



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali

CORSO DI LAUREA IN TECNOLOGIE FORESTALI E AMBIENTALI

**ANALISI DEI DENDROMICROHABITAT IN BOSCHI GESTITI E NON
GESTITI NELLA VAL DI RABBI, TRENINO**

Relatore:

Campagnaro Thomas

Correlatore:

Menon Nicola

Bergomi Davide

Laureando

Berti Daniele

Matricola n. 2067525

Anno Accademico 2025– 2026

Indice

Riassunto	2
Summary	3
1. Introduzione	4
1.1. Biodiversità nei boschi alpini	4
1.2. La struttura forestale e la biodiversità	8
1.3. I dendromicrohabitat.....	13
1.4. Obiettivi	20
2. Materiali e metodi.....	21
2.1. Parco Nazionale dello Stelvio.....	21
2.1.1. Inquadramento pedologico.....	22
2.1.2. Inquadramento climatico.....	23
2.2. La Val di Rabbi	24
2.3. Raccolta dati.....	27
2.3.1. Rilievo dendrometrico	27
2.3.2. Identificazione dei dendromicrohabitat	28
2.4. Analisi dati.....	31
3. Risultati e discussione	33
3.1. Analisi strutturale	33
3.2. Analisi dendromicrohabitat	38
4. Conclusioni	47
Ringraziamenti	49
Bibliografia	50

Riassunto

Il presente lavoro di tesi analizza il ruolo dei dendromicrohabitat come indicatori della biodiversità forestale negli ambienti alpini, con particolare riferimento all'influenza della gestione forestale, delle caratteristiche dendrometriche e della specie arborea. Lo studio è stato condotto in Val di Rabbi (TN), all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio, in due aree situate nei pressi di Malga Fratte e caratterizzate da differenti modalità di gestione: un'area sottoposta a gestione forestale attiva e un'area lasciata a libera evoluzione. I rilievi sono stati effettuati su alberi vivi e morti in piedi, per ciascuno dei quali sono stati registrati il diametro a petto d'uomo (DBH), la specie, il numero e i tipi di dendromicrohabitat presenti. I dati raccolti sono stati utilizzati per valutare la relazione tra dimensioni degli alberi e ricchezza di dendromicrohabitat, nonché per confrontare la diversità di tali elementi in relazione alla gestione forestale e alle specie arboree considerate. I risultati mostrano una chiara correlazione positiva tra il diametro degli alberi e la ricchezza di dendromicrohabitat: individui con DBH maggiore ospitano un numero più elevato di tipi di dendromicrohabitat. Considerando anche gli alberi morti in piedi, emerge come questi presentino, in media, una ricchezza di dendromicrohabitat superiore rispetto agli alberi vivi, confermando il ruolo rilevante della necromassa nel supporto alla biodiversità. Il confronto tra aree gestite e non gestite evidenzia come la gestione forestale influenzi principalmente la diversità complessiva dei dendromicrohabitat piuttosto che la loro ricchezza media per individuo. In particolare, l'area non gestita presenta una maggiore eterogeneità di tipi di dendromicrohabitat, mentre nell'area gestita si osserva una minore varietà, associata a una maggiore concentrazione di specifici dendromicrohabitat.

Summary

This thesis analyzes the role of tree-related microhabitat (TreMs) as indicators of forest biodiversity in Alpine environments, with particular reference to the influence of forest management, dendrometric characteristics, and tree species. The study was conducted in Val di Rabbi (TN), within the Stelvio National Park, in two areas located near Malga Fratte and characterized by different management regimes: one area subjected to active forest management and one area left to natural development. Field surveys were carried out on both living trees and standing dead trees. For each surveyed tree, diameter at breast height (DBH), species, and the number and type of TreMs were recorded. The collected data were used to assess the relationship between tree size and TreMs richness, as well as to compare the diversity of TreMs in relation to forest management and tree species. The results showed a clear positive correlation between tree diameter and TreMs richness as trees with larger DBH host a higher number of TreM types. When standing dead trees are also considered, they exhibit, on average, a greater richness of TreMs compared to living trees, confirming the important role of deadwood in supporting biodiversity. The comparison between managed and unmanaged areas indicates that forest management mainly affects the overall diversity of TreMs rather than their average richness per individual. In particular, the unmanaged area shows greater heterogeneity of TreM types, whereas the managed area is characterized by lower variety but a higher concentration of specific TreMs.

1. Introduzione

1.1. Biodiversità nei boschi alpini

Le foreste non possono essere ridotte ad una semplice somma di alberi, ma devono essere analizzate come ecosistemi complessi, il cui funzionamento emerge dall'interazione di organismi, suolo, clima e processi ecologici (Levin, 1998). L'attenzione verso la diversità biologica, oggi sempre più al centro del dibattito pubblico e politico, è il frutto di pressioni sociali, movimenti ambientalisti e cambiamenti culturali che, nel corso del tempo, hanno contribuito a creare questa consapevolezza. I primi segnali di questo percorso possono essere rintracciati nel Vertice della Terra di Rio de Janeiro del 1992 e nella successiva Conferenza di Helsinki del 1993, dove si è iniziato a considerare la diversità biologica come un elemento centrale delle politiche di gestione forestale. È da allora che la ricerca ha intensificato gli studi sulla biodiversità, investigando i modi migliori per comprenderne il funzionamento e per preservarla al meglio. La stessa definizione proposta da Lindenmayer & Franklin (2013) mostra quanto la biodiversità sia un concetto ampio: «comprende i geni, gli individui, i deme, le metapopolazioni, le specie, le comunità, gli ecosistemi e le interazioni tra le entità». Non si tratta quindi di un semplice elenco di organismi disconnessi fra loro, ma di un insieme in cui le interazioni al loro interno danno forma e stabilità agli ambienti naturali. È importante quindi analizzare e comprendere quali siano i parametri utili a definire il concetto di biodiversità, così da riuscire a sviluppare metodi di conservazione sempre migliori.

La biodiversità è da sempre considerata una misura della qualità ambientale di un territorio (Huston, 1994). Inizialmente interpretata come semplice variabilità biologica, essa è stata progressivamente analizzata attraverso diversi parametri, in particolare, la ricchezza, cioè il numero di specie presenti, e l'equitabilità, ossia quanto queste specie siano distribuite in modo omogeneo nella comunità. Valori elevati di entrambi tendono a riflettere la presenza di habitat diversificati e una buona qualità e salute ambientale (Magurran, 2013).

