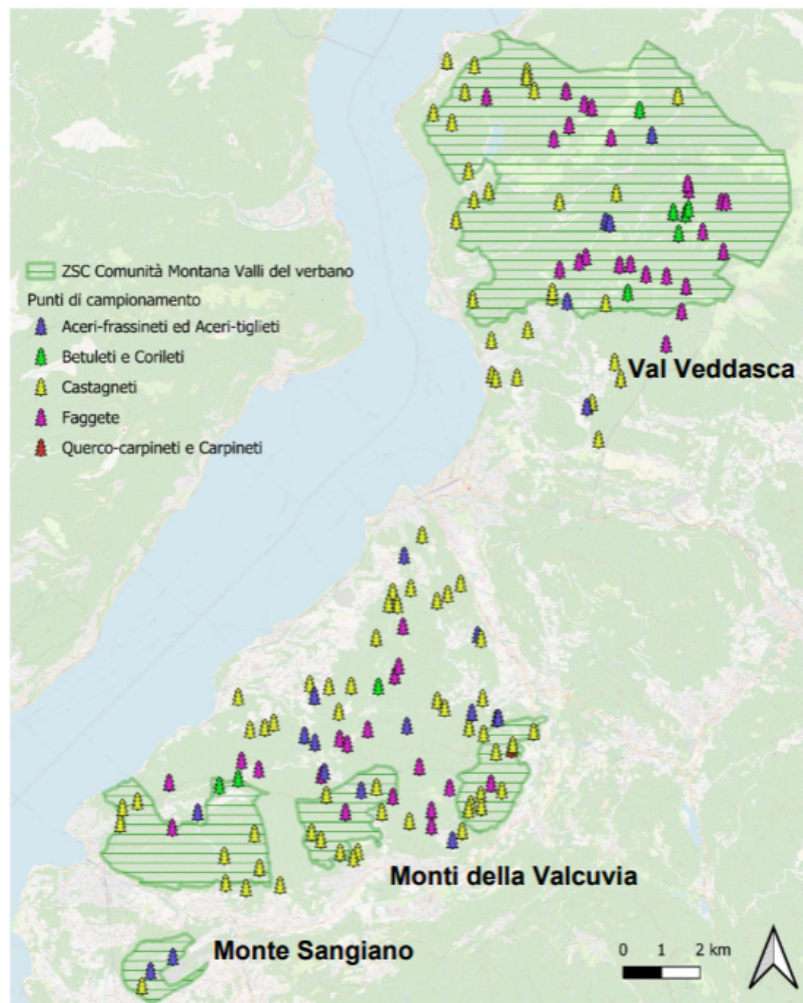


Figura 9: – Inquadramento delle aree di saggio utilizzate per i rilievi di composizione specifica, dendromicrohabitat e legno morto all'interno e all'esterno delle Zone Speciali di Conservazione di pertinenza della Comunità Montana Valli del Verbano

Tabella 5: Numero di aree di saggio suddivise per Comune.

COMUNE	AdS / COMUNE
AGRA	2
BRENTA	1
BREZZO DI BEDERO	9
BRISSAGO - VALTRAVAGLIA	5
CARAVATE	1
CASALZUIGNO	11
CASSANO VALCUVIA	5
CASTELVECCANA	13
CITTIGLIO	9
CURIGLIA CON MONTEVIASCO	10
CUVEGLIO	6
DUMENZA	21
DUNO	5
LAVENO - MOMBELLO	3
LUINO	4
MACCAGNO CON PINO E VEDDASCA	19
MESENZANA	6
PORTO VALTRAVAGLIA	11
RANCIO VALCUVIA	1
SANGIANO	2
TRONZANO LAGO MAGGIORE	6

Tabella 6 numero di aree di saggio suddivise per categoria forestale.

Categoria forestale	AdS	% AdS
Aceri-frassineti ed Aceri-tiglieti	18	12%
Betuleti e Corileti	12	8%
Castagneti	81	54%
Faggete	37	25%
Querce-carpineti e Carpineti	2	1%
totale	150	100%

Indice di resilienza della rinnovazione

Per quantificare il potenziale di rinnovazione delle specie arboree, è stato sviluppato un indice di resilienza (RI) a livello di area di saggio. Questo indice integra abbondanza, vitalità e altezza relativa delle plantule in un unico punteggio composito. Per ciascuna specie s nell'area di saggio p , l'indice è stato calcolato come segue:

$$RI_{s,p} = \sum_{i=1}^{n_{s,p}} (V_i \times H_{i/H_{max,s}})$$

dove:

- $n_{(s,p)}$ = numero di individui della specie s nel plot p
- V_i = classe di vitalità dell'individuo i (Tab. 8)
- H_i = altezza dell'individuo i

- $H_{(max,s)}$ = altezza massima della specie s in tutti i plot (riscalda l'altezza a [0–1])

Pertanto, ogni individuo contribuisce proporzionalmente all'indice in base alla propria vitalità e dimensione relativa. Valori elevati di RI indicano specie con numerosi semenzali, vigorosi e competitivamente più alti (maggiore resilienza della rinnovazione). Valori bassi di RI indicano invece semenzali radi, stressati o di bassa statura (minore resilienza e potenziali colli di bottiglia per l'insediamento della rinnovazione).

Tabella 7: Classi di vitalità della rinnovazione e relative pesi

Grado	Categoria	Descrizione	peso
1	Sano	Crescita vigorosa senza segni di stress; foglie completamente espanse e verdi; forte dominanza apicale; nessun danno meccanico.	1.0
2	Moderatamente sano	Leggeri segni di stress (ad es., lieve scolorimento delle foglie, minore brucamento); dominanza apicale mantenuta; minimo deperimento dei germogli.	0.8
3	Leggermente sano	Scolorimento moderato delle foglie (ad es., 25-50% delle foglie interessate); crescita in altezza rallentata; notevole deperimento dei germogli ma possibile recupero.	0.6
4	Moderatamente deperiente	Gravi segni di stress (ad es., >50% delle foglie interessate, significativo deperimento, perdita della dominanza apicale); recupero possibile ma lento.	0.4
5	Gravemente deperiente	Alto rischio di mortalità; estrema perdita di foglie o necrosi; esteso deperimento dei germogli; sopravvivenza improbabile.	0.2

Modelli di distribuzione delle specie (SDM)

Sono stati sviluppati due flussi di lavoro modellistici paralleli, uno per i punti di presenza della rinnovazione e l'altro per gli alberi adulti. I dataset di presenza sono stati costruiti considerando solo le specie con più di 8 occorrenze, per garantire la rappresentatività dei dati di input per la modellizzazione. I valori ambientali sono stati estratti per ciascun punto di occorrenza nelle condizioni climatiche di riferimento. Sono stati aggiunti punti di pseudo-assenza ($n=100$), campionati casualmente all'interno dell'area di studio. Le abbondanze osservate sono state trasformate tramite logaritmo per ridurre la distorsione dei dati. Le abbondanze a livello di rilievo sono state associate ai corrispondenti valori ambientali riferiti al clima di base.

Per ciascuna specie, in condizioni climatiche di riferimento (2011-2040), sono stati addestrati modelli di apprendimento non parametrici (random forests) per predire la presenza/resilienza (giovani piante) o l'abbondanza (adulti). I modelli sono stati validati utilizzando l'80% dei dati per l'addestramento e il 20% per la validazione. Le prestazioni dei modelli sono state quantificate tramite root mean square error (RMSE), mean absolute error (MAE), coefficiente

di determinazione (R^2) e correlazione tra valori predetti e osservati. Infine, i modelli calibrati sono stati estrapolati ai predittori ambientali relativi agli scenari futuri (SSP1-2.6, SSP3-7.0, SSP5-8.5) per i periodi metà secolo (2041–2070) e fine secolo (2071–2100). Questo ha permesso di ottenere mappe continue di idoneità o resilienza per ciascuna specie, scenario e periodo temporale.

Per sintetizzare e confrontare le previsioni di idoneità dell'habitat e resilienza tra specie, scenari e periodi temporali, sono state calcolate tre misure complementari (Tab. 9). L'utilizzo congiunto di queste tre misure complementari consente di evitare un'eccessiva dipendenza da un singolo indicatore. Insieme, permettono di valutare non solo la quantità di habitat che rimane idonea, ma anche come ne cambia la qualità in scenari climatici futuri.

Tabella 9: Indici di idoneità e resilienza ricavati dai SDM

tabella 8*

Adattabilità	$\overline{S}_{s,t} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N S_{s,t}(j)$	$\{\overline{S}\}_{\{s,t\}}$: adattabilità della specie s al tempo t $S_{\{s,t\}}(j)$: adattabilità per la specie s nel punto j N: numero totale di punti griglia valutati
Proporzione di habitat idoneo	$P_{s,t} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N I(S_{s,t}(j) \geq \theta)$	$P_{\{s,t\}}$: proporzione dell'area classificata come idonea per la specie s al tempo t $I(\cdot)$: 1 se la condizione è vera, 0 se falsa). θ : soglia minima di idoneità (es. 0.6).
Species Habitat Index	$SHI_{\{s,t\}} = \{\overline{S}\}_{\{s,t\}} \times P_{\{s,t\}}$	

Lo SHI rappresenta un indicatore combinato della qualità e dell'estensione dell'habitat. Valori elevati di SHI indicano specie con distribuzione ampia e alta idoneità media; valori bassi segnalano specie con habitat ristretto e/o qualità ambientale ridotta.

Per valutare come la distribuzione potenziale delle specie e la loro resilienza possano modificarsi in risposta ai cambiamenti climatici, abbiamo confrontato le previsioni modellistiche per scenari futuri con il periodo di riferimento (2011–2040).

- **Variazione di Idoneità (Δ Idoneità):** Per ciascuna specie, i valori di idoneità previsti per il futuro sono stati sottratti ai valori di base in ogni punto del territorio. Valori positivi indicano località in cui le condizioni ambientali sono destinate a diventare più favorevoli per la specie; valori negativi rappresentano aree in cui si prevede una diminuzione dell'idoneità dell'habitat.

- Variazione della Resilienza dei Semenzali (Δ Resilienza): Applicando lo stesso procedimento al valore di resilienza derivato dai rilievi di rinnovazione, valori positivi evidenziano aree dove il potenziale di rinnovazione dovrebbe aumentare in scenari futuri, mentre valori negativi indicano zone in cui la capacità di rinnovazione potrebbe indebolirsi.

Per esplorare come il cambiamento climatico possa influenzare i processi di successione forestale, abbiamo confrontato le prestazioni modellate dei semenzali attuali con le prestazioni previste per gli adulti futuri della stessa specie.

- Strato dei semenzali (baseline): L'indice di idoneità calcolato dai rilievi di rinnovazione rappresenta la capacità degli individui giovani di insediarsi nelle condizioni attuali.
- Strato degli adulti (futuro): L'abbondanza o idoneità modellata degli alberi adulti nelle condizioni climatiche future rappresenta la probabilità di persistenza delle popolazioni già insediate.

Sottraendo l'idoneità dei semenzali attuali dall'idoneità/abbondanza futura degli adulti (Δ Successione = Adulti Futuri – Semenzali Attuali), si ottiene un indicatore spazialmente esplicito delle potenziali dinamiche di successione:

- Δ Successione positivo: aree in cui si prevede che gli adulti persistano o si espandano con maggiore successo rispetto alla capacità attuale dei semenzali di insediarsi. Queste zone suggeriscono condizioni favorevoli per lo sviluppo futuro della foresta.
- Δ Successione negativo: aree in cui i semenzali mostrano resilienza attuale, ma per cui si prevede un calo delle popolazioni adulte. Queste zone potrebbero indicare colli di bottiglia o rischi di fallimento della rinnovazione.

Risultati

Nel complesso, la maggior parte delle specie mostra una diminuzione nell'idoneità al clima futuro, specialmente negli scenari futuri più lontani (Fig. 10). Alcune specie, come *Fagus sylvatica* e *Castanea sativa*, evidenziano riduzioni particolarmente marcate dell'idoneità, mentre altre, come *Robinia pseudoacacia* e *Ailanthus altissima*, mantengono probabilità più elevate di presenza, suggerendo una maggiore adattabilità climatica (Březina et al., 2022).

L'analisi spaziale della variazione di idoneità sia per i semenzali che per gli adulti (Fig. 11) evidenzia uno spostamento netto verso nord e verso quote più elevate degli habitat idonei per tutte le specie alla fine del secolo nello scenario più pessimistico (SSP5-8.5) (le variazioni di idoneità per altri periodi e scenari sono riportate in Figura S1). La risposta specifica di ciascuna specie è legata alle sue caratteristiche fisiologiche. Prevediamo una diminuzione complessiva o cambiamenti minimi nell'idoneità dei semenzali per specie come *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus* e *Fagus sylvatica*, mentre *Ailanthus altissima* e *Robinia pseudoacacia* presentano alcune località con aumento dell'idoneità. Diverse specie di latifoglie, come *Castanea sativa*, *Ilex aquifolium* e *Juglans regia*, mostrano aree sparse con idoneità stabile o in aumento, ma tendenze complessivamente negative o neutre.