La sola diversità tassonomica non è sempre sufficiente a descrivere la biodiversità all'interno degli ecosistemi. Per questo motivo, negli ultimi decenni sono stati introdotti ulteriori parametri come la diversità funzionale, che considera i tratti ecologici delle

specie, ovvero quelle caratteristiche morfologiche, fisiologiche o comportamentali che determinano il ruolo svolto all'interno dell'ecosistema (Petchey & Gaston, 2006). La diversità funzionale permette di valutare non solo quante specie siano presenti, ma anche quanto siano differenti le funzioni ecologiche da essi svolte. Essa viene descritta attraverso tre parametri, come la *functional richness*, che esprime l'ampiezza dello spazio funzionale occupato, la *functional evenness*, che misura l'uniformità nella distribuzione delle funzioni, e la *functional divergence*, che indica il grado di diversità funzionale delle specie dominanti. (Mouchet et al., 2010).

Accanto alla diversità funzionale, un ulteriore parametro importante è rappresentato dalla diversità strutturale, che descrive la complessità fisica e spaziale degli ecosistemi (McElhinny et al., 2005). In ambiente forestale, può riguardare la stratificazione verticale della vegetazione, la variabilità delle dimensioni degli individui, la presenza di necromassa e la disposizione spaziale degli elementi strutturali (Fraver et al., 2014). La diversità strutturale influisce direttamente sulla disponibilità di nicchie ecologiche e sulla qualità dell'habitat, regola la composizione delle specie, influisce sulla dispersione dei semi, sul tipo di habitat e sull'uso delle risorse (McCoy & Bell, 1991).

In questo senso, questi parametri non definiscono di per sé la salute dell'ecosistema, ma forniscono informazioni importanti sulla sua capacità di sostenere la biodiversità e determinate funzioni ecologiche nel tempo (Cecchi & Mancini, 2005). Le caratteristiche che definiscono il concetto di salute, tipicamente attribuito di organismi e popolazioni, risultano applicabili anche al livello ecosistemico (Rapport, 2002). In questo senso, un ecosistema sano rappresenta una componente in grado di mantenere nel tempo la propria struttura, organizzazione e funzionalità (Rapport, 2002). Questa capacità di resilienza e di mantenimento dell'equilibrio diventa particolarmente rilevante quando applicata a contesti ambientali complessi e sensibili come gli ecosistemi alpini.

Le Apli rappresentano uno dei principali hotspot di biodiversità a livello globale; questo patrimonio biologico si traduce in oltre 30.000 specie animali e circa 13.000 specie vegetali, distribuite in un mosaico di ambienti che cambiano rapidamente con pochi metri di altitudine (Alpine Convention, 2020)

La biodiversità nelle Alpi però è sottoposta a forti pressioni, in particolare alla frammentazione e alla perdita di habitat legati ai cambiamenti nell'uso del suolo. Tra i principali fattori responsabili rientrano lo sviluppo di strutture per il trasporto e l'espansione urbana, che possono interrompere i corridoi ecologici, rendendo gli spostamenti per le specie più difficili o addirittura impossibili.

Uno strumento fondamentale per affrontare queste delicate tematiche è stato la Dichiarazione della XVI Conferenza delle Alpi (2020), che ha posto l'attenzione sulla protezione della biodiversità montana. La Dichiarazione riconosce le montagne come un patrimonio globale molto ricco, ma altrettanto fragile e ne elenca le principali pressioni: cambiamenti climatici, inquinamento, uso non sostenibile del suolo, rischi naturali sempre più intensi, scioglimento dei ghiacciai, eventi meteorologici estremi e degradazione degli habitat. La Dichiarazione delle Alpi e i suoi protocolli vengono indicati come strumenti chiave per coordinare gli interventi, insieme alla necessità di rafforzare la cooperazione con le principali convenzioni internazionali. La Dichiarazione evidenzia come punti fondamentali gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile delle Nazioni Unite (SDGs) adottati nel 2015 e validi fino al 2030, unito al lavoro della "Piattaforma intergovernativa sulla biodiversità e i servizi ecosistemici" (IPBES), istituita nel 2012, ed il Piano strategico per la biodiversità 2011-2020 revisionato in una nuova visione per la Biodiversità del nuovo "Piano Strategico della Convenzione per la Diversità Biologica" (CBD) del 2022. Questo Piano punta ad avviare delle politiche efficaci a fermare la perdita di biodiversità in modo da assicurare, entro il 2050, che gli ecosistemi mantengono la capacità di recupero ed il continuo nel fornire i servizi ecosistemici essenziali così da assicurare la biodiversità e a contribuire al benessere umano. Viene affermato anche di integrare gli ecosistemi di montani nelle strategie climatiche e negli strumenti di pianificazione territoriale, andando a promuovere misure di adattamento come la conservazione e il monitoraggio dei pascoli e dei prati da sfalcio montani, protezione di habitat rari e sensibili. Infine, il rafforzamento delle politiche di tutela della natura e del paesaggio per un turismo più sostenibile (Alpine convention, 2020).

All'interno Dichiarazione della XVI Conferenza delle Alpi è presente anche il *Policy Brief*, ossia una guida strategica per il processo di trasposizione degli obiettivi globali di

biodiversità a livello alpino. Nell’ambito della conservazione, la qualità della vita nelle Alpi, soprattutto considerando la crisi climatica, dipende in gran parte dai servizi ecosistemici, che possono essere garantiti solo da ecosistemi sani e resilienti, inclusi i fertili suoli alpini, motivo per cui le aree protette hanno una lunga tradizione e oggi quasi il 30% del territorio della Alpi è soggetto a una qualche forma di protezione ufficiale. Un altro aspetto centrale è la connettività, poiché la frammentazione rappresenta una delle minacce più gravi per la biodiversità alpina: la capacità delle specie di spostarsi è essenziale per la loro sopravvivenza, in quanto consente l’interscambio genetico, il raggiungimento di nuovi habitat e l’adattamento ai cambiamenti climatici, rendendo le specie migratorie particolarmente vulnerabili; per questo, rafforzare i corridoi ecologici e migliorare la connettività del paesaggio è fondamentale per contrastare gli effetti combinati di urbanizzazione (Figura 1) e cambiamento climatico.