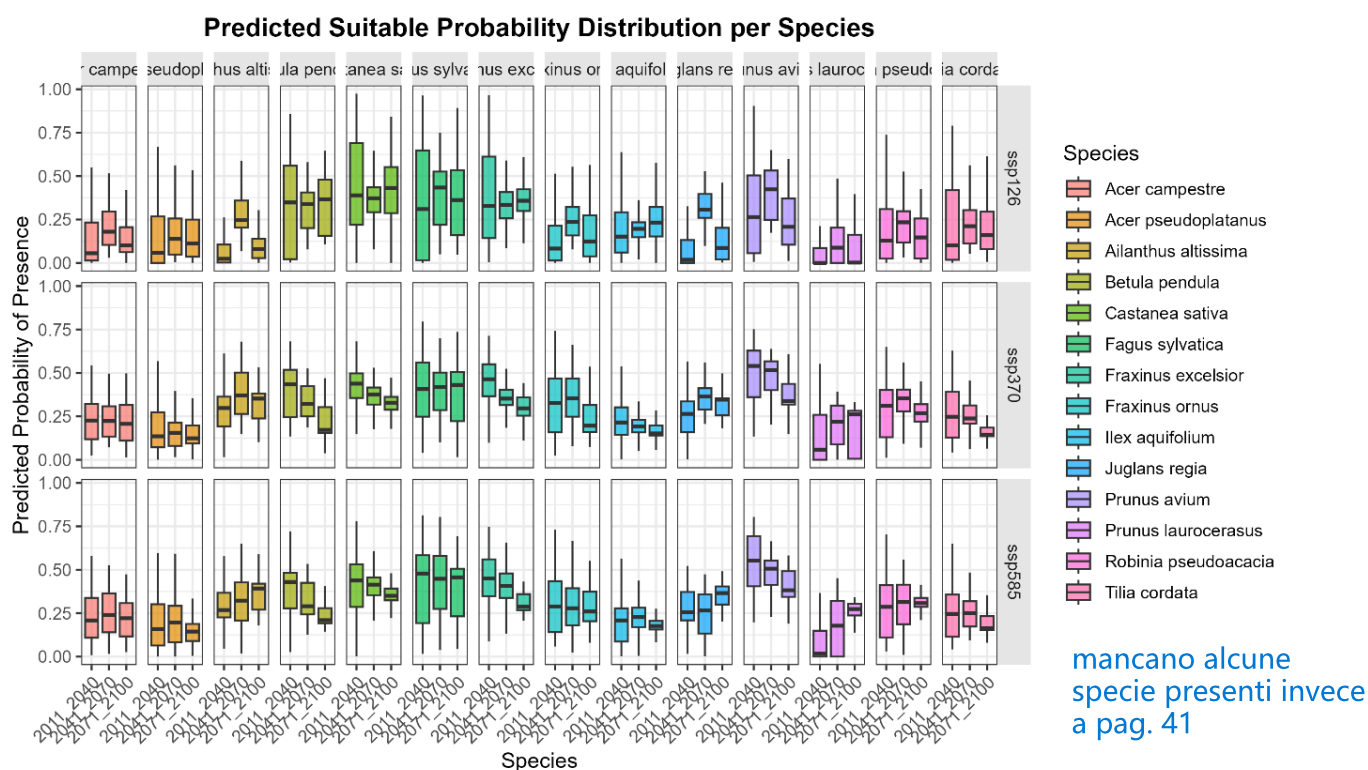


Figura 10: Valori di idoneità dell'habitat per specie nei diversi intervalli temporali e scenari climatici

Gli alberi adulti mostrano pattern geografici simili, ma le riduzioni previste nell'idoneità dell'habitat risultano più marcate, in particolare per *Fagus sylvatica*, *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior* e *Castanea sativa*. Alcune specie, in particolare *Ailanthus altissima* e *Robinia pseudoacacia*, evidenziano invece aumenti previsti di idoneità in diverse località, a testimonianza della loro resilienza a climi futuri più caldi e aridi. Le aree di variazione positiva per *Prunus avium*, *Juglans regia* e *Fraxinus ornus* risultano invece limitate e distribuite in modo frammentato, sottolineando la crescente vulnerabilità degli individui adulti tra le latifoglie native.

I risultati evidenziano riduzioni significative nell'idoneità dell'habitat per le specie forestali native chiave nello scenario climatico più severo, con effetti sia sulle popolazioni giovanili che adulte, ma con impatti più pronunciati sugli adulti. Le specie invasive o a comportamento generalista (come *Robinia* e *Ailanthus*) potrebbero espandersi, modificando la composizione forestale e le priorità gestionali nell'area di studio. Le strategie di conservazione dovrebbero quindi dare priorità alle specie native che mostrano le maggiori perdite, focalizzandosi su **microrefugi**, migrazione assistita e promozione della rinnovazione nelle aree idonee che hanno maggiore probabilità di persistere o espandersi in risposta ai cambiamenti climatici.



Figura 11: Variazione prevista dell'idoneità dell'habitat di (A) semenzali e (B) alberi adulti nel periodo 2071-2100 nello scenario SSP5-8.5 rispetto alla situazione di riferimento 2011-2040 SSP1-2.6.

Per l'indice di idoneità degli habitat dei semenzali, si osserva un chiaro effetto del cambiamento climatico, con valori di SHI più elevati nello scenario SSP126 e più bassi negli scenari SSP370 e SSP585. Per gli adulti il SHI risulta invece dipendere più dalla specie e meno dall'intensità del cambiamento climatico, dato che **ciascuna specie mostra livelli simili di SHI simili** attraverso i diversi SSP (Fig. 12). Questa evidenza rafforza l'ipotesi che la vulnerabilità possa essere amplificata durante le fasi di rinnovazione, sottolineando la necessità di interventi gestionali mirati per i semenzali in vista del riscaldamento e della siccità previsti. La protezione dei siti di rinnovazione e il potenziamento della diversità dei microhabitat potrebbero contribuire a mitigare questi rischi e favorire il successo dell'insediamento (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 2020; Bernier & Schoene, 2008).

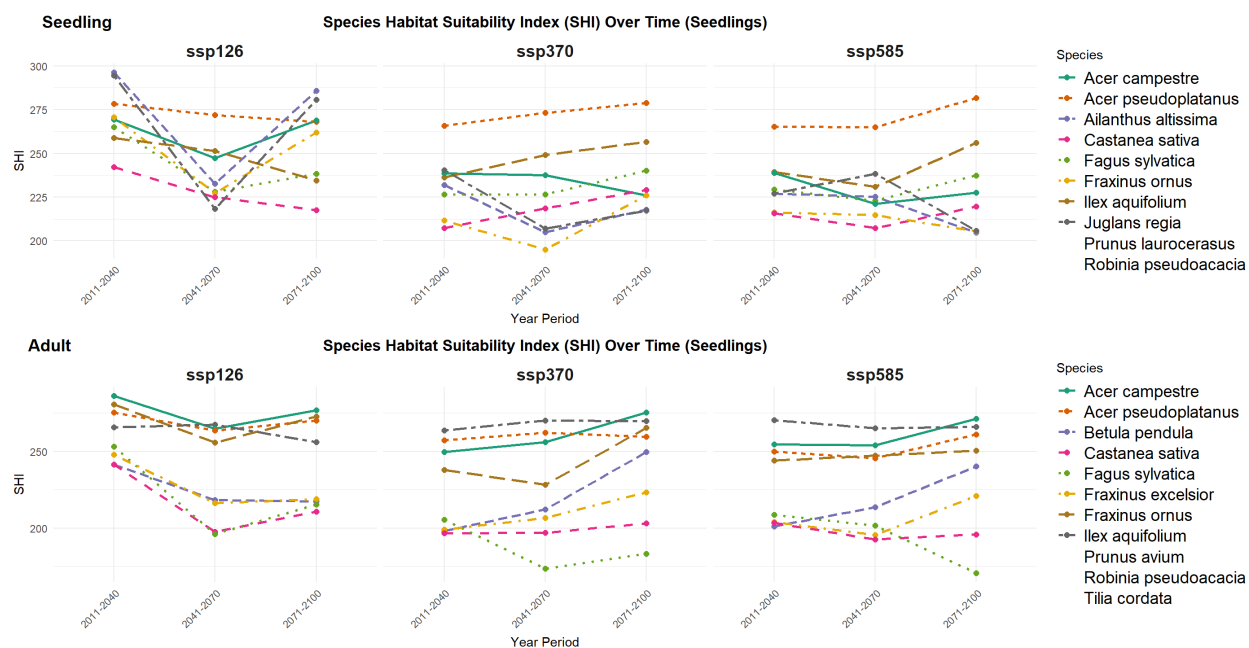


Figura 12: Trend nello SHI di semenzali e alberi nei diversi intervalli temporali e scenari climatici

La variazione prevista nella resilienza delle specie mostra pattern spaziali specifici e fortemente influenzati dallo scenario climatico, in particolare nel periodo 2071-2100 nello scenario più pessimista SSP5-8.5 (Fig. 13). Questi risultati sono strettamente correlati alle caratteristiche fisiologiche di ciascuna specie, come la tolleranza al calore e alla siccità, la fenologia e la plasticità ecologica. *Acer campestre* e *Acer pseudoplatanus* evidenziano entrambi incrementi moderati della resilienza, sebbene con alcune aree di declino. *Acer campestre*, più resistente alla siccità, mostra guadagni moderati, mentre *A. pseudoplatanus*, meno tollerante, presenta cali locali di resilienza. *Ailanthus altissima* mostra variazioni minime nella resilienza, coerenti con la sua eccezionale tolleranza agli stress e il potenziale invasivo. Le sue caratteristiche consentono la sopravvivenza anche in ambienti marginali, motivo per cui si osservano cambiamenti trascurabili anche in condizioni climatiche avverse. La moderata diminuzione della resilienza di *Castanea sativa* rispecchia la sua vulnerabilità alla siccità e ai patogeni. Questa specie predilige suoli fertili e umidi e risulta penalizzata da siccità prolungate e riscaldamento intenso. *Fraxinus ornus* mostra un pattern eterogeneo, con aree sia di incremento che di diminuzione della resilienza; ciò riflette la sua tolleranza media alla siccità. La capacità di adattamento osmotico offre resilienza in alcune zone, ma non universalmente. *Ilex aquifolium* mantiene una resilienza relativamente stabile, come atteso per una specie sempreverde con moderata tolleranza a ombra e siccità. Le foglie coriacee e le radici profonde garantiscono protezione, sebbene si registrino lievi cali nelle aree più estreme. *Juglans regia* mostra incrementi di resilienza dove la sua plasticità fisiologica e la fenologia a foglia tardiva consentono di evitare siccità primaverili e stress termici intermittenti. I declini nelle zone marginali evidenziano i limiti della tolleranza della specie. *Prunus laurocerasus* registra leggere diminuzioni, coerenti con la sua preferenza per condizioni fresche e umide e un sistema radicale superficiale che limita la tolleranza alla siccità. *Robinia pseudoacacia* mostra incrementi significativi della resilienza grazie alla capacità di fissare l'azoto e tollerare suoli poveri e siccità. Questi tratti ne fanno una specie particolarmente competitiva e performante in presenza di stress climatici elevati.



Figura 13: Variazione prevista della resilienza delle specie nel periodo 2071-2100 nello scenario SSP5-8.5 (le variazioni di resilienza per altri periodi e scenari sono riportate in Figura S2).

Questi pattern sottolineano l'importanza di considerare le caratteristiche fisiologiche delle singole specie—come la tolleranza alla siccità, la sensibilità al calore e le preferenze di nicchia ecologica—per prevedere i cambiamenti delle comunità forestali e la resilienza in risposta al cambiamento climatico futuro. Questa valutazione dettagliata **deve supporta** la pianificazione forestale, identificando regioni e specie a maggior rischio, rispetto a quelle che potrebbero mantenere o incrementare la propria resilienza nelle condizioni climatiche previste.

In uno scenario a basse emissioni (SSP1-2.6), la resilienza media aumenta moderatamente per la maggior parte delle specie fino al 2041–2070, per poi stabilizzarsi o diminuire leggermente verso il 2071–2100, senza variazioni drammatiche nei valori di resilienza. Nello scenario intermedio (SSP3-7.0), gli indici di resilienza mostrano una simile tendenza moderatamente positiva, ma rimangono complessivamente inferiori rispetto allo scenario ad alte emissioni. Lo scenario ad alte emissioni (SSP5-8.5) evidenzia l'incremento più marcato, soprattutto nell'ultimo periodo (2071–2100), in cui alcune specie presentano sostanziali aumenti di resilienza (Fig. 14).

Robinia pseudoacacia, in quanto specie invasiva, mostra la resilienza media più elevata in tutti gli scenari, con un aumento particolarmente pronunciato nello scenario SSP5-8.5, dove supera

nettamente tutte le altre specie nel periodo 2071–2100. Le specie native come *Fagus sylvatica*, *Castanea sativa* e *Acer campestre* mostrano una resilienza moderata, con lievi incrementi nel tempo, ma nessuna eguaglia l'incremento osservato in *Robinia pseudoacacia*. La divergenza tra specie invasive e native si amplia nel tempo e con l'aumentare della severità degli scenari climatici, in particolare per *Robinia pseudoacacia*. Questa analisi indica che la resilienza al cambiamento climatico probabilmente varierà considerevolmente in base alla specie e allo scenario, con le specie invasive che potrebbero trarre maggiori benefici in condizioni climatiche più severe.

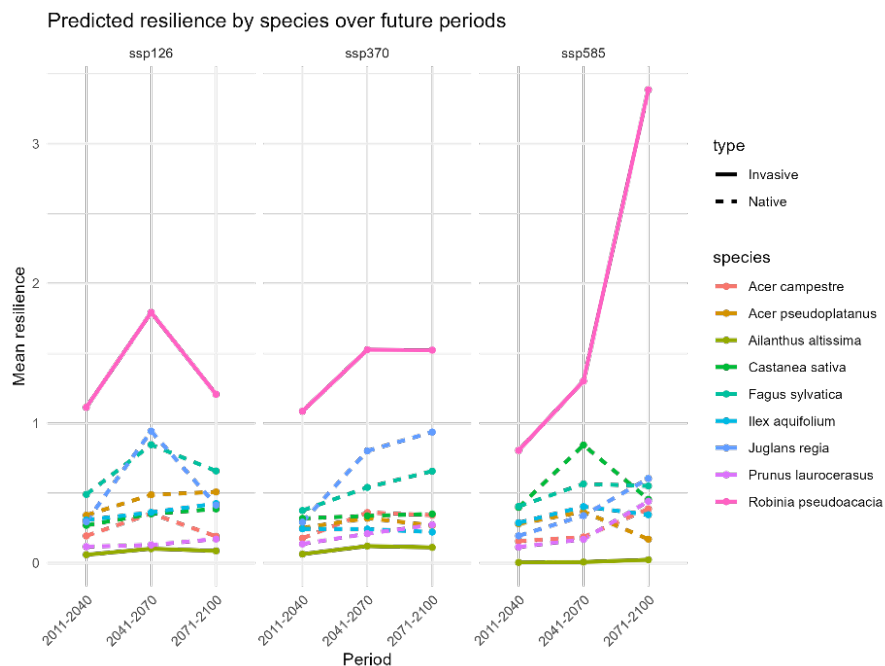


Figura 14: Indice di resilienza medio per specie nei diversi intervalli temporali e scenari climatici

Valori positivi di Δ Succession sono stati osservati in molte aree per specie come *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Ilex aquifolium* e *Castanea sativa*, indicando condizioni favorevoli per le future popolazioni adulte al di là degli attuali tassi di insediamento dei semenzali (Fig. 15). Ad esempio, *Acer campestre* e *Acer pseudoplatanus* mostrano valori positivi diffusi, suggerendo che le condizioni climatiche potrebbero sostenere sempre più la crescita degli esemplari adulti, probabilmente grazie alla maggiore tolleranza alla siccità e plasticità degli individui maturi rispetto ai semenzali in queste specie. Analogamente, *Fagus sylvatica* e *Ilex aquifolium* presentano ampie aree con Δ Succession positivo, che può riflettere la loro longevità e la capacità di adeguamento fisiologico ai cambiamenti climatici di lunga durata una volta insediati.