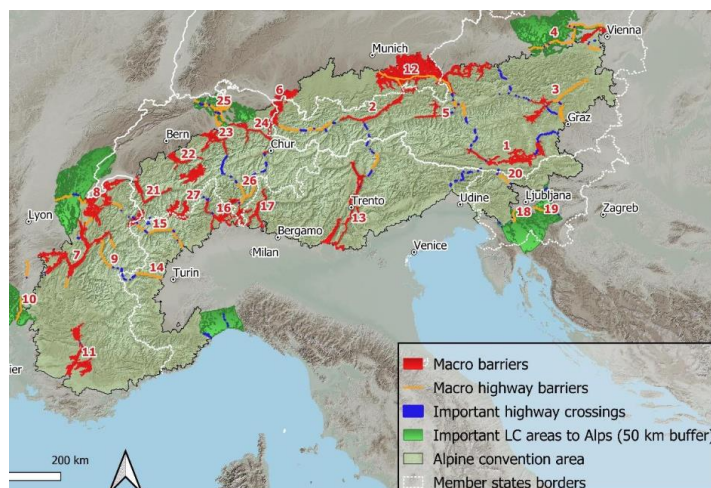


Figura 1: Mappatura delle principali barriere naturali e artificiali nelle Alpi (Convenzione delle Alpi, 2022)

In questo contesto si inserisce il ripristino ecologico, riconosciuto come elemento chiave per recuperare le funzioni ecosistemiche deteriorate, che non può limitarsi alle sole aree protette ma deve estendersi anche ai corridoi ecologici e alle zone degradate, attraverso azioni coordinate tra i Paesi alpini volte a ripristinare la connettività o, dove non sia più possibile, a replicare con interventi mirati la funzione precedente che permetteva il collegamento tra habitat. A supporto di queste azioni è indispensabile il monitoraggio, poiché la frammentazione dei dati, i metodi non omogenei e l’assenza di indicatori

condivisi rendono difficile una visione comune sulla tutela della biodiversità alpina, rendendo necessario lo sviluppo di strumenti standard e comuni per valutare in modo univoco lo stato della biodiversità e l'efficacia delle misure di conservazione.

L'ambiente alpino, come si è visto, sta cambiando a causa di pressioni antropiche e climatiche sempre maggiori e, di conseguenza, anche la sua tutela deve evolvere, adattandosi alle necessità umane che modificano il paesaggio e aumentano costantemente, rendendo indispensabili politiche di convivenza che impongano limiti a una società destinata a espandersi sempre di più

In conclusione, l'ambiente sta subendo trasformazioni profonde dovute all'aumentare delle pressioni antropiche e dei cambiamenti climatici; di conseguenza, anche le strategie di tutela devono adattarsi. La conservazione è costretta a districarsi con esigenze umane in continua crescita, che modificano il paesaggio e ne riducono la resilienza. Si necessitano di politiche di convivenza e strumenti politici capaci di definire limiti a una società che tenderà a espandersi sempre di più.

1.2. La struttura forestale e la biodiversità

Le foreste rappresentano ecosistemi dinamici soggetti a continui cambiamenti nel tempo. Gli ecosistemi sono, per definizione, sistemi complessi, non è possibile fornire quindi una risposta unica alla loro gestione (Levin, 1998). Comprendergli significa analizzare i molteplici attributi che li caratterizzano, i quali non possono essere studiati singolarmente ma devono essere considerati nella loro insieme, frutto di un elevato grado di interdipendenza, risultato della complessità del sistema (Kimmings, 2003).

È importante iniziare a descrivere, tra questi attributi, la struttura e la funzione che rivestono un ruolo centrale per una prima comprensione del funzionamento dei sistemi ecologici. La struttura può essere definita come l'insieme delle caratteristiche fisiche e organizzative del sistema, comprendenti la disposizione spaziale degli organismi di natura biotica o abiotica, il loro numero, le relazioni dimensionali e la distribuzione dei diversi livelli biologici (McCoy & Bell, 1991).

Questa integrazione tra le varie componenti è fondamentale per il funzionamento dell'ecosistema. Di conseguenza, struttura e funzione non possono essere viste come

due aspetti separati: sono infatti strettamente interconnesse e si influenzano a vicenda. Ogni cambiamento nella struttura avrà un impatto sulla evoluzione della funzione e viceversa (Kimmings, 2003).

Quando si analizzano gli ecosistemi forestali, il legame tra struttura e funzionamento del sistema diventa evidente. Le caratteristiche strutturali della foresta, come la densità degli alberi, l'indice di area fogliare, la stratificazione verticale e orizzontale della vegetazione e l'investimento di biomassa nelle strutture di sostegno, influenzano profondamente i processi ecologici che avvengono al suo interno (Chase, 2003).

Tra gli attributi fondamentali degli ecosistemi forestali rientra inoltre la loro complessità. Essi possono essere assimilati a sistemi caotici: non sono casuali, ma presentano una prevedibilità limitata nel tempo. La loro dinamica può essere descritta solo entro un margine di errore che tende ad aumentare con il passare del tempo, rendendo difficile una previsione accurata dell'evoluzione futura della foresta (Messier & Puettmann, 2011). Ogni stato del sistema è infatti il risultato di molteplici fattori legati e influenzati da un'elevata interdipendenza biologica. Una fitta rete trofica è il risultato di questa interdipendenza estremamente articolata e intrecciata, nella quale tutti gli organismi dell'ecosistema contribuiscono, direttamente o indirettamente, alla dinamica complessiva del sistema.

In questo contesto, il numero e la diversità degli organismi presenti non sono casuali, ma risultano determinati da specifici elementi strutturali, quali la presenza di alberi di grandi dimensioni, di necromassa, di dendromicrohabitat e di una marcata stratificazione verticale. Questi aspetti vengono riassunti attraverso strumenti di valutazione come "l'Indice di Biodiversità Potenziale (IBP)", che consente di stimare la capacità di una foresta di ospitare una ricca comunità biologica, indipendentemente dalla biodiversità effettivamente campionata (Larrieu & Gonin, 2008). Proprio da questa distinzione tra capacità strutturale di ospitare organismi e biodiversità effettivamente osservata nasce il concetto di biodiversità potenziale, ovvero la stima della ricchezza potenziale massima di specie che un popolamento potrebbe sostenere (Pärtel et al., 2011), in relazione alle sue caratteristiche attuali, senza togliere nulla alla biodiversità reale che potrebbe essere valutata solo con inventari complessi e con elevati costi di attuazione e di mantenimento.