Al contrario, valori negativi di Δ Succession segnalano rischi significativi: si tratta di regioni in cui gli attuali semenzali dimostrano forte resilienza oggi, ma in cui si prevede un declino delle popolazioni adulte in futuro. Per *Fraxinus ornus*, valori fortemente negativi in alcune zone meridionali e marginali potrebbero derivare dal deperimento delle popolazioni adulte nel persistere sotto crescente stress climatico, nonostante il successo dell'insediamento dei semenzali nelle condizioni attuali. Anche *Robinia pseudoacacia* presenta Δ Succession

negativo nella sua distribuzione meridionale, indicando che, nonostante il successo attuale dei semenzali, le condizioni climatiche future potrebbero ostacolare il suo insediamento a lungo termine, superando persino la sua nota tolleranza alla siccità o evidenziando i limiti della sua gamma fisiologica. *Castanea sativa* e *Prunus laurocerasus* mostrano pattern misti. Per *Castanea sativa* si rilevano sia aree con Δ Succession positivo che negativo, probabilmente in funzione delle differenze locali in umidità del sito, condizioni del suolo e pressione dei patogeni: in alcune aree la specie prospera, mentre in altre il cambiamento climatico amplifica le vulnerabilità. Il Δ Succession negativo per *Prunus laurocerasus* è coerente con la sua preferenza per zone umide e temperate e la limitata resilienza alle condizioni di riscaldamento e siccità previste.

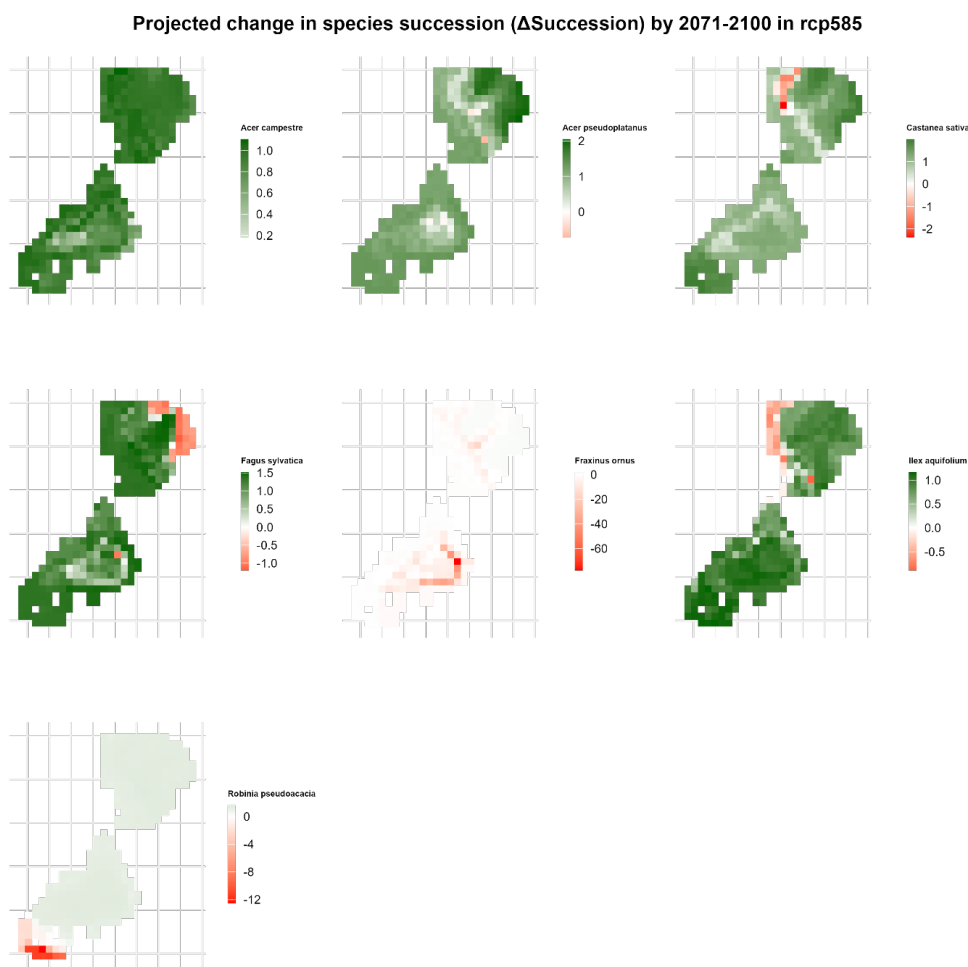


Figura 15: Variazione prevista nella successione delle specie (Δ Succession) per il periodo 2071-2100 nello scenario SSP5-8.5 (le successioni complete nei diversi periodi e scenari sono riportate in Figura S3).

Questi pattern spaziali mettono in evidenza potenziali colli di bottiglia e opportunità nella rinnovazione forestale nei futuri scenari climatici. Un Δ Succession positivo indica espansione dell'areale o persistenza degli adulti per alcune specie, favorendo lo sviluppo futuro della foresta. Al contrario, valori negativi di Δ Succession non indicano necessariamente un fallimento della rinnovazione dovuto esclusivamente al cambiamento climatico. Tali valori possono anche riflettere processi competitive o successionali naturali. Pertanto, un

Δ Succession negativo può segnalare dinamiche successional normali o sostituzione competitiva, più che una minaccia intrinseca alla stabilità dello stadio maturo o al successo della rinnovazione. In sintesi, sebbene valori negativi di Δ Succession possano evidenziare aree di attenzione—soprattutto in condizioni climatiche future—essi devono essere interpretati nel più ampio contesto ecologico, considerando sia i cambiamenti indotti dal clima sia quelli legati alla normale dinamica successional, quando si valuta la rinnovazione e le esigenze gestionali delle foreste.

Conclusioni

Questo studio fornisce una valutazione integrata delle risposte delle specie forestali ai cambiamenti climatici, considerando idoneità, resilienza e dinamiche successionali nelle ZSC di riferimento. Sebbene i valori complessivi di idoneità non evidenzino una tendenza temporale costante, le analisi delle variazioni di idoneità e resilienza rivelano cambiamenti spaziali e dipendenti dallo scenario, fortemente mediati dai tratti fisiologici delle specie e dalla tolleranza alla siccità.

Le proiezioni climatiche indicano spostamenti verso nord e verso altitudini maggiori degli habitat idonei per tutte le specie, con entità crescente negli scenari a maggiori emissioni. *Acer campestre* e *Fagus sylvatica* mostrano un aumento di idoneità da moderato a elevato sotto condizioni di riscaldamento lieve o intermedio (SSP1-2.6, SSP3-7.0), in particolare nelle fasi giovanili, ma registrano cali localizzati nello scenario a elevate emissioni (SSP5-8.5), riflettendo la loro limitata tolleranza alla siccità. Le specie di *Quercus*, caratterizzate da resistenza alla siccità, mantengono o aumentano leggermente idoneità e resilienza in tutti gli scenari, indicando stabilità e potenziale persistenza anche in condizioni più aride. *Fraxinus ornus* e *Castanea sativa*, entrambe specie esigenti in termini di umidità, mostrano ampi cali di idoneità e resilienza, soprattutto nello scenario SSP5-8.5, evidenziando la loro vulnerabilità allo stress termico e idrico previsto. *Ailanthus altissima* e *Juglans regia* evidenziano guadagni di resilienza anche in condizioni di alte emissioni, suggerendo un vantaggio per le specie con maggiore tolleranza al caldo e alla siccità, incluso il potenziale invasivo. *Robinia pseudoacacia* mostra una resilienza eccezionale in tutti gli scenari, in particolare sotto SSP5-8.5, superando le specie native e sottolineando il rischio di espansione invasiva nei futuri climi.

Le fasi giovanili risultano costantemente più sensibili allo stress climatico, con risposte di idoneità fortemente negative negli scenari più severi. Ciò evidenzia la vulnerabilità della rinnovazione come vincolo principale alla persistenza delle popolazioni a lungo termine. Le perdite di resilienza si concentrano nelle zone meridionali e di pianura, mentre le aree settentrionali e di alta quota potrebbero agire da rifugi climatici, favorendo la persistenza e la ricolonizzazione. Le dinamiche successionali indicano che il cambiamento climatico rimodellerà la composizione forestale: sotto SSP1-2.6, valori positivi di Δ Succession suggeriscono una graduale espansione forestale e rinnovamento degli stadi maturi nelle regioni favorevoli; sotto SSP3-7.0 e SSP5-8.5 emergono pattern contrastanti—specie come *Ilex aquifolium*, *Castanea sativa* e *Fraxinus ornus* mostrano opportunità localizzate di insediamento, mentre *Betula pendula*, *Tilia cordata* e *Prunus avium* evidenziano colli di bottiglia nella rinnovazioni. Questi esiti divergenti sottolineano la necessità di una gestione adattativa calibrata sulle caratteristiche delle specie, sulle condizioni del sito e sulla severità dello scenario climatico.

Raccomandazioni gestionali:

Rinnovazione e Adattamento Genetico

1. Introdurre provenienze geneticamente diversificate di *Fagus sylvatica* e *Acer campestre* nelle attività di riforestazione e rinfoltimento per aumentare il potenziale adattativo.
2. Nei rimboschimenti, utilizzare impianti misti che combinino specie tolleranti la siccità (*Quercus spp.*, *Juglans regia*) e specie mesofile (*Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*) per stabilizzare la rinnovazione e garantire la continuità successionale.

Migrazione Assistita e Ripristino

3. Implementare prove di traslocazione verso nord e a quote superiori per *Acer campestre* e *Fagus sylvatica* al fine di seguire le zone climatiche idonee secondo le proiezioni SSP370–SSP585.
4. Progettare corridoi di ripristino che colleghino rifugi climatici settentrionali e di alta quota con popolamenti attualmente frammentati, per facilitare la migrazione delle specie e il flusso genico.
5. Dare priorità al ripristino delle foreste degradate di fondovalle utilizzando specie del genere *Quercus* tolleranti la siccità o sistemi misti quercia–acero, al fine di mantenere produttività e stoccaggio di carbonio.

Rafforzamento della Resilienza

6. Nelle zone meridionali soggette a siccità, applicare pratiche di gestione del suolo e dei microhabitat (pacciamatura, mantenimento della sostanza organica, riduzione del compattamento) per conservare l'umidità e moderare gli estremi termici.
7. Mantenere o ripristinare l'eterogeneità della copertura arborea per tamponare gli estremi climatici e ridurre la mortalità dei semenzali.
8. Integrare regimi di disturbo controllato (ad es. diradamenti selettivi a gruppi) per promuovere diversità strutturale e resilienza senza aumentare il rischio di incendio o stress da siccità.

Monitoraggio, Allerta Precoce e Pianificazione Adattativa

9. Istituire reti di monitoraggio a lungo termine che integrino indicatori specifici per specie relativi a idoneità, resilienza e successione a livello di ZSC.
10. Utilizzare telerilevamento e dati fenologici per tracciare i cambiamenti nei pattern di rinnovazione e sopravvivenza, in particolare per le specie vulnerabili e per monitorare l'espansione di specie invasive (*Robinia pseudoacacia*, *Ailanthus altissima*).
11. Applicare misure di contenimento e controllo per *Ailanthus altissima*, soprattutto nelle aree settentrionali e di alta quota che risultano più idonee secondo lo scenario SSP585.

Integrazione nelle Politiche e Incentivi

12. Integrare una zonizzazione forestale più adatta al clima nei PIF e PAF in coerenza con la Strategia Forestale dell'UE e le linee guida Forest Europe.
13. Introdurre incentivi finanziari per l'impianto di specie tolleranti la siccità o miste e per il mantenimento di elevata diversità genetica nei materiali di rinnovazione.
14. Sostenere partenariati ricerca–gestione per testare sistemi selvicolturali adattativi e condividere dati sulle risposte delle specie nei diversi scenari.

Materiali supplementari

titolo del grafico



Figura S1: Variazione prevista dell'idoneità dell'habitat di (A) plantule e (B) alberi adulti (da sinistra a destra il valore del periodo futuro meno il valore del periodo di riferimento: 2041-2070_ssp126, 2041-2070_ssp370, 2041-2070_ssp585, 2071-2100_ssp126, 2071-2100_ssp370, 2071-2100_ssp585)

n figure sono a sè perchè materiale supplementare quindi S1 e S2? in alternativa bisogna riprendere l'ordine

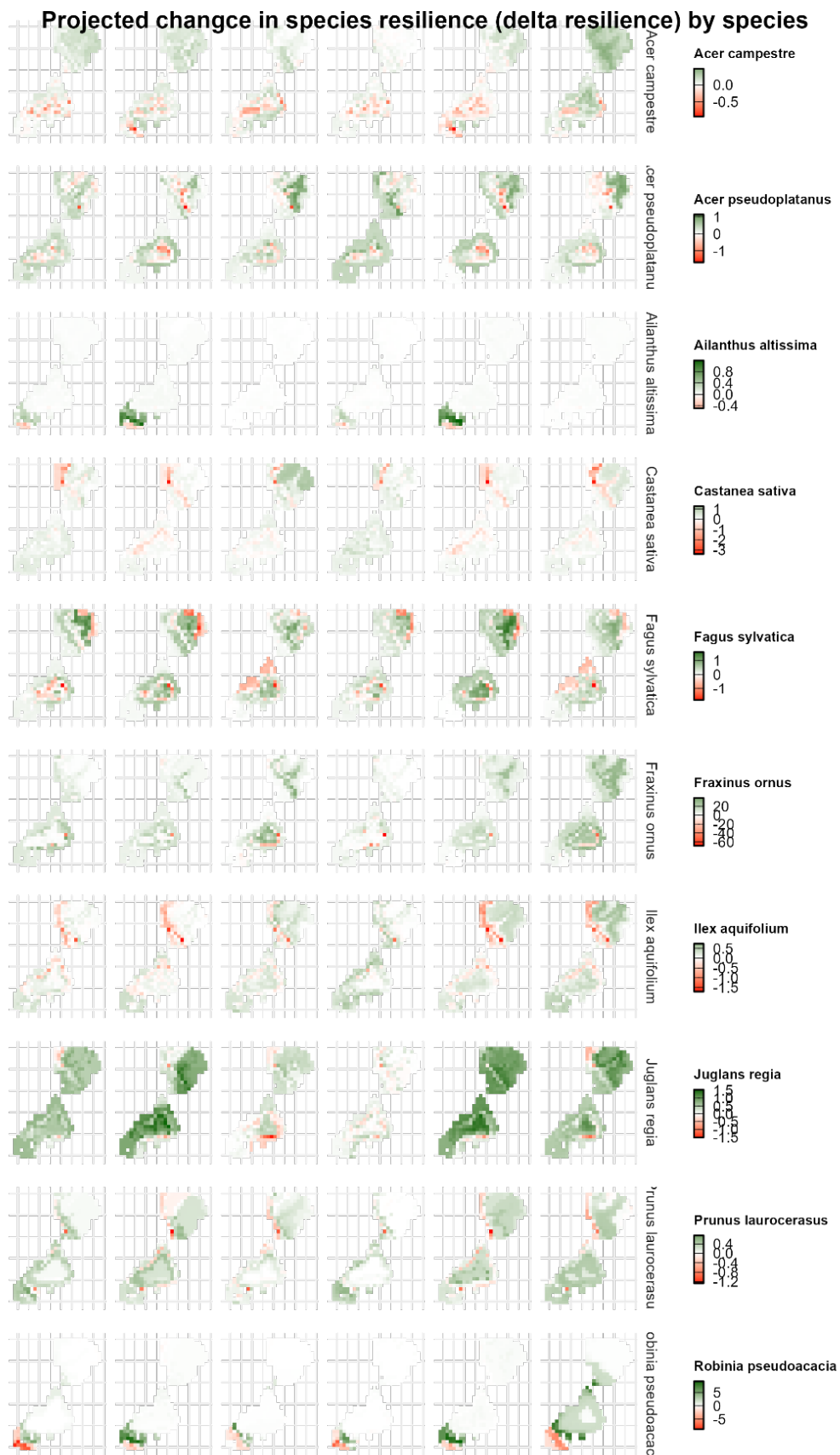


Figura S2: Variazione prevista nella resilienza delle specie (da sinistra a destra il valore del periodo futuro meno il valore del periodo di riferimento: 2041-2070_ssp126, 2041-2070_ssp370, 2041-2070_ssp585, 2071-2100_ssp126, 2071-2100_ssp370, 2071-2100_ssp585)