La valutazione dell'IBP si basa su dieci fattori generalmente considerati tra i fattori maggiormente correlati alla diversità strutturale e biologica dei popolamenti forestali, come dimostrato nelle sintesi bibliografiche sui legami tra gestione forestale e biodiversità (Gosselin et al., 2006). Tra i fattori considerati vi sono la composizione specifica e la struttura del popolamento, l'offerta di dendromicrohabitat legati agli alberi, la presenza di habitat associati alla foresta, la maturità dei popolamenti attuali e la continuità dello stato boschivo. A ciascun fattore viene assegnato un punteggio compreso tra 0 e 5, secondo una scala di valori stabilita sulla base dell'esperienza degli esperti del settore. Di seguito si riportano solo alcuni parametri specifici dell'IPB, utili alla comprensione e all'inquadramento del presente lavoro di tesi.

- Fattore B – Struttura verticale della vegetazione

La stratificazione verticale del popolamento forestale rappresenta un elemento strutturale in grado di influenzare positivamente alcune componenti della biodiversità. In particolare, numerosi studi hanno evidenziato una stretta correlazione tra la ricchezza dell'avifauna e il numero di strati verticali presenti, in relazione all'aumento della disponibilità di nicchie ecologiche; tale relazione risulta valida in differenti tipologie di habitat forestali (Blondel, Ferry & Frochot, 1973). Analogamente, la ricchezza dei lepidotteri notturni tende ad aumentare con il grado di eterogeneità strutturale del popolamento (Gosselin et al., 2006). L'importanza del numero di strati verticali nella determinazione della biodiversità è alla base dell'introduzione del fattore B nell'Indice di Biodiversità Potenziale. Ai fini della valutazione, il popolamento viene suddiviso in quattro livelli strutturali, secondo le definizioni comunemente adottate in fitosociologia (Delpech et al., 1985): strato erbaceo, strato arbustivo (altezza inferiore a 7 m), strato arboreo basso (compreso tra 7 e 20 m) e strato arboreo alto (superiore a 20 m). Il punteggio associato al fattore B aumenta con il numero di strati presenti, assumendo valore 0 in presenza di uno o due strati, valore 2 con tre strati e valore 5 con quattro strati.

- Fattori C e D – Necromassa in piedi (C) e a terra (D) di "grande" circonferenza:

Il necromassa è un elemento chiave per la biodiversità delle foreste, ospitando circa il 25% (Bouget, 2007) delle specie che vivono in questi ecosistemi. In particolare, è un

rifugio per molti organismi saprofiti e coleotteri saproxilici. La sua importanza ecologica non si basa solo sulla quantità, ma anche sulla varietà delle sue caratteristiche, come dimensione, posizione, stadio di decomposizione, condizioni microclimatiche e modalità di morte degli alberi, che possono essere in piedi o a terra. Nelle foreste gestite, spesso la quantità e la dimensione della necromassa sono ridotte a causa delle pratiche di gestione forestale, anche se queste strutture sono tra le più ricche in termini di biodiversità. Per questo motivo, nell'ambito dell'Indice di Biodiversità Potenziale, i fattori C e D vengono valutati in base alla presenza di alberi morti di grandi dimensioni, in particolare quelli con una circonferenza superiore a 120 cm (40 cm di diametro) a 1,30 m di altezza, oppure con una circonferenza superiore a 90 cm (30 cm di diametro). Per migliorare la biodiversità forestale, è suggerita la conservazione di una percentuale compresa tra il 3 e il 5% del volume legnoso in piedi sotto forma di necromassa (Gosselin et al., 2006). Tuttavia, considerare il necromassa solo in termini quantitativi è limitante, poiché per migliorare la biodiversità è necessario non solo aumentare il volume totale, ma anche diversificare qualitativamente la necromassa e migliorare la connettività spaziale di questi habitat (Bouget, 2007).

- Fattori E e F – Legno vivo di grandi dimensioni (E) e alberi vivi che ospitano dendromicrohabitat (F)

I dendromicrohabitat sono indicatori chiave della biodiversità forestale (Winter & Möller, 2008). In particolare, gli alberi habitat giocano sono importanti per via, che la loro frequenza tende ad aumentare man mano che cresce il diametro degli alberi. Questo significa che il potenziale di biodiversità legato agli alberi habitat di solito aumenta con le dimensioni dell'albero (Figura 2); tuttavia, questa relazione spesso non coincide con gli obiettivi economici della gestione forestale. Nelle foreste gestite, infatti, gli alberi di grande diametro vengono spesso abbattuti una volta superata l'età di sfruttabilità; infatti, circa due terzi delle specie associate agli alberi habitat si trovano solo nelle fasi più avanzate della vita degli alberi, ben oltre questa età. Gli alberi di grandi dimensioni offrono habitat altamente eterogenei, capaci di ospitare molte specie specializzate, e forniscono anche ampie zone di nidificazione e posatoi per gli uccelli (Gosselin et al., 2006). Nonostante la loro importanza ecologica, ci sono ancora pochi studi che

stabiliscono una relazione quantitativa tra la presenza di alberi di grandi dimensioni o alberi habitat. Gli studi più recenti suggeriscono di conservare tra 2 e 4 alberi per ettaro con elevato interesse ecologico, oltre a creare isole di invecchiamento e senescenza che dovrebbero coprire tra il 2 e il 5% della superficie forestale gestita (Gosselin et al., 2006). È quindi fondamentale adottare strategie di gestione che, da una parte, proteggano gli alberi habitat a prescindere dal loro diametro e, dall'altro preservino alberi vetusti e di grandi dimensioni, capaci di svolgere molteplici funzioni ecologiche nel lungo periodo.

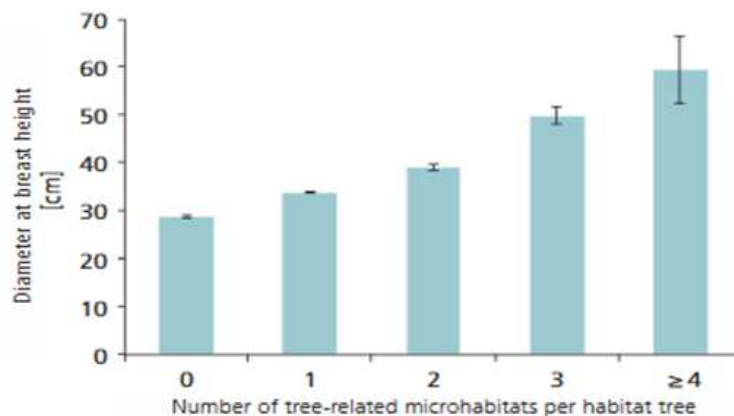


Figura 2: La presenza dei dendromicrohabitat varia in funzione del DBH (Bütler & Lachat, 2009)

- Fattore H: Antichità dello stato boschivo (continuità della foresta)

La continuità dello stato boschivo, in assenza di interruzioni nell'uso del suolo, ha un impatto significativo sulla composizione delle piante negli ecosistemi forestali. Vari studi condotti nelle foreste temperate dell'Europa occidentale hanno dimostrato che alcune specie sono più frequentemente associate a foreste non disturbate, mentre la loro presenza è meno comune, anche se non del tutto assente, nei boschi più giovani (Dupouey et al., 2002). È importante notare che, anche se la continuità forestale non porti a un aumento della ricchezza specifica a livello regionale, essa favorisce invece una maggiore diversità a livello locale, permettendo a un numero più elevato di specie di coesistere all'interno dello stesso ecosistema, come confermano ricerche successive (Chevalier et al., 2008). Inoltre, l'importanza di questo fattore varia a seconda dei gruppi biologici considerati come: organismi altamente mobili, come gli uccelli migratori, sono meno influenzati dalla continuità forestale, mentre le specie con

una scarsa capacità di movimento o colonizzazione mostrano una maggiore dipendenza nella persistenza del bosco nel tempo (Blondel, 1973; Brustel, 2001). In sintesi, queste ricerche suggeriscono che l'età e la continuità della foresta hanno un impatto significativo sulle caratteristiche strutturali ed ecologiche dell'ecosistema, giustificando così l'aggiunta dell'antichità forestale come un fattore chiave (fattore H) nella valutazione del funzionamento e del potenziale ecologico dei sistemi forestali.

1.3. I dendromicrohabitat

I dendromicrohabitat (dall'inglese *tree-related microhabitats*; TreMs) sono un indicatore strutturale che ha acquisito rilevanza per il monitoraggio, studio e conservazione della biodiversità (Asbeck et al., 2021; Martin et al., 2022). I dendromicrohabitat sono delle strutture distinte e ben delineate presenti su alberi vivi o morti in piedi che costituiscono un substrato o un sito vitale e funzionale per specie o comunità durante almeno una fase del loro ciclo vitale, per scopi quali sviluppo, alimentazione, riparo o riproduzione (Larrieu et al., 2018). Si tratta di caratteristiche morfologiche originate da processi biotici o abiotici. Gli alberi che presentano almeno un dendromicrohabitat sono indicati come "alberi habitat" (Larrieu et al., 2018).

I dendromicrohabitat svolgono un ruolo rilevante perché contribuiscono a rendere diversificata la struttura del bosco e forniscono risorse essenziali per numerose specie forestali, alcune delle quali dipendono esclusivamente da specifici dendromicrohabitat (Larrieu et al., 2018). La formazione dei dendromicrohabitat è dovuta a eventi differenti come: caduta di alberi, rottura di rami per carico di neve, incendi che lasciano cicatrici, scavi operati da picidi, attività di insetti o più in generale azioni microclimatiche. Ogni dendromicrohabitat può creare condizioni ecologiche specifiche per alcune specie che lo utilizzano, dato da attributi come dimensione, forma, posizione sull'albero, grado di decomposizione del legno, stato dell'albero ospite (vivo o morto), esposizione alla luce, microclima e umidità (Larrieu et al., 2018). Alcuni dendromicrohabitat sono effimeri: se vengono persi, le specie associate devono spostarsi perciò, la conservazione e la gestione mirata di essi sono importanti per mantenere o aumentare l'indice di biodiversità nei popolamenti (Larrieu et al., 2018). Dal punto di vista pratico, la classificazione e la

standardizzazione dei dendromicrohabitat si basano su soglie dimensionali e criteri di campionamento univoci utili per standardizzare la loro identificazione a livello mondiale.

La classificazione dei dendromicrohabitat proposta da *Bütler et al. (2024)* nella “Guida da campo dei dendromicrohabitat nelle foreste temperate e mediterranee” fornisce una base per l’omogeneizzazione degli inventari, fornendo una linea guida per il loro censimento. La guida comprende una descrizione estesa di 52 tipi di dendromicrohabitat, organizzate in 17 gruppi ricondotti a 7 forme generali. Per ciascun dendromicrohabitat vengono inoltre indicate le caratteristiche fondamentali per la loro classificazione, come ad esempio le dimensioni minime, e i gruppi di specie potenzialmente associate (Larrieu et al., 2018; Bütler et al., 2024).

Alcuni principali parametri descrittivi dei dendromicrohabitat includono: lo stato della foresta (gestita o naturale); la velocità di sostituzione nel popolamento, che distingue i dendromicrohabitat a lenta formazione (ad esempio una cavità marcescente che si forma a partire da una lesione originata dalla rottura di una branca) o associata a eventi rari di natura abiotica (es. fulmini) da quelli a rapida sostituzione (es. fori di picidi (Figura 4) o lesioni della corteccia (Figura 5) dovute a stress ricorrenti). Alcuni dendromicrohabitat sono più frequenti su alberi morti in piedi come, ad esempio, corpi fruttiferi (Figura 6) di funghi saprofitici. I dendromicrohabitat possono essere distinti in saproxilici ed epixilici (Larrieu et al., 2018). I primi comprendono strutture legate alla degradazione del legno e si originano in seguito a processi biotici e abiotici, come l’attività di uccelli, l’azione di funghi e invertebrati decompositori, unito all’azione di eventi naturali. Le cavità del fusto rappresentano una delle tipologie più rilevanti e sono prodotte da uccelli scavatori (picchi) o da processi di decomposizione che coinvolgono invertebrati e funghi, o da una combinazione di entrambi (Cockle et al., 2012). Gli alberi morti mostrano una probabilità significativamente maggiore di ospitare cavità, sia scavate dai picchi sia formatesi naturalmente, rispetto agli alberi vivi (Vuidot et al., 2011). Tuttavia, nelle foreste non gestite gli alberi morti costituiscono generalmente meno del 10% degli alberi in piedi e risultano quasi del tutto assenti nei sistemi forestali gestiti. Questi dendromicrohabitat derivanti dall’azioni di processi fisici di danneggiamento o decomposizione del legno, come cavità e buchi da marciume, sono ampiamente utilizzati

da numerose specie forestali, tra cui licheni, briofite, pipistrelli e uccelli (Fritz & Heilmann-Clausen, 2010; Tillon & Aulagnier, 2014).