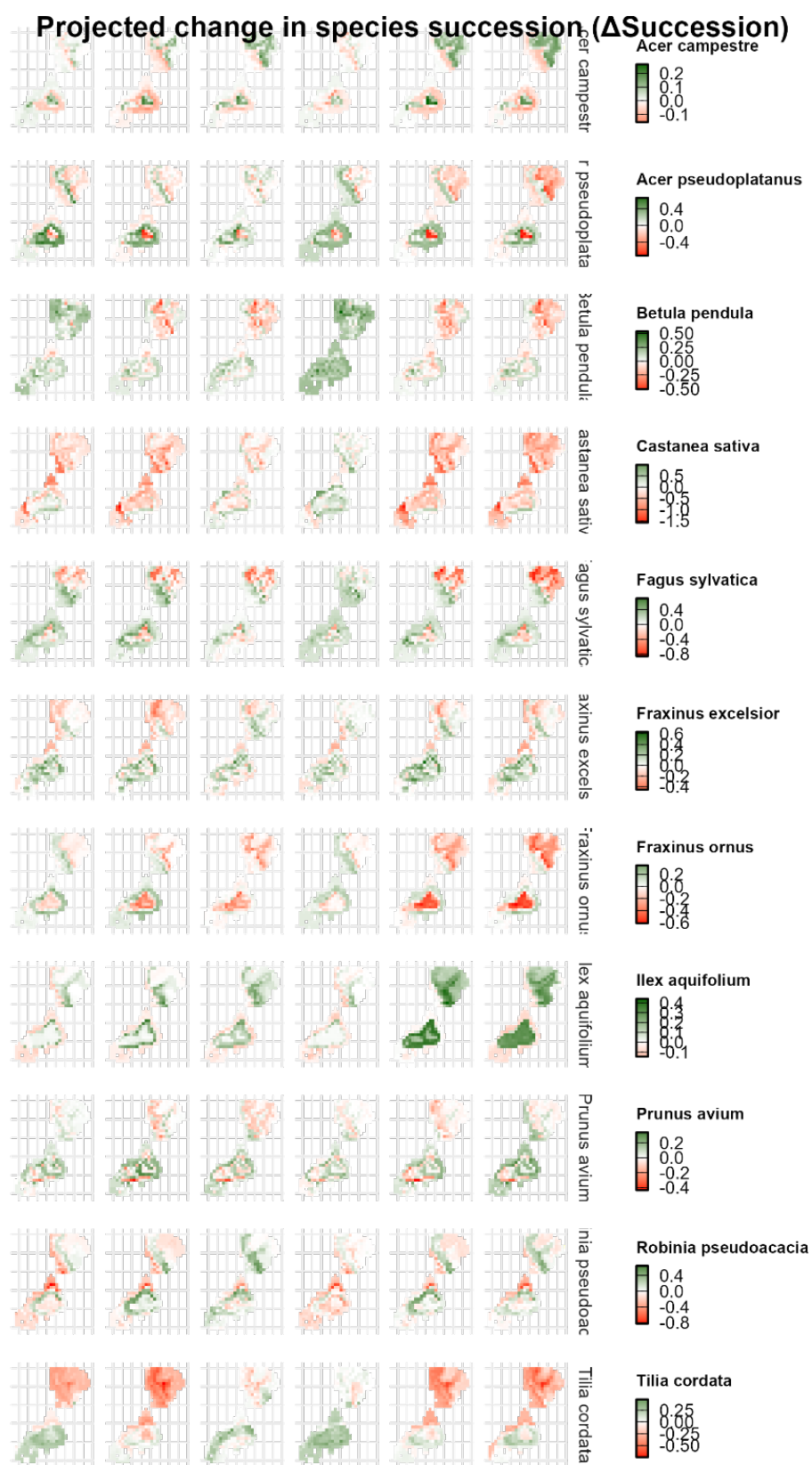


Figura 1: Variazione prevista nell'indice di successione (da sinistra a destra il valore del periodo futuro meno il valore del periodo di riferimento: 2041-2070_ssp126, 2041-2070_ssp370, 2041-2070_ssp585, 2071-2100_ssp126, 2071-2100_ssp370, 2071-2100_ssp585)

figura 16*

Indicatori di biodiversità

Introduzione

La biodiversità forestale è fondamentale per il funzionamento degli ecosistemi e per l'erogazione dei servizi ecosistemici (Gamfeldt et al., 2013; Ratcliffe et al., 2017). La biodiversità non vegetale, che comprende insetti, uccelli e animali, riveste un ruolo cruciale nelle foreste poiché queste componenti mantengono la salute e la resilienza dell'ecosistema attraverso funzioni quali impollinazione, controllo dei parassiti, riciclo dei nutrienti e dispersione dei semi. Questi organismi formano reti trofiche complesse che sostengono la produttività forestale e contribuiscono a servizi ecosistemici essenziali per il benessere umano. La presenza di una fauna diversificata incrementa la capacità della foresta di regolare il clima, purificare l'acqua e mantenere la fertilità del suolo (Rathoure & Kumar, 2024).

Il legno morto, sia in termini di massa che di volume, è un elemento chiave per la biodiversità forestale. Esso offre microhabitat a numerose specie che dipendono dal legno in decomposizione come fonte di rifugio e nutrimento, tra cui funghi, insetti, uccelli, mammiferi e altri invertebrati. Il legno morto accresce la diversità dei substrati e la superficie disponibile, favorendo la ricchezza di specie (Lombardi, 2016). Volumi maggiori di legno morto sono positivamente correlati alla biodiversità nei vari tipi forestali e stadi di decomposizione, rendendolo un indicatore affidabile di biodiversità (Parajuli et al., 2023).

Storicamente, la rimozione del legno morto ha ridotto la disponibilità di habitat per molte specie saproxiliche; pertanto, il mantenimento di quantità significative di legno morto è essenziale per la conservazione di taxa minacciati e per sostenere funzioni ecologiche come il riciclo dei nutrienti e lo stoccaggio del carbonio (Wijas et al., 2024). Di conseguenza, la conservazione della biodiversità non vegetale e la garanzia di un'adequata disponibilità di legno morto sono aspetti imprescindibili per ecosistemi forestali sani e resilienti.

Tra i vari elementi strutturali che sostengono la biodiversità forestale, i microhabitat arboricoli (Tree-related Microhabitats, TreMs) sono recentemente emersi come componenti critici per la conservazione sia nelle foreste gestite che in quelle protette (Martin et al., 2022; Santopuoli et al., 2019). I TreMs sono definiti come “strutture distinte e ben delimitate presenti su alberi vivi o morti in piedi che costituiscono substrati o siti vitali specifici ed essenziali per specie o comunità di specie durante almeno una parte del loro ciclo vitale per svilupparsi, nutrirsi, ripararsi o riprodursi” (Larrieu et al., 2018, p. 302). Tra queste strutture si annoverano cavità, tasche nella corteccia, fori di marciume, rami secchi nella chioma, organismi epifiti, corpi fruttiferi di funghi e varie ferite o superfici di legno esposte (Larrieu et al., 2018). Con l'aumentare delle pressioni dovute ai cambiamenti climatici, alla frammentazione degli habitat e alle pratiche gestionali intensive, comprendere la relazione tra TreMs e biodiversità è diventato essenziale per sviluppare strategie di conservazione efficaci (Kraus & Krumm, 2013).

La standardizzazione dell'identificazione e dell'inventario dei TreM rappresenta un importante progresso nella ricerca sulla biodiversità forestale. Larrieu et al. (2018) hanno sviluppato una tipologia gerarchica completa per le foreste temperate e mediterranee europee, classificando i TreM in sette forme di base sulla base delle caratteristiche morfologiche e della rilevanza per la biodiversità: (i) cavità, (ii) ferite e legno esposto, (iii) rami secchi nella chioma, (iv) escrescenze, (v) corpi fruttiferi di funghi saproxilici e organismi affini, (vi) strutture epifite ed

epixiliche, e (vii) essudati. Questa tipologia descrive 47 tipi distinti di TreM suddivisi in sette forme e 15 gruppi, fornendo definizioni chiare e soglie dimensionali per una identificazione coerente (Larrieu et al., 2018).

I TreM supportano una notevole varietà di gruppi tassonomici, rendendoli indicatori preziosi della biodiversità forestale. Larrieu et al. (2014, 2018) hanno documentato che i TreM forniscono habitat essenziali per vertebrati (uccelli, chiroterri, anfibi, rettili), numerosi taxa di invertebrati (gasteropodi, insetti, aracnidi, miriapodi, collemboli), nonché funghi, licheni, briofite, piante vascolari e animali microscopici come nematodi, rotiferi e tardigradi.

- Insetti saproxilici: I coleotteri saproxilici rappresentano uno dei gruppi più ricchi di specie associati ai TreM e al legno morto. Questi insetti dipendono completamente o parzialmente dal legno morto o in decomposizione per almeno una parte del loro ciclo vitale (Stokland et al., 2012). Studi hanno dimostrato che la diversità dei coleotteri saproxilici varia notevolmente tra le specie arboree, con la massima diversità alfa e gamma riscontrata in foreste di *Quercus petraea* (Vogel et al., 2021). Le specie di coleotteri saproxilici inserite nelle liste rosse sono presenti su tutte le specie arboree, sottolineando l'importanza conservazionistica di mantenere foreste diversificate (Vogel et al., 2021).
- Parisi et al. (2020, 2022) hanno riscontrato forti correlazioni tra specifici tipi di TreM e abbondanza e diversità di coleotteri saproxilici nelle faggete mediterranee. Gallerie di insetti, caratteristiche delle ceppaie e legno grossolano sono risultati positivamente associati all'abbondanza di specie xilofaghe (Parisi et al., 2023). Spina et al. (2024) hanno dimostrato associazioni significative tra abbondanza e ricchezza di gruppi di TreM e comunità di coleotteri in faggete gestite, confermando che i TreM possono fungere da proxy efficaci per la biodiversità dei coleotteri.
- Uccelli: Gli uccelli, in particolare le specie nidificanti in cavità, dipendono fortemente dai TreM. I picchi, in qualità di escavatori primari, creano cavità che vengono in seguito utilizzate da specie nidificanti secondarie come cince, storni, rampichini, civette e piccoli mammiferi (Wiebe et al., 2020; Cockle et al., 2011). La disponibilità di alberi con cavità nei gradienti di età forestale influenza significativamente le popolazioni di uccelli nidificanti in cavità, con gli impianti più maturi (>130 anni) che presentano un numero significativamente maggiore di alberi con cavità rispetto agli impianti giovani (Zawadzka et al., 2016). Paillet et al. (2018) hanno riscontrato che la diversità dei TreM è positivamente correlata alla ricchezza di specie di uccelli, sebbene la relazione sia più forte quando i TreM vengono considerati in combinazione con altre caratteristiche dell'habitat. Tuttavia, Martin et al. (2022) hanno evidenziato che, pur mostrando i TreM potenzialità come indicatori di biodiversità, la loro utilità varia tra i gruppi tassonomici, con correlazioni generalmente più deboli con gli uccelli rispetto a insetti e chiroterri.
- Chiroterri: I chiroterri fanno ampio affidamento sui TreM come siti di rifugio. Fori di marciume e cavità scavate dai picchi rivestono particolare importanza, fornendo microambienti termicamente stabili per l'ibernazione e la riproduzione (Tillon & Aulagnier, 2014; Ruczyński & Bogdanowicz, 2005). Basile et al. (2020) hanno identificato fori di marciume e concavità come elementi con effetti diretti significativi

sull'abbondanza di chiroteri, con una relazione particolarmente forte tra cavità e specie del gruppo *Pipistrellus*. La ricchezza di TreM è risultata negativamente associata alle preferenze alimentari ma positivamente associata ai requisiti di rifugio/nidificazione (Rigo et al., 2024).

- **Epifite:** Licheni e briofite che colonizzano la corteccia e i TreM sono indicatori sensibili dell'età e della continuità della foresta. Fritz e Heilmann-Clausen (2010) hanno dimostrato effetti positivi dei fori di marciume sulle epifite minacciate nelle faggete. I licheni delle foreste vetuste, caratterizzati da capacità di dispersione limitata e dipendenza da alberi maturi, richiedono connettività temporale e spaziale dell'habitat a scala paesaggistica (Scheidegger & Stofer, 2025). Circa tre quarti delle specie licheniche forestali sono legate a microhabitat e strutture tipiche degli alberi vecchi, con le specie minacciate che necessitano di diametri del tronco significativamente maggiori rispetto alle specie non minacciate (Scheidegger & Stofer, 2025).
- **Funghi:** I funghi lignicoli sono componenti integranti degli ecosistemi TreM, sia come strutture TreM (corpi fruttiferi) sia come agenti di formazione di cavità attraverso la decomposizione del durame. I funghi guidano i processi di decomposizione e creano condizioni di substrato idonee per altri organismi saproxilici. La presenza e diversità di corpi fruttiferi su alberi indica stadi avanzati di decomposizione del legno e fornisce risorse trofiche per insetti micofagi (Parisi et al., 2023).
- **Microinvertebrati:** Recenti ricerche hanno evidenziato che i TreM ospitano comunità abbondanti e diversificate di microinvertebrati. Majdi et al. (2024) hanno rilevato che i TreM nelle faggete vetuste sostengono densità eccezionalmente elevate di nematodi, tardigradi e rotiferi—con una media di 195 individui per grammo di substrato secco. Sono state identificate 98 morfospecie di nematodi appartenenti a 20 famiglie, con la ricchezza specifica che varia significativamente tra i diversi tipi di TreM (Majdi et al., 2024). Tipi differenti di TreM supportano assemblaggi e reti trofiche di microinvertebrati distinti, legati a fattori quali lo stadio di decomposizione del legno e la posizione all'interno dell'albero (Majdi et al., 2024).