Studi recenti hanno evidenziato come la ricchezza specifica di uccelli e pipistrelli aumenti in relazione alla diversità dei dendromicrohabitat presenti, mentre gli invertebrati tendono a preferire associazioni con tipologie specifiche, quali le cavità o i corpi fruttiferi dei funghi saproxilici (Friess et al., 2019; Paillet et al., 2018). Tra i dendromicrohabitat, un ruolo particolarmente rilevante è svolto dai dendrotelmi (Figura 3), ossia concavità che accumulano acqua piovana in fessure aperte, cavità del fusto o apparati radicali (Kitching, 2000). Questi dendromicrohabitat ospitano comunità altamente specializzate di invertebrati, incluse larve acquatiche, numerosi ditteri e coleotteri (Kitching, 2000). I dendrotelmi vengono utilizzati anche da invertebrati non acquatici, come api, vespe e coleotteri, ma anche da vertebrati quali anfibi e rettili. Luoghi necessari per lo sviluppo del ciclo vitale, in particolare modo per gli anfibi (Yanovlak, 2001) e l'abbeveramento di diverse specie di uccelli. Anche strutture quali rami epicormici e fuoriuscite di linfa, contribuiscono a incrementare l'eterogeneità dell'habitat, sostenendo comunità diversificate di insetti.



Figura 3: Foto di un dendrotelma: un dendromicrohabitat che trattiene le acque piovane Foto: Bütler et al., 2022 (WSL).



Foto: A



Foto: B



Foto: C

Figura 4: Rappresentazione di alcuni dendromicrohabitat. Foto A: dendromicrohabitat saproxilico rappresentante cavità di nidificazione di picide di medie dimensioni (CV12). Foto B: colata di resina (OT12). Foto C: fori di alimentazione da picide (CV42). Foto di Daniele Berti

Nella tabella sottostante vengono raggruppate le forme, gruppi e tipi a essi appartenenti (Tabella 1 e Tabella 2).

Tabella 1: Rappresentazione delle categorie principali di dendromicrohabitat con i relativi forme, gruppi e tipi. Fonte: Bütler et al. (2024).

Forme	Gruppi	Tipi
Cavità	Cavità di nidificazione di picidi	Cavità scavate dai picidi per la nidificazione
	Cavità con legno in decomposizione	Cavità contenente rosura (legno in decomposizione, escrementi e altri resti animali)
	Fori di sfarfallamento e gallerie di insetti	Fori e gallerie scavati da larve di insetti saproxilici
	Concavità	Foro o cavità secca o umida (dendrotelma) oppure luogo protetto senza rosura, non scavato da insetti
Ferite o legno esposto	Alburno esposto	Perdita di corteccia con esposizione del solo alburno
	Alburno e durame esposti	Spaccatura che espone sia alburno sia durame
Necromassa nella chioma	—	Necromassa localizzato nella chioma dell'albero

Tabella 2: Rappresentazione delle categorie principali di dendromicrohabitat con i relativi forme, gruppi e tipi. Fonte: Bütler et al. (2024).

Forme	Gruppi	Tipi
Escrescenze	Agglomerati di rametti epicormici	Escrescenze formate da un denso intreccio di piccoli rami
	Tumori e cancri	Escrescenze rotondeggianti di materiale legnoso più o meno denso
Corpi fruttiferi fungini e mixomiceti	Corpi fruttiferi fungini perenni	Organi riproduttivi di funghi saproxilici che crescono per diversi anni
	Corpi fruttiferi fungini effimeri e mixomiceti	Corpi fruttiferi annuali di funghi saproxilici o plasmodi di mixomiceti
Strutture epifitiche ed epixiliche	Crittogame e fanerogame epifite e parassite	Piante vascolari, muschi e licheni che usano l'albero come supporto
	Nidi	Nidi di vertebrati o invertebrati presenti sull'albero o in una cavità (escluse cavità di picidi)
	Microsuolo	Piccola quantità di suolo derivante dalla decomposizione di materia organica
Essudati freschi	—	Fuoriuscite di linfa o resina

L'integrazione dei dendromicrohabitat nelle attività di monitoraggio e negli inventari forestali offre un potente strumento per valutare la qualità ecologica dei popolamenti e per aiutare scelte gestionali volte alla conservazione della biodiversità. Fornire un'unica definizione delle loro caratteristiche, le soglie dimensionali e dei protocolli di rilevazione (Larrieu et al., 2018) ed applicare guide specifiche per ogni contesto forestale (Bütler et al., 2024).



Foto: A

Foto: B

Foto: C

Figura 5: Rappresentazione di alcuni dendromicrohabitat. Foto A: Scortecciamento (IN11) con colata di resina (OT12). Foto B: Cancro (GR22). Foto C: Fori di sfarfallamento (CV31). Foto di Daniele Berti



Foto: A

Foto: B

Figura 6: Rappresentazione di alcuni dendromicrohabitat. Foto A: Concavità nei contrafforti radicali (CV44). Foto B: Basidioma lignicolo (EP11). Foto di: Daniele Berti

1.4. Obiettivi

Questo studio punta ad esaminare e analizzare i dendromicrohabitat all'interno di due popolamenti forestali, soggetti a forme gestionali differenti, situati in Val di Rabbi, nel Parco Nazionale dello Stelvio. Una delle aree è gestita attraverso tagli saltuari, mentre l'altra non è attualmente gestita ed è considerata potenzialmente idonea a evolvere, nel tempo, verso uno stato di maggiore naturalità e vetustà, con la prospettiva di una futura protezione. All'interno di ciascun popolamento, sono state selezionate tre aree di saggio circolari di raggio 15 metri. L'obiettivo di questo studio è descrivere e confrontare la ricchezza e la composizione dei dendromicrohabitat tra il popolamento gestito e quello non gestito, per evidenziare come le pratiche di gestione forestale possano influenzarne la loro conservazione e per mettere in luce il loro ruolo come indicatori del potenziale di biodiversità nei popolamenti forestali.

2. Materiali e metodi

2.1. Parco Nazionale dello Stelvio

Il Parco Nazionale dello Stelvio (Figura 7), con i suoi 1.350 km² di estensione, è il più vasto parco alpino italiano e, a livello continentale, secondo solo al Parco austriaco dei Tauri. Il parco si estende sui territori della provincia di Sondrio, della Provincia autonoma di Trento e della Provincia autonoma di Bolzano-Alto Adige, occupando quindi una posizione di grande rilievo nel sistema alpino e rappresentando un importante esempio di una gestione sostenibile e di incontro tra natura e uomo. Prende il nome dal Passo dello Stelvio, il valico alpino più alto d'Italia e il secondo più elevato d'Europa. L'enorme patrimonio glaciale del Parco alimenta una fitta rete idrografica che dà origine ai bacini dell'Adda, del Noce, dell'Adige, dell'Inn e dell'Oglio (Parco Nazionale dello Stelvio 2018).