Oltre a fungere da habitat, i TreM svolgono ruoli cruciali nei processi ecosistemici. Il legno morto e i TreM sono essenziali per il riciclo dei nutrienti, con gli organismi saproxilici che accelerano la decomposizione e facilitano il ritorno dei nutrienti al suolo (Stokland et al., 2012). L'escavazione di cavità da parte dei picchi espone i tessuti interni del legno alla colonizzazione da parte di funghi e invertebrati, innescando effetti di decomposizione del legno a cascata (Cockle et al., 2011). I TreM contribuiscono inoltre alla complessità strutturale e all'eterogeneità della foresta. La presenza di grandi alberi maturi ricchi di TreM genera stratificazione verticale e diversità di microhabitat che sostengono molteplici livelli trofici (Lindenmayer et al., 2013). Questa complessità strutturale accresce la resilienza degli ecosistemi offrendo rifugi nei periodi di disturbo e facilitando la ricolonizzazione di aree degradate (Lachat et al., 2013). Martin et al. (2021) hanno dimostrato che la dinamica tra TreM e legno morto è strettamente collegata, con i TreM sugli alberi vivi che si trasformano progressivamente in legno morto con la morte degli alberi. Questo continuum assicura la

disponibilità di habitat nel tempo, supportando specie con differenti esigenze ecologiche e strategie di storia vitale (Martin et al., 2021).

Questo studio mira a comprendere i fattori ecologici e strutturali che guidano la formazione e la diversità dei microhabitat arboricoli (TreMs) negli ecosistemi forestali. Lo studio segue un workflow analitico sequenziale che integra i dati di campo, corregge eventuali incoerenze nelle misurazioni ed esplora le relazioni tra struttura forestale, legno morto e diversità dei microhabitat. Attraverso questo processo, il progetto intende individuare come condizioni ecologiche e attributi strutturali influenzino presenza, abbondanza e diversità dei TreM, considerati indicatori essenziali della biodiversità e della qualità dell'habitat forestale.

Lo studio affronta in particolare le seguenti domande di ricerca:

- RQ1: In che modo attributi a livello di albero e popolamento (come diametro, specie e tipo forestale) influenzano abbondanza e diversità dei microhabitat arboricoli (TreMs)?
- RQ2: Qual è la relazione tra le caratteristiche del legno morto (ad esempio, diametro e volume) e la presenza di TreM?
- RQ3: Come interagiscono i fattori ecologici e strutturali nel modellare la distribuzione spaziale e lo sviluppo dei TreM tra diversi tipi forestali?
- RQ4: In che misura gli approcci modellistici possono catturare e predire i pattern di presenza e diversità dei TreM sulla base di indicatori strutturali forestali misurabili?

Metodi

Durante le campagne di rilievo condotte dai volontari tra aprile e agosto 2025 sono stati raccolti due set di dati. Sono state visitate 150 aree di saggio distribuite sul territorio delle tre ZSC della Comunità Montana del Verbano (Fig. 9, Tab. 6-7). Il campionamento del legno morto ha incluso la misurazione sia degli elementi di legno morto caduto che di quelli in piedi, registrando informazioni quali tipologia (sdraiato o eretto), diametro (in centimetri) e lunghezza (in metri), classe di decomposizione (Fig. 16).

Il campionamento dei dendromicrohabitat ha riguardato gli alberi in piedi, per ciascuno dei quali sono stati raccolti dati su specie, diametro a petto d'uomo (DBH), stato di vitalità (vivo o morto), la tipologia di microhabitat secondo la descrizione di Kraus et al. (2016), la probabilità di origine naturale (biotica) o antropica, la velocità di sviluppo e il numero di gruppi di organismi tipicamente associati a ciascun tipo di microhabitat (di seguito denominato TreM) secondo Butler et al. (2020).

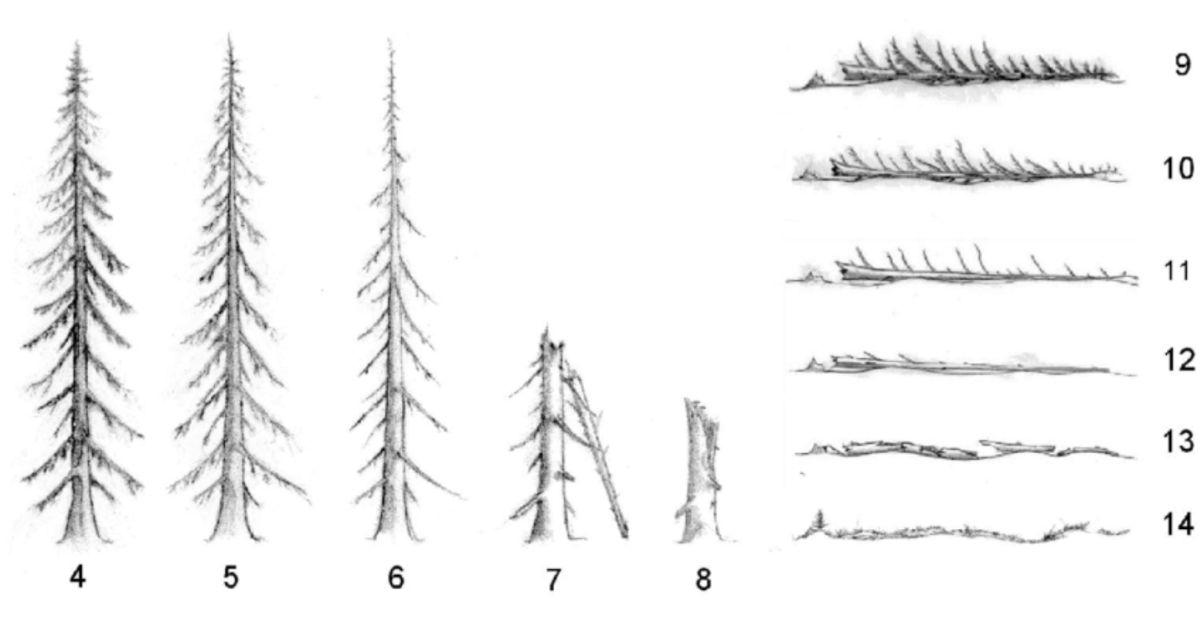


Figura 26: Classi di decomposizione per alberi morti in piedi (4-8) e atterrati (9-14), da Aakala (2010).

figura 17*

Il volume degli elementi di legno morto è stato calcolato assumendo una forma cilindrica:

$$V = \pi \times \left(\frac{D}{2}\right)^2 \times L$$

dove D = diametro (cm), L = lunghezza (cm) di ciascun elemento. Il dataset relativo ai TreM è stato arricchito con informazioni ecologiche attraverso l'integrazione con dati su probabilità di origine, velocità di sviluppo e gruppi di specie associate (Butler et al., 2022). Le variabili categoriche sono state ordinate come segue:

- Probabilità di causa naturale: Rara (R) → Relativamente Rara (RR) → Relativamente Comune (RC) → Comune (C); ogni categoria di probabilità è stata convertita in una scala numerica per consentire l'aggregazione media a livello di area di saggio: R = 10%, RR = 30%, RC = 60%, C = 90%.
- Probabilità di causa antropica: stessa scala adottata;
- Velocità di sviluppo: 1 = molto lenta, 2 = lenta, 3 = moderata, 4 = rapida.

Sono stati sviluppati due modelli inferenziali per testare le ipotesi sui fattori che guidano lo sviluppo dei TreM e il loro potenziale di biodiversità. Per valutare se la velocità di sviluppo dei TreM dipenda dal volume di legno morto e dall'ambiente forestale è stato sviluppato un modello di regressione ordinale Velocità di sviluppo ~ Volume legno morto + Tipologia forestale. Per esplorare i predittori della ricchezza di specie associate ai TreM è stato sviluppato un modello di regressione lineare Numero di specie associate ~ Probabilità di causa naturale + Velocità di sviluppo + Volume legno morto + Tipologia forestale. Questo modello valuta come l'origine e la velocità di sviluppo dei TreM, insieme alla struttura forestale, influenzino la ricchezza di specie.

Tutte le analisi sono state effettuate utilizzando il software statistico R (versione ≥ 4.2) con i seguenti pacchetti: readxl – per l'importazione di file Excel (Wickham & Bryan, 2023); dplyr

– per la pulizia, raggruppamento, sintesi e unione dei dati (Wickham et al., 2023); sf – per la gestione dei dati spaziali e le join geografiche (Pebesma, 2018); ggplot2 – per la realizzazione delle visualizzazioni (Wickham, 2016); broom – per organizzare i risultati dei modelli in formati ordinati (Robinson et al., 2023); MASS – per eseguire regressioni logistiche ordinali (Venables & Ripley, 2002).

Risultati

La maggior parte delle specie arboree presenta una proporzione elevata di TreM associati ad alberi vivi, (Fig. 17). Specie come *Acer campestre*, *Betula pendula* e *Fagus sylvatica* mostrano proporzioni significative di TreM anche nelle categorie MP (morti in piedi) e MT (morti a terra). Questo suggerisce che i TreM non sono esclusivi degli alberi vivi, ma sono diffusi anche nel legno morto, sottolineando il valore ecologico sia degli alberi morti in piedi sia di quelli abbattuti per il mantenimento della biodiversità forestale (Rosenvald & Løhmus, 2008).

La distribuzione dei TreM riflette importanti risposte fisiologiche tra le specie. Ad esempio, *Fagus sylvatica* e *Betula pendula*, che presentano percentuali significative di TreM nelle categorie MP e MT, sono note per la loro suscettibilità a danni fisici e ai processi di decomposizione, favorendo la formazione di cavità, fessure e altri microhabitat anche dopo la morte dell'albero (Vuidot et al., 2011). Questo pattern indica che le specie con legno meno resistente o più soggetto a decomposizione contribuiscono in modo sproporzionato alla presenza di TreM nel legno morto, supportando potenzialmente una varietà di organismi saproxilici e nidificanti in cavità. Al contrario, specie come *Quercus robur* e *Tilia cordata*, con TreM prevalentemente su alberi vivi, hanno legno più duro o mpossiedono aggior resistenza alla decomposizione, determinando uno sviluppo più lento dei microhabitat dopo la morte dell'albero (Heilmann-Clausen & Christensen, 2004).

I risultati evidenziano la necessità di includere sia il mantenimento di alberi vivi che di legno morto nelle strategie di gestione forestale. La presenza di una combinazione di stati vitali degli alberi all'interno dei popolamenti garantisce un apporto continuo di TreM, sostenendo l'eterogeneità degli habitat e gli obiettivi di conservazione (ad esempio, coleotteri saproxilici, uccelli, chiroterti). Approcci gestionali che si concentrano esclusivamente sugli alberi vivi trascurerebbero il contributo ecologico significativo del legno morto in piedi e abbattuto, osservato per specie come *Acer pseudoplatanus* e *Fagus sylvatica*. Pertanto, una gestione adattativa dovrebbe includere pratiche quali l'allungamento dei turni di taglio, la conservazione degli alberi habitat e il mantenimento in situ del legno morto, per favorire la resilienza degli ecosistemi e la biodiversità.

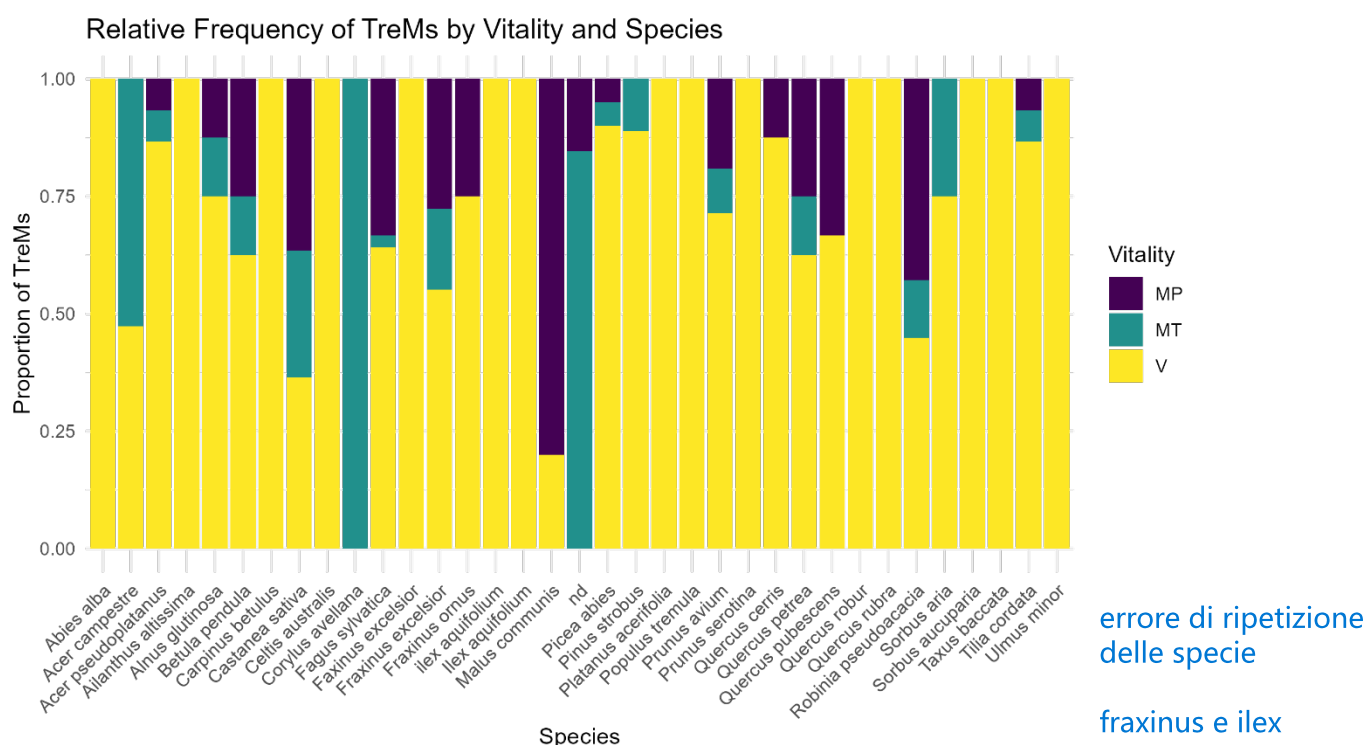


Figura 37: Frequenza relativa dei TreM per specie e condizione dell'albero (MP= Morto a piedi, MT= Morto a terra, V= vivo)

figura 18*

Si osserva un incremento costante del numero di TreM all'aumentare della classe di diametro (Fig. 18), sebbene siano poche le specie che raggiungono classi di diametro superiori a 60 cm. La variabilità aumenta con la dimensione: gli alberi di grandi dimensioni mostrano un'elevata eterogeneità nel conteggio dei TreM (alcuni con valori eccezionalmente alti, altri moderati). Questo risultato è coerente con quanto riportato da Kozak et al. (2023), secondo cui il diametro (proxy per l'età dell'albero e la complessità strutturale) rappresenta un determinante principale della ricchezza di microhabitat, poiché gli alberi più vecchi, avendo diametri maggiori, ospitano statisticamente più TreM e possiedono storie di sviluppo più lunghe che favoriscono la formazione di tali microhabitat.

Si nota inoltre che, a parità di classe di diametro, le latifoglie ospitano un numero maggiore di microhabitat, in linea con quanto emerso negli studi di Großmann et al., (2018) e Paillet et al. (2019). Le latifoglie possono ospitare più TreM rispetto alle conifere principalmente per differenze nella struttura dell'albero, nelle caratteristiche della corteccia e nei tratti della storia vitale. Le latifoglie tendono ad avere corteccia e strutture ramificate più complesse ed eterogenee, che creano nicchie e microhabitat diversificati (Hofmann et al., 2023). Inoltre, sviluppano spesso chiome più ampie e diametri del fusto maggiori, fattori positivamente correlati con abbondanza e diversità di microhabitat. Presentano anche una maggiore eterogeneità di habitat grazie a differenti tipologie di rami e texture della corteccia, aumentando così le opportunità di formazione di microhabitat rispetto alle conifere, che generalmente possiedono corteccia più uniforme e liscia e una struttura ramificata più semplice (Marziliano et al., 2021; Martin et al., 2022).

Dal punto di vista gestionale, i dati sottolineano la necessità di conservare alberi di grande diametro all'interno dei popolamenti forestali per sostenere la biodiversità associata ai TreM.

Strategie di gestione che privilegiano la diversificazione delle classi di diametro e la conservazione degli individui maturi risultano essenziali per promuovere la resilienza dell'ecosistema, in particolare per i taxa che dipendono dai TreM (Winter & Möller, 2008). Approcci di utilizzazione che rimuovono in modo sproporzionato gli alberi di grandi dimensioni rischiano di ridurre la disponibilità di questi habitat essenziali, compromettendo gli obiettivi di conservazione della biodiversità. Una gestione adattativa dovrebbe quindi includere soglie minime di conservazione per i grandi alberi e mirare alla protezione di specie e popolamenti con elevata produzione di TreM nelle classi di diametro maggiori.

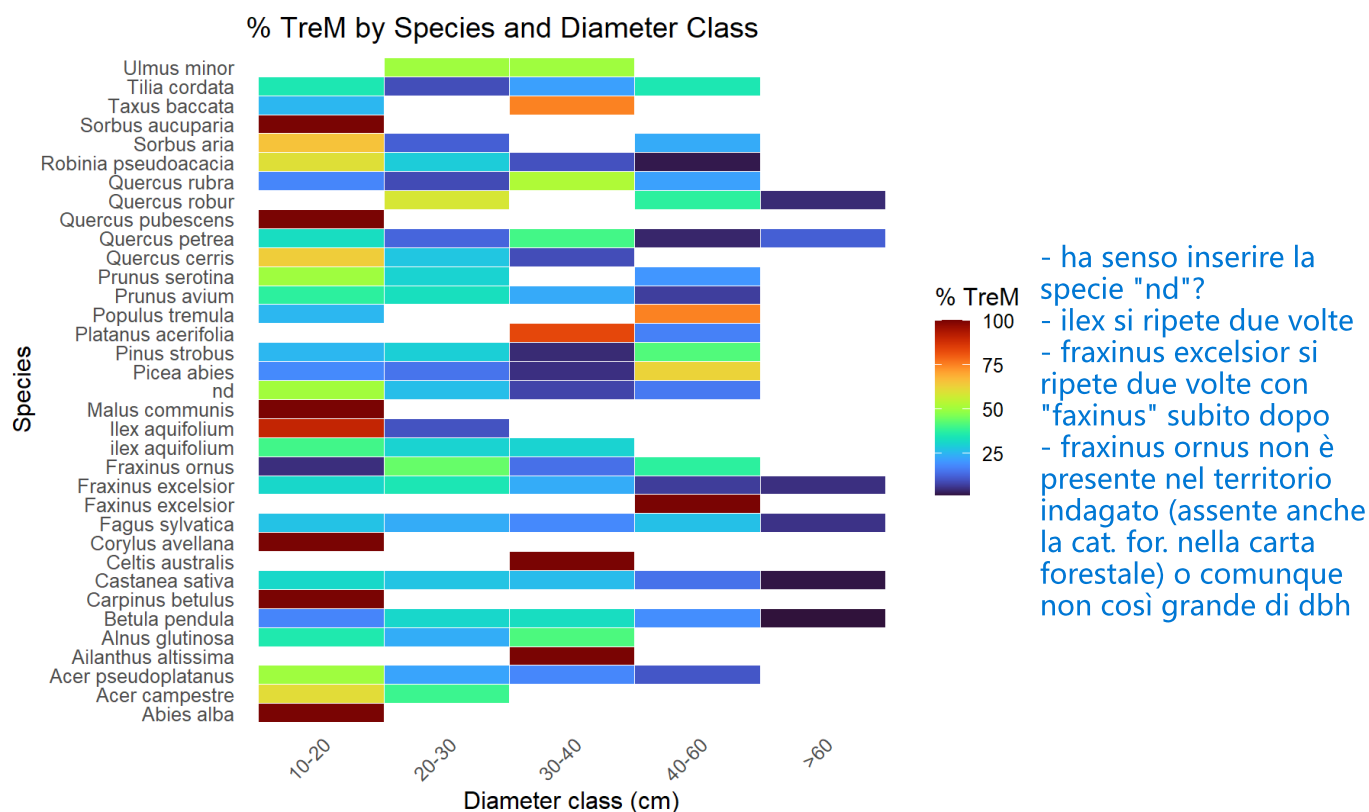


Figura 18: Frequenza relativa di TreM per specie e classe diametrica.

figura 19*

Nel complesso, i TreM di origine antropica mostrano una distribuzione eterogenea tra le diverse tipologie forestali, con Castagneti e Quercocarpineti e Carpineti che presentano proporzioni più elevate di TreM di origine antropica rispetto agli altri tipi di bosco. Per quanto riguarda le cause naturali, la distribuzione tra le tipologie forestali risulta più omogenea, con la maggior parte dei rilievi che ricadono nella classe di frequenza “relativamente comune–comune”, a riflettere l’influenza di processi naturali ricorrenti o composti come schianti da vento o danni da neve (Fig. 19).

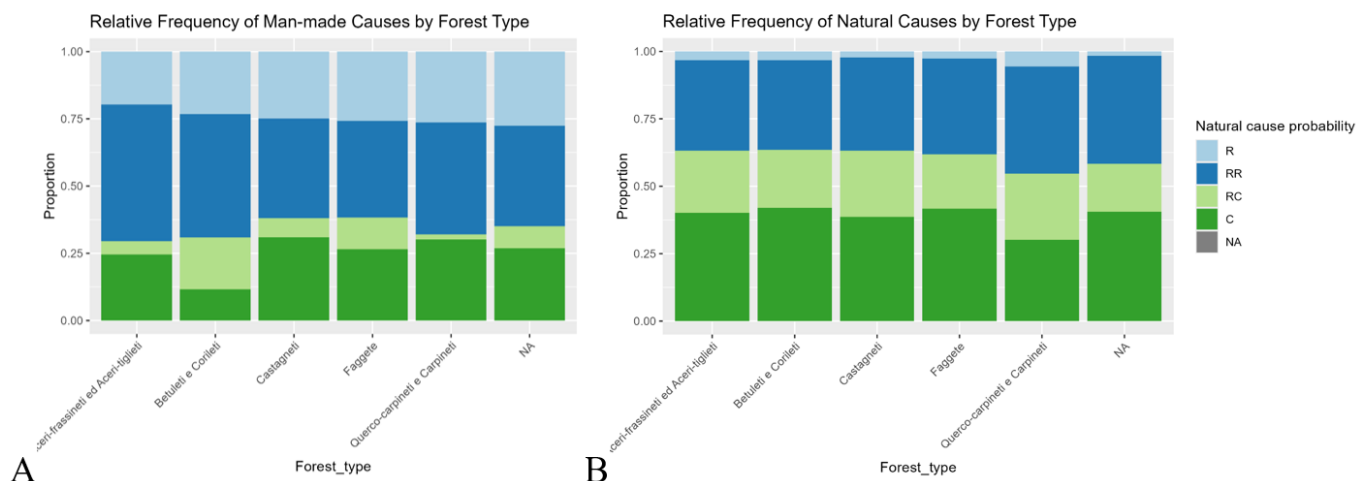


Figura 19: Frequenza relativa dei TreM per categoria forestale in caso di probabile causa antropica (sx) o naturale (dx).

L'analisi comparativa evidenzia che le perturbazioni di origine antropica restano altamente variabili tra i diversi tipi forestali, mentre quelle di origine naturale si verificano in modo più omogeneo sul territorio. Le elevate probabilità di disturbo di origine umana riscontrate nei Castagneti e nei Querco-carpineti e Carpineti sono probabilmente riconducibili alla loro gestione storica per la produzione di castagne e al regime di ceduo, in cui tagli ricorrenti e l'asportazione di legna da ardere hanno lasciato eredità strutturali durature. La minore influenza antropica rilevata nelle Faggete e nei Betuleti e Corileti suggerisce che questi boschi siano meno accessibili o meno vocati alla produzione di legno, consentendo ai regimi di disturbo naturale di prevalere. Al contrario, l'omogeneità delle probabilità di cause naturali mette in risalto il ruolo di fondo di eventi stocastici o legati al clima, come tempeste di vento, siccità ed epidemie di insetti, che interessano tutte le tipologie forestali indipendentemente dalla storia gestionale. La predominanza delle classi "relativamente comune" e "comune" sottolinea l'importanza ecologica dei disturbi naturali nel mantenimento dell'eterogeneità forestale, nella creazione di nicchie rigenerative e nella continuità degli habitat. Questi risultati suggeriscono che, sebbene le eredità umane continuino a influenzare localmente la frequenza dei disturbi, i processi naturali operano su scale spaziali più ampie, contribuendo alla resilienza degli ecosistemi. L'integrazione di queste evidenze nella gestione forestale può favorire un equilibrio tra la conservazione della biodiversità e le dinamiche guidate dai disturbi, soprattutto in un contesto di crescente variabilità climatica.

La relazione tra origine dei TreM e ricchezza di specie ospitate differenzia gli habitat di origine antropica da quelli naturali (Fig. 20). La probabilità media di origine antropica non è particolarmente associata legata alla ricchezza di specie, quando non correlata negativamente (pendenza < 0). La relazione rimane sostanzialmente piatta tra le diverse tipologie forestali, indicando che un aumento della probabilità di formazione di TreM di origine antropica non corrisponde a un maggiore potenziale di biodiversità. In particolare, le Faggete e i Querco-carpineti mostrano la più bassa ricchezza di specie prevista alle probabilità più elevate di cause antropiche, mentre i rilievi negli Aceri-Frassineti mantengono una ricchezza moderata anche a livelli intermedi di disturbo. Al contrario, esiste una correlazione positiva tra la probabilità media di origine naturale e la ricchezza di specie, sebbene gli intervalli di confidenza siano

ampi. Questa tendenza è più marcata negli Aceri–Frassineti e nelle Faggete, dove probabilità più alte di TreM di origine biotica o naturale corrispondono a un modesto aumento del numero di specie associate. I Quercio–carpineti invece mostrano una pendenza negativa, suggerendo risposte specifiche del tipo forestale alla formazione naturale dei TreM.

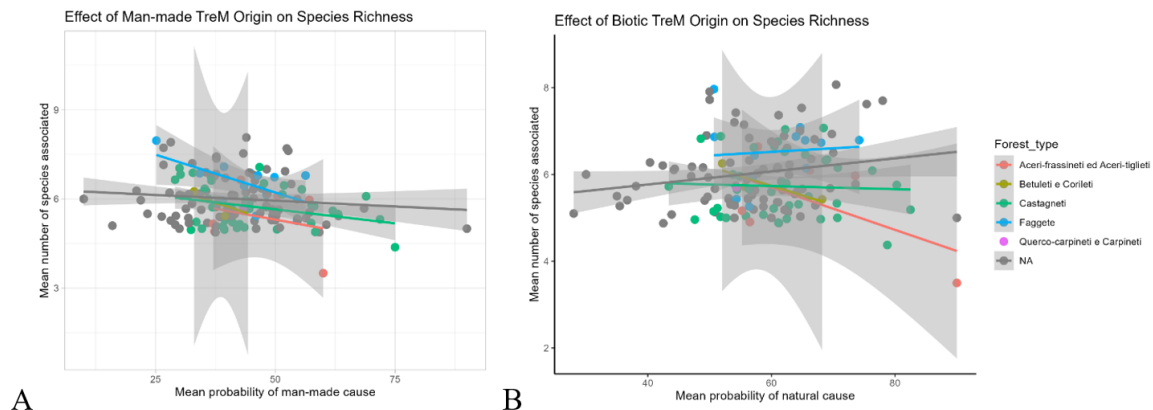


Figura 20: Relazione tra la probabilità media di origine dei TreM (antropica o naturale) e il numero medio di specie associate a tali TreM nei diversi tipi forestali.

I modelli contrastanti tra l’origine antropica e biotica dei TreM indicano implicazioni ecologiche fondamentalmente diverse per la capacità di ospitare biodiversità. I TreM derivanti da attività antropiche (ad esempio, ferite da taglio, potature o danni meccanici) sembrano contribuire meno alla ricchezza di specie rispetto a quelli di origine biotica o naturale. Questa tendenza negativa o neutra riflette probabilmente l’omogeneità strutturale e la limitata longevità dei microhabitat artificiali, che potrebbero non possedere la complessità o la stabilità necessarie per i taxa specializzati come gli insetti saproxilici o gli organismi nidificanti in cavità. Al contrario, i TreM di origine biotica o naturale —formati attraverso processi come la decomposizione dei rami, infezioni fungine o ferite naturali— mostrano una correlazione positiva con la ricchezza di specie. Questi TreM si sviluppano gradualmente e sono spesso associati a stadi avanzati di decomposizione, fornendo habitat diversificati e persistenti che sostengono molteplici gruppi funzionali. Questo risultato è coerente con studi precedenti che indicano come i TreM formati da processi naturali tendano a sostenere una più ampia varietà di specie. Ad esempio, gli ecosistemi forestali non disturbati spesso ospitano una varietà di microhabitat che promuovono la biodiversità, come evidenziato dagli studi sui microhabitat arborei che supportano organismi specifici durante il loro ciclo vitale (Paillet et al., 2018). Gli habitat naturali mantengono tipicamente una stabilità ecologica, permettendo la coesistenza di diverse specie, condizione che spesso viene compromessa negli ambienti alterati dall’uomo.