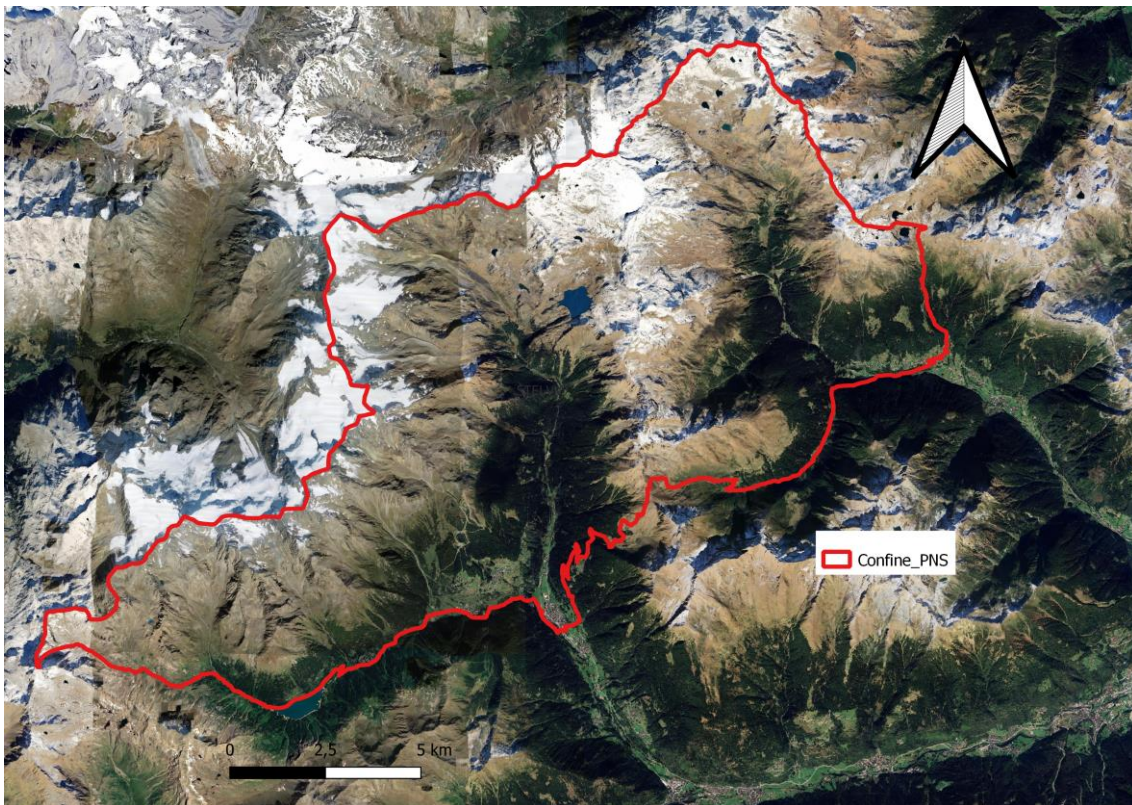


Figura 7: Inquadramento del Parco Nazionale dello Stelvio, settore Trentino (Fonte dati: Geoportale della Provincia di Trento).

Il territorio protetto interessa porzioni più o meno estese dell'Alta Valtellina e della Valle di Livigno, dell'Alta Valcamonica, della Val di Sole e della Val Venosta, estendendosi interamente nella catena dell'Ortles-Cevedale. Nel settore trentino si riconoscono tra le

oltre la Val di Peio, la Val de la Mare, la Val del Monte, la Val di Rabbi, la Val di Cencen e la Val di Saent (tutte afferenti al bacino del Noce), oltre a numerose valli nei settori valtellinese, camuno e altoatesino. Gran parte del Parco si trova al di sopra dei 2.000 m s.l.m., ospitando 129 ghiacciai, il più esteso dei quali è il ghiacciaio dei Forni con quasi 1.200 ettari di superficie. Il paesaggio è dominato da estesi boschi e da praterie alpine che superano i 2.000 m s.l.m. I centri più popolosi sono localizzati lungo i fondivalle, mentre insediamenti minori occupano i pendii meglio esposti. La struttura del territorio conserva una forte impronta delle tradizionali attività agro-silvo-pastorali, particolarmente nelle valli dove queste costituiscono la principale risorsa economica, mentre in altre aree il paesaggio è stato profondamente trasformato da uno sviluppo turistico spesso poco compatibile con le realtà locali (Parco Nazionale dello Stelvio 2018).

Il Parco Nazionale dello Stelvio è stato istituito con legge nazionale il 24 aprile 1935 (Legge 740/1935, poi integrata dal D.P.R. 1178/1951), successivamente la legge quadro sulle aree protette (n. 394/1991) ha determinato l'evoluzione dell'assetto organizzativo che in passato si fondava sul Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio. L'obiettivo principale di tale organizzazione, unica nel panorama delle aree protette italiane, è garantire una gestione unitaria del Parco, rispettando le differenze culturali e sociali interne e lasciando comunque ampi margini alle autonomie locali.

2.1.1. Inquadramento pedologico

I suoli del Parco si riconducono a due gruppi principali: substrati silicatici e substrati carbonatici, dei quali i primi sono i più diffusi. Tra i substrati silicatici si rinvencono litosuoli di varia natura e Podzol omo-ferrici, questi ultimi occupano una fascia ben definita, generalmente tra i 1.300 e i 1.500 m di quota, corrispondente alle formazioni del *Piceetum subalpinum* e delle associazioni a *Rhododendron-Vaccinium*. A quote inferiori sono invece presenti Podzol bruni, che si associano tipicamente alla fascia del *Piceetum montanum*. Queste caratteristiche del substrato contribuiscono in modo significativo alla variabilità della vegetazione e alle differenze stazionali osservate nelle varie valli del Parco (Carta della vegetazione del Parco nazionale dello Stelvio).

2.1.2. Inquadramento climatico

Il clima in questo ambiente risulta particolarmente complesso. Il massiccio dell'Ortles-Cevedale, con numerose vette oltre i 3.000 m s.l.m., determina una variabilità climatica importante. La forte differenza morfologica e l'ampia escursione altitudinale, unita alla presenza di numerose valli laterali, danno origine a microclimi locali differenti.