La variabilità tra le tipologie forestali suggerisce che la composizione del bosco e la storia gestionale mediano la relazione tra l’origine dei TreM e la biodiversità. Gli Aceri–Frassineti e le Faggete, generalmente caratterizzati da strutture mature e intervalli più lunghi tra i disturbi, sembrano favorire lo sviluppo naturale dei TreM che potenzia le associazioni di specie. Al contrario, i Castagneti—sistemi storicamente gestiti—mostrano tendenze più piatte o negative, coerenti con una minore eterogeneità degli habitat e una semplificazione di origine antropica.

I modelli esplicativi della velocità di sviluppo dei TreM (Tab. 10) indicano che all'aumentare della probabilità di disturbo naturale, la velocità di sviluppo inizialmente diminuisce. Tuttavia, il termine quadratico positivo indica un aumento ai livelli intermedi, seguito poi da un nuovo calo (come evidenziato dal termine cubico negativo). Questo schema suggerisce che la velocità di sviluppo dei TreM sia massima a livelli moderati di disturbo naturale. A bassi livelli di disturbo, la competizione e l'auto-diradamento possono rallentare lo sviluppo, mentre un disturbo moderato può generare maggiori quantità di alberi morti, aumentando temporaneamente la velocità di generazione dei TreM. Tuttavia, disturbi frequenti o intensi compromettono la stabilità del popolamento, riducendo i tassi di sviluppo nel lungo termine.

Il volume dello strato arboreo presenta un effetto positivo piccolo ma significativo, indicando che i popolamenti con maggiore volume tendono ad avere velocità di sviluppo leggermente superiori. Il debole effetto del volume dello strato arboreo indica che, una volta considerate composizione e disturbo, la biomassa forestale da sola non rappresenta un fattore chiave per la velocità di sviluppo.

Tuttavia, questo effetto è relativamente debole rispetto alle variabili legate al tipo forestale e ai disturbi. I Betuleti e Corileti e le Faggete mostrano coefficienti fortemente negativi, indicando velocità di sviluppo più lente rispetto al tipo forestale di riferimento. Al contrario, i Querco-carpineti e Carpineti hanno un coefficiente positivo significativo, suggerendo una velocità di sviluppo più rapida. Queste differenze suggeriscono che il tipo forestale sia un determinante principale delle dinamiche di sviluppo, dei TreM riflettendo variazioni nella composizione delle specie, nella produttività e nella struttura dei popolamenti. Lo sviluppo lento nei Betuleti e Corileti e nelle Faggete riflette probabilmente la dominanza di specie a crescita più lenta o condizioni meno favorevoli a rapidi cambiamenti strutturali. Al contrario, i Querco-carpineti e Carpineti mostrano dinamiche di crescita più vivaci, probabilmente dovute a miscele di specie e a uno stadio successionale intermedio che promuove una maggiore dinamicità della chioma e del turn-over della biomassa.

Tabella 10: Parametri del modello esplicativo della velocità di sviluppo dei TreM. *** = $p < 0.001$; ** = $p < 0.01$; * = $p < 0.05$; . = $p < 0.1$; (vuoto) = effetto non significativo

variabile	effetto	errore st.	significatività
Probability.of.natural.cause.L	3.447e-01	2.331e-02	***
Probability.of.natural.cause.Q	1.560e-01	2.814e-02	***
Probability.of.natural.cause.C	8.483e-01	3.108e-02	***
Volume	2.206e-05	9.625e-06	*
Forest_type- Betuleti e Corileti	-9.715e-01	3.637e-03	***
Forest_type- Castagneti	-5.621e-02	3.335e-02	*
Forest_type- Faggete	-7.599e-01	2.148e-02	***
Forest_type- Querco-carpineti e Carpineti	1.500e-01	1.885e-02	***

Il modello esplicativo della ricchezza di specie ospitate dai TreM (Tab. 11) è risultato molto significativo ($p < 0,001$), spiegando circa il 79% della varianza nella ricchezza delle specie associate (R^2 corretto = 0,7908). I risultati dimostrano che le caratteristiche strutturali della foresta e le dinamiche dei disturbi naturali svolgono un ruolo fondamentale nel determinare la ricchezza di specie all'interno degli ecosistemi forestali.

La probabilità di causa naturale ha avuto un effetto significativo e non lineare sulla ricchezza delle specie. Il termine lineare (L) era positivo (effetto = 1,348, $p < 0,001$), suggerendo che probabilità più elevate di disturbo naturale sono associate a una maggiore ricchezza di specie. Anche i termini quadratico (Q) e cubico (C) sono risultati significativi, indicando una relazione curvilinea: la ricchezza delle specie inizialmente aumenta con la probabilità di disturbo naturale, ma può diminuire oltre una certa soglia. L'influenza positiva e non lineare della probabilità di cause naturali sostiene l'ipotesi del disturbo intermedio: livelli moderati di disturbo naturale possono aumentare l'eterogeneità dell'habitat, favorendo la coesistenza sia di specie tolleranti al disturbo che di specie tardo-successionali. Tuttavia, probabilità di disturbo molto elevate possono ridurre la stabilità e provocare una diminuzione della ricchezza totale di specie.

La velocità di sviluppo ha mostrato una relazione forte e altamente significativa con la ricchezza delle specie. Il termine lineare (L) era negativo (effetto = -6,427, $p < 0,001$), il che implica che una velocità di sviluppo più elevata corrisponde a una minore ricchezza di specie. I termini quadratico (Q) e cubico (C) erano rispettivamente positivo e negativo, mostrando una dinamica non lineare complessa. Questo suggerisce che stadi di sviluppo più lenti possano favorire l'accumulo di specie, mentre uno sviluppo rapido può ridurre l'eterogeneità dell'habitat e quindi la ricchezza di specie. La forte relazione negativa tra velocità di sviluppo e ricchezza di specie suggerisce che fasi di sviluppo rapido delle foreste possono offrire meno tempo per la specializzazione ecologica e la colonizzazione, mentre popolamenti a sviluppo più lento garantiscono periodi più lunghi per l'insediamento delle specie e la diversificazione delle nicchie.

Il volume dello strato arboreo (V) non è risultato significativo ($p = 0,477$), suggerendo che, nell'intervallo dei dati osservati, il volume totale da solo non predice fortemente il numero di specie associate, una volta considerate le altre variabili. La mancanza di significatività del volume del popolamento (V) indica che, sebbene l'accumulo di biomassa sia un indicatore chiave di produttività, non è necessariamente un buon predittore della biodiversità quando si considerano altri fattori strutturali e composizionali.

La maggior parte dei tipi forestali non differiva in modo significativo dalla categoria di riferimento. Tuttavia, i Quercio-carpineti e Carpineti presentano una ricchezza di specie significativamente superiore agli altri tipi forestali (effetto = 0,126, $p = 0,019$), probabilmente riflettendo una maggiore diversità strutturale o di risorse dell'habitat nei boschi misti di quercia e carpino. La classe di diametro ha mostrato una chiara relazione positiva con la ricchezza delle specie ospitate dei TreM. Rispetto alla classe di diametro più piccola, le classi di diametro maggiori (20–30 cm, 30–40 cm, 40–60 cm e >60 cm) hanno tutte mostrato una ricchezza potenziale di specie associate significativamente più alta ($p < 0,001$ in tutti i casi). Questo conferma l'idea che alberi più grandi e vecchi offrano più nicchie ecologiche e microhabitat, sostenendo così una maggiore diversità di specie.

Tabella 11: Parametri del modello esplicativo della ricchezza di specie potenzialmente associata ai TreM. *** = $p < 0.001$; ** = $p < 0.01$; * = $p < 0.05$; . = $p < 0.1$; (vuoto) = effetto non significativo

variabile	effetto	errore st.	significatività
(Intercept)	6.48	0.04038	***
Probability.of.natural.cause.L	1.348	0.04544	***
Probability.of.natural.cause.Q	-1.4	0.03632	***
Probability.of.natural.cause.C	0.4526	0.02437	***
Development.velocity.L	-6.427	0.03496	***
Development.velocity.Q	3.89	0.03283	***
Development.velocity.C	-2.196	0.02282	***
Volume	2.138E-06	3.006E-06	
Forest_type- Betuleti e Corileti	-0.1093	0.09349	
Forest_type- Castagneti	0.01005	0.03587	
Forest_type- Faggete	-0.001425	0.05345	
Forest_type- Quercocarpineti e Carpineti	0.1259	0.05373	*
Diameter_class20-30	0.1384	0.02602	***
Diameter_class30-40	0.3531	0.02737	***
Diameter_class40-60	0.3273	0.03695	***
Diameter_class>60	0.5367	0.07916	***

Conclusioni

Questo studio ha integrato variabili strutturali, ecologiche e legate ai disturbi per spiegare la formazione e il valore in termini di biodiversità dei microhabitat arborei (TreM) nei principali tipi forestali della Comunità Montana Valli del Verbano. La ricchezza di TreM e la diversità delle specie ad essi associate sono determinate principalmente dai regimi di disturbo naturale, dalla velocità di sviluppo e dalla dimensione degli alberi, più che dal volume complessivo o dalla produttività del popolamento. La probabilità di disturbo naturale ha esercitato un effetto non lineare marcato: la ricchezza di specie aumentava a livelli moderati di disturbo, confermando l'ipotesi del disturbo intermedio. Questo suggerisce che eventi naturali periodici (come schianti da vento, processi di deperimento o rottura di rami) sostengano l'eterogeneità strutturale e offrano opportunità ecologiche a molteplici taxa. I TreM di origine antropica, al contrario, hanno contribuito meno alla ricchezza di specie, suggerendo che ferite e cicatrici artificiali, sebbene strutturalmente visibili, offrano un valore ecologico limitato nel lungo periodo rispetto ai microhabitat di origine naturale.

La velocità di sviluppo di TreM ha mostrato una relazione inversa con la biodiversità, indicando che popolamenti a sviluppo più lento favoriscono una maggiore persistenza degli elementi di habitat, l'accumulo di microhabitat e una colonizzazione più ampia di specie. La classe di diametro è risultata essere un solido predittore positivo dell'abbondanza di TreM e della ricchezza di specie ospitate, sottolineando l'insostituibile valore ecologico degli alberi grandi e vetusti come serbatoi di habitat a lungo termine. Il tipo forestale ha ulteriormente modulato questi pattern. I Quercocarpineti e Carpineti hanno mostrato la maggiore velocità di sviluppo e ricchezza di specie, riflettendo la composizione mista e la struttura dinamica di questi boschi, mentre Faggete e Betuleti e Corileti hanno evidenziato dinamiche più lente, coerenti con condizioni più stabili e tardo-successionali.

Questi risultati mettono in luce come la biodiversità forestale e la complessità strutturale emergano dall'interazione tra processi di disturbo naturale e dinamiche successionali, più che dalla sola biomassa del popolamento. Mantenere o simulare tali processi risulta quindi essenziale per conservare la diversità di TreM e delle specie ad essi associate.

Raccomandazioni gestionali

1. Dare priorità alla conservazione degli individui di grande diametro in tutti i tipi forestali, poiché rappresentano strutture chiave per molteplici gruppi funzionali. La loro tutela dovrebbe essere integrata sia nei piani di gestione sia nelle aree forestali protette.
2. Favorire i regimi di disturbo naturale: Consentire il verificarsi di disturbi naturali moderati (ad esempio schianti da vento, processi di deperimento, apertura di radure) laddove non vi siano rischi per la sicurezza pubblica e minimizzando l'asportazione di legno morto dopo disturbi naturali. Tali eventi mantengono l'eterogeneità strutturale, promuovendo la formazione di TreM e l'aumento della ricchezza di specie.
3. Sebbene i TreM di origine antropica possano incrementare l'eterogeneità a breve termine, il loro contributo ecologico è relativamente basso. La gestione forestale dovrebbe ridurre al minimo i danni meccanici e concentrarsi invece sulla promozione dello sviluppo naturale dei TreM tramite la conservazione di strutture e operazioni a basso impatto.
4. Mantenere in bosco legno morto in piedi e a terra appartenente a diverse classi di decomposizione e dimensioni, in quanto questi substrati sono fondamentali per lo sviluppo dei TreM e per le specie saproxiliche ed epixiliche.
5. Incentivare la rinnovazione e il mantenimento di comunità a latifoglie miste—specialmente i Querce-carpineti e Carpineti—che mostrano dinamiche favorevoli allo sviluppo e un potenziale di biodiversità superiore.
6. Evitare diradamenti dal basso che rimuovono alberi con elementi di habitat senza incidere significativamente sulla dinamica forestale.
7. Addestrare tecnici e operatori forestali a riconoscere, marcare e conservare i TreM durante le operazioni selvicolturali. Includere la rilevazione standardizzata dei TreM nei programmi di monitoraggio per valutare nel tempo la qualità dell'habitat e la diversità strutturale, fornendo un indicatore misurabile dell'integrità ecologica.

Conservare e promuovere la complessità strutturale, i processi di disturbo naturale e la presenza di alberi grandi, sia vivi che morti, è fondamentale per mantenere la diversità dei TreM e la biodiversità complessiva che essi sostengono. Strategie di gestione forestale che bilanciano le dinamiche naturali con interventi selettivi consentiranno di incrementare sia l'offerta di habitat sia la resilienza degli ecosistemi nel lungo periodo, anche in risposta a cambiamenti climatici e regimi di disturbo mutevoli.

Bibliografia

- Aakala, T. (2010). Tree mortality and deadwood dynamics in late-successional boreal forests (Doctoral dissertation). <https://doi.org/10.14214/df.100>
- Augustynczyk, A. L. D., Gusti, M., Deppermann, A., Nakhavali, M. (A.), Jia, F., di Fulvio, F., & Havlík, P. (2025). Adapting forest management to climate change impacts and policy targets in the EU: Insights from the coupled GLOBIOM/G4M-i3PGmiX model. *One Earth*, 8(6), 101313. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2025.101313>
- Baronetti, A., Fiorucci, P., & Provenzale, A. (2024). Climatic drivers for summer and winter wildfire burned area in northern Italy. Abstract from the 2024 European Meteorological Society Annual Meeting. <https://doi.org/10.5194/ems2024-1134>
- Baronetti, A., Fiorucci, P., & Provenzale, A. (2025). Assessment of climatic drivers for winter wildfire burned area prediction in northern Italy. Abstract from EGU 2025. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu25-175>
- Basile, M., Asbeck, T., Pacioni, C., Goded, S., Ponce, R. G., Storch, I., & Braunisch, V. (2020). What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects? *Journal of Environmental Management*, 264, 110401. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110401>
- Bernier, P., & Schoene, D. (2008). Adapting forests and their management to climate change. *Unasylva* 232/232, 5-11. <https://www.fao.org/4/i0670e/i0670e02.htm>
- Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2020). Field guide to tree-related microhabitats: Descriptions and size limits for their inventory in temperate and Mediterranean forests (2nd ed.). Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL.
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., & Mosseler, A. (2009). Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity-resilience-stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43, 67 pages.
- Cockle, K. L., Martin, K., & Wesolowski, T. (2011). Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(7), 377–382. <https://doi.org/10.1890/110013>
- Courbaud, B., Larrieu, L., Kozak, D., Kraus, D., Lachat, T., Ladet, S., Müller, J., Paillet, Y., Sagheb-Talebi, K., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., & Zudin, S. (2022). Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*, 59(11), 2729–2741. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14068>
- D’Amico, F., Bonanno, R., Collino, E., Lacavalla, M., Sperati, S., & Viterbo, F. (2025). Characterizing wildfire danger in Italy: The added value of high-resolution reanalyses. Abstract from EGU 2025. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu25-15504>
- Finney, M. A., Brittain, S., Seli, R. C., McHugh, C. W., & Gangi, L. (2023). FlamMap: Fire mapping and analysis system (Version 6.2) [Software]. Missoula Fire Sciences Laboratory. <https://www.firelab.org/project/flammap>
- Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (2020). Adaptation to climate change in sustainable forest management in Europe. Forest Europe, Bratislava.
- Forzieri, G., Dakos, V., McDowell, N. G., Ramdane, A., & Cescatti, A. (2022). Emerging signals of declining forest resilience under climate change. *Nature*, 608(7923), 534–539. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04959-9>
- Fritz, Ö., & Heilmann-Clausen, J. (2010). Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation*, 143(4), 1008–1016. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.016>

- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M. C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C. D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., & Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 4, 1340. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>
- Großmann, J., Schultze, J., Bauhus, J., & Pyttel, P. (2018). Predictors of microhabitat frequency and diversity in mixed mountain forests in South-Western Germany. *Forests*, 9(3), 104. <https://doi.org/10.3390/f9030104>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>.
- Heilmann-Clausen, J., & Christensen, M. (2004). Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management*, 201(1), 105–117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.010>
- Hofmann, B., Dreyling, L., Dal Grande, F., Otte, J., & Schmitt, I. (2023). Habitat and tree species identity shape aboveground and belowground fungal communities in central European forests. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1067906. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1067906>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N.E., Linder, H.P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the Earth land surface areas. *Scientific Data*, 4, 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Keane, R. E. (2007). The photoload sampling technique: Estimating surface fuel loadings from downward-looking photographs of synthetic fuelbeds. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. General Technical Report RMRS-GTR-190.
- Kozák, D., Svitok, M., Zemlerová, V., Mikoláš, M., Lachat, T., Larrieu, L., Čada, V., Dušátko, M., Ferenčík, M., Frankovič, M., Gloor, R., Hofmeister, J., Janda, P., Kameniar, O., Kníř, T., Majdanová, L., Mejstřík, M., Pavlin, J., Ralhan, D., Rodrigo, R., Roibu, C.-C., Synek, M., Vostarek, O., Svoboda, M., & Keeton, W. S. (2023). Importance of conserving large and old trees to continuity of tree-related microhabitats. *Conservation Biology*, 37(3), e14066. <https://doi.org/10.1111/cobi.14066>
- Kraus, D., & Krumm, F. (Eds.). (2013). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Bonn.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M. M., Bussler, H., Isacsson, G., & Müller, J. (2013). Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*, 23, 323–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.013>
- Larrieu, L., & Cabanettes, A. (2012). Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1433–1445. <https://doi.org/10.1139/x2012-077>
- Larrieu, L., Bouget, C., Courbaud, B., Doerfler, I., Gouix, N., Goulard, M., Ladet, S., Laroche, F., Acloque, A., Bütler, R., Kozák, D., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Martin, M., Müller, J., Paillet, Y., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., Torres García, M. T., Vandekerckhove, K., & Zudin, S. (2024). Spatial distribution of tree-related microhabitats in European beech-dominated forests. *Biological Conservation*, 297, 110867. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110867>
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Brin, A., Bouget, C., & Deconchat, M. (2014). Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: Practical information for taxa conservation in forestry. *European Journal of Forest Research*, 133(2), 355–367. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0767-1>
- Larrieu, L., Courbaud, B., Drénou, C., Goulard, M., Bütler, R., Kozák, D., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Müller, J., Paillet, Y., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., & Vandekerckhove, K. (2022). Key factors determining the presence of tree-related microhabitats: A synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. *Forest Ecology and Management*, 515, 120235. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120235>
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European

forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>

Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., & Franklin, J. F. (2013). Global decline in large old trees. *Science*, 338(6112), 1305–1306. <https://doi.org/10.1126/science.1231070>

Lombardi, F. (2016). Deadwood as a driver of forest functions. *Italian Journal of Agronomy*, 11 (Supp-1), 23-26.

Majdi, N., Traunspurger, W., Garrigue, J., & Larrieu, L. (2024). Tree-related microhabitats harbor distinct micro-invertebrate assemblages in a temperate old-growth forest. *Oecologia*, 207, 148. <https://doi.org/10.1007/s00442-025-05774-5>

Martin, M., Fenton, N.J., & Marin, H. (2021). Tree-related microhabitats and deadwood dynamics form a diverse and constantly changing mosaic of habitats in boreal old-growth forests. *Ecological Indicators*, 128, 107813. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107813>

Martin, M., Paillet, Y., Larrieu, L., Kern, C. C., Raymond, P., Drapeau, P., & Fenton, N. J. (2022). Tree-related microhabitats are promising yet underused tools for biodiversity and nature conservation: A systematic review for international perspectives. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 818474. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.818474>

Marziliano, P. A., Antonucci, S., Tognetti, R., Marchetti, M., Chirici, G., Corona, P., & Lombardi, F. (2021). Factors affecting the quantity and type of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests of high nature value. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 14(3), 250–259. <https://doi.org/10.3832/ifer3568-014>

Nirhamo, A., Aakala, T., & Kouki, J. (2025). Forest biodiversity in boreal Europe: Species richness and community composition differ between old-growth forests, managed forests and clearcut sites. *Biological Conservation*, 306, 111147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111147>

Nußer, R., Bianco, G., Kraus, D., Larrieu, L., Feldhaar, H., Schleuning, M., & Müller, J. (2024). An adapted typology of tree-related microhabitats including tropical forests. *Ecological Indicators*, 167, 112690. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112690>

Paillet, Y., Debaive, N., Archaux, F., Cateau, E., Gilg, O., & Guilbert, E. (2019). Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *Plos One*, 14(5), e0216500. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216500>

Paillet, Y., Archaux, F., Du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., & Guilbert, E. (2018). The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology*, 55(7), 2147–2159. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13181>

Parajuli, R., & Markwith, S. H. (2023). Quantity is foremost but quality matters: A global meta-analysis of correlations of deadwood volume and biodiversity in forest ecosystems. *Biological Conservation*, 283, 110100. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110100>

Parisi, F., Vangi, E., Francini, S., Chirici, G., Travaglini, D., Marchetti, M., Tognetti, R., & Iannini, A. (2022). Monitoring the abundance of saproxylic red-listed species in a managed beech forest by Landsat temporal metrics. *Forest Ecosystems*, 9, 100050. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100050>

Parisi, F., Frate, L., Lombardi, F., Tognetti, R., Campanaro, A., Biscaccianti, A.B., & Marchetti, M. (2020). Diversity patterns of Coleoptera and saproxylic communities in unmanaged forests of Mediterranean mountains. *Ecological Indicators*, 110, 105873. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105873>

Parisi, F., Mazziotta, A., Vangi, E., Tognetti, R., Travaglini, D., Marchetti, M., D'Amico, G., Francini, S., Borghi, C., & Chirici, G. (2023). Exposure elevation and forest structure predict the abundance of saproxylic beetles' communities in mountain managed beech forests. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 16(3), 155–164. <https://doi.org/10.3832/ifer4264-016>

Perello, N., Trucchia, A., D'Andrea, M., Meschi, G., Ghasemiasma, F., Esposti, S. D., Fiorucci, P., Ferraris, L., Gollini, A., & Negro, D. (2025). Fuel-aware forest fire danger rating system RISICO: A

comparative study for Italy. *International Journal of Wildland Fire*, 24, WF25023. <https://doi.org/10.1071/wf25023>

Przepióra, F., Lewandowski, P., & Ciach, M. (2025). Spatial distribution of tree-related microhabitats in a primeval mountain forest: From natural patterns to landscape planning and forest management recommendations. *Science of the Total Environment*, 960, Article 178319. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178319>

Ratcliffe, S., Wirth, C., Jucker, T., van der Plas, F., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Allan, E., Benavides, R., Bruelheide, H., Ohse, B., Paquette, A., Ampoorter, E., Bastias, C. C., Bauhus, J., Bonal, D., Bouriaud, O., Bussotti, F., Carnol, M., Castagneyrol, B., Češko, E., Dawud, S. M., De Wandeler, H., Domisch, T., Finér, L., Fischer, M., Fotelli, M., Gessler, A., Granier, A., Grossiord, C., Guyot, V., Haase, J., Hättenschwiler, S., Jactel, H., Jaroszewicz, B., Joly, F.-X., Kambach, S., Kolb, S., Koricheva, J., Liebersgesell, M., Milligan, H., Müller, S., Muys, B., Nguyen, D., Nock, C., Pollastrini, M., Purschke, O., Radoglou, K., Raulund-Rasmussen, K., Roger, F., Ruiz-Benito, P., Seidl, R., Selvi, F., Seiferling, I., Stenlid, J., Valladares, F., Vesterdal, L., & Baeten, L. (2017). Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context. *Ecology Letters*, 20(11), 1414-1426. <https://doi.org/10.1111/ele.12849>

Rathoure, A. K. & Kumar, V. (2024). Biodiversity and Ecosystem Services: An Interconnected Web. In A. Rathoure (Ed.), *Impact of Societal Development and Infrastructure on Biodiversity Decline* (pp. 23-36). IGI Global Scientific Publishing. <https://doi.org/10.4018/979-8-3693-6950-0.ch003>

Rigo, F., Paniccia, C., Anderle, M., Chianucci, F., Obojes, N., Tappeiner, U., & Hilpold, A. (2024). Relating forest structural characteristics to bat and bird diversity in the Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 554, 121673. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121673>

Robinson, D., Hayes, A., & Couch, S. (2025). broom: Convert statistical objects into tidy tibbles (Version 1.0.8) [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=broom>

Rosenvald, R., & Löhmus, A. (2008). For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? *Forest Ecology and Management*, 255(1), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.016>

Ruczyński, I., & Bogdanowicz, W. (2005). Roost cavity selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (*Vespertilionidae*, *Chiroptera*) in Białowieża Primeval Forest, eastern Poland. *Journal of Mammalogy*, 86(5), 921-930. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2005\)86\[921:RCSBNN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[921:RCSBNN]2.0.CO;2)

Santopuoli, G., di Cristofaro, M., Kraus, D., Schuck, A., Lasserre, B., & Marchetti, M. (2019). Biodiversity conservation and wood production in a Natura 2000 Mediterranean forest: A trade-off evaluation focused on the occurrence of microhabitats. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 12(1), 76-84. <https://doi.org/10.3832/for2617-011>

Scheidegger, C., & Stofer, S. (2025). The significance of old forests for lichens. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf. <https://www.waldwissen.net/en/forest-ecology/fungi-and-lichens/the-significance-of-old-forests-for-lichens>

Schifferdecker, G., Kunstler, G., Seidl, R., Jacobsen, J. B., Cantarello, E., Hlásny, T., Lloret, F., Patacca, M., Willig, J., & Lindner, M. (2025). The role of biodiversity in making forests resilient. *European Forest Institute*, Bonn. <https://doi.org/10.36333/rs7>

Spina, P., Parisi, F., Antonucci, S., Garfi, V., Marchetti, M., & Santopuoli, G. (2024). Tree-related microhabitat diversity as a proxy for the conservation of beetle communities in managed forests of *Fagus sylvatica*. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 97(2), 223-233. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad034>

Stokland, J. N., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. (2012). Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843>

Tillon, L., & Aulagnier, S. (2014). Tree Cavities used as Bat Roosts in a European Temperate Lowland Sub-Atlantic Forest. *Acta Chiropterologica*, 16 359-368. <https://doi.org/10.3161/150811014X687314>

Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern applied statistics with S* (4th ed.). Springer, New York.

- Vítková, L., Bače, R., Kjučukov, P., & Svoboda, M. (2018). Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management*, 429, 394–405. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.034>
- Vogel, S., Bussler, H., Finnberg, S., Müller, J., Stengel, E., & Thorn, S. (2021). Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: An experimental approach using early successional stages of branches. *Insect Conservation and Diversity*, 14(2), 132–143. <https://doi.org/10.1111/icad.12442>
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., & Gosselin, F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144(1), 441–450. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030>
- Wickham, H., & Bryan, J. (2025). readxl: Read Excel files (Version 1.4.5) [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., & Vaughan, D. (2023). dplyr: A grammar of data manipulation (Version 1.1.4) [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wiebe, K. L., Cockle, K. L., Trzcinski, M. K., Edworthy, A. B., & Martin, K. (2020). Gaps and runs in nest cavity occupancy: Cavity “destroyers” and “cleaners” affect reuse by secondary cavity-nesting vertebrates. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 205. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00205>
- Wijas, B. J., Allison, S. D., Austin, A. T., Cornwell, W. K., Cornelissen, J. C. H., Eggleton, P., Fraver, S., Ooi, M. K. J., Powell, J. R., Woodall, C. W., & Zanne, A. E. (2024). The Role of Deadwood in the Carbon Cycle: Implications for Models, Forest Management, and Future Climates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 55, 133–155. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110421-102327>
- Winter, S., & Möller, G. C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255(3–4), 1251–1261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029>
- Zawadzka, D., Drozdowski, S., Zawadzki, G., & Zawadzki, J. (2016). The availability of cavity trees along an age gradient in fresh pine forests. *Silva Fennica*, 50(3), 1441. <https://doi.org/10.14214/sf.1441>