Le precipitazioni sono generalmente scarse, con minimi in inverno sottoforma per la maggior parte in neve e massimi in estate. Il settore trentino è il più piovoso perché meno protetto dagli afflussi di aria occidentali e meridionali che risalgono varie valli (Valle Camonica, Valli Giudicarie, Val Rendena, Val di Meledrio, Val di Non). La Val di Rabbi risulta meno piovosa della Val di Peio a causa di una restrizione della valle che ostacola le correnti umide. Nel versante altoatesino la situazione è molto variabile: la Val d'Ultimo è la più piovosa, mentre la Val Venosta è estremamente secca (400–700 mm/anno) per l'orientamento Est-Ovest.

Le temperature sono fortemente influenzate dalla quota, dalla posizione geografica e dall'esposizione. Le temperature medie annue più basse si registrano nel Livignese: a luglio, il mese più caldo, le temperature medie oscillano tra i +6 °C di minima e i +16 °C di massima, mentre a gennaio, il mese più freddo, variano da picchi di -20 °C di minima ai -6 °C di massima. Procedendo verso altre aree alpine, le temperature risultano generalmente più miti. Le zone relativamente più calde comprendono la Val di Rabbi, dove in inverno le temperature variano indicativamente tra -9 °C e -1 °C, mentre in estate oscillano tra i 9 °C e i 28 °C. In Val d'Ultimo le temperature invernali si attestano tra -10 °C di minima e 0 °C di massima, mentre in estate si va dagli 8 °C serali fino a circa 28 °C di giorno. La Val Venosta presenta infine un clima più secco e mite, con temperature estive comprese tra i 10 °C e i 21 °C e valori invernali generalmente tra -6 °C e -1 °C.

2.2. La Val di Rabbi

L'analisi si focalizza sulla Val di Rabbi, area di studio scelta per i campionamenti. Le aree di saggio sottoposte a rilievi dendrometrici sono localizzate in prossimità di Malga Fratte, a un'altitudine di circa 1482 metri nel contesto della Val di Rabbi (Figura 8), valle alpina chiusa a nord dal Croz delle Luna a sud dal Monte Collecchio. Dal punto di vista fitosociologico, l'area è caratterizzata da uno strato arboreo dominato da *Picea abies* (L.) H.Karst. (abete rosso), riconducibile al tipo pecceta altimontana tipica, che si estende dal fondovalle fino alla fascia di contatto con la pecceta subalpina; questo limite altitudinale è generalmente imposto tra i 1400 e i 1650 metri.

Questa formazione forestale rappresenta l'associazione climax del piano montano. Il sottobosco risulta ben sviluppato e comprende specie caratteristiche quali *Mycelis muralis* (L.), Dumort., *Luzula nivea* (Nathh.) DC., *Hepatica nobilis* Schreb., *Veronica latifolia* (L.). I suoli sono prevalentemente caratterizzati da un substrato di Podzol bruno, piuttosto acido, dato da un clima fresco e umido e da una copertura arborea di conifere. Inoltre, come riportato dalla *Carta della Vegetazione del Parco Nazionale dello Stelvio 1974*, all'interno della fascia della pecceta montana sono presenti nuclei localizzati di *Abies alba* Mill. (abete bianco), in particolare nell'area di Malga Fratte di Sotto, dove questi popolamenti risultano inseriti in un popolamento a prevalenza di abete rosso. Viene anche riportato di alcune presenza sporadiche di *Larix Decidua* Mill. (larice).

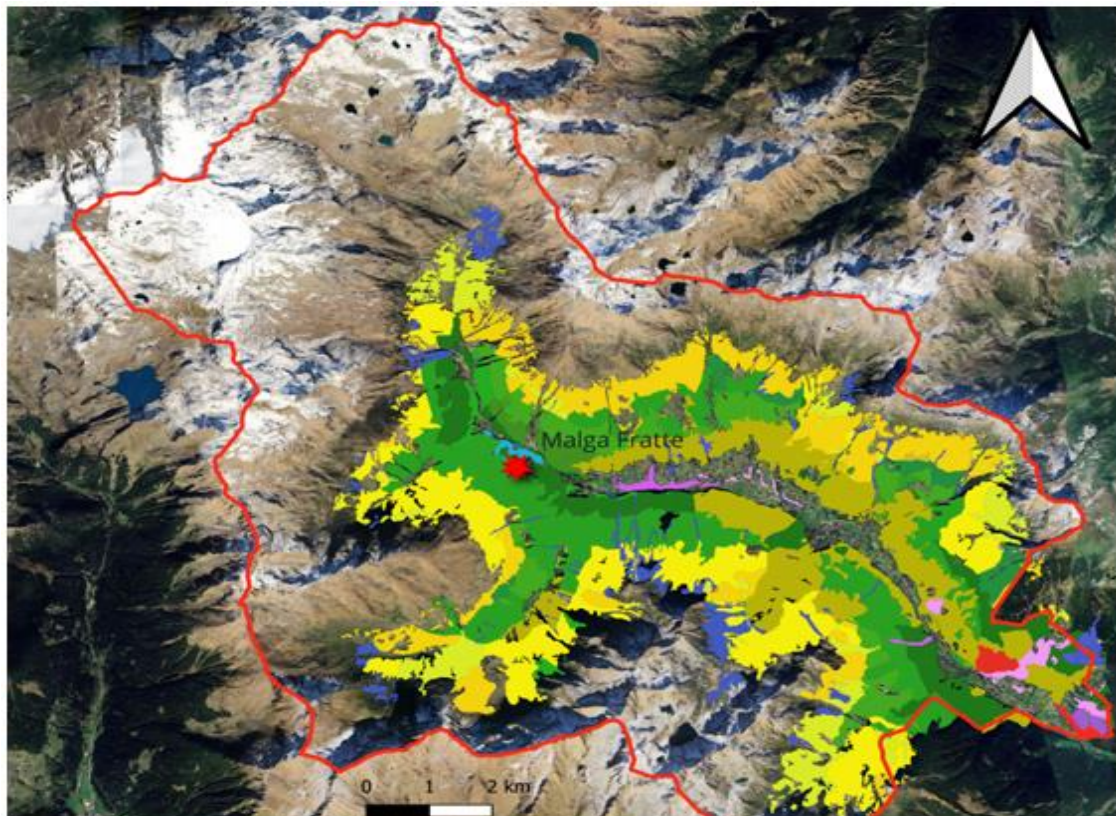


Figura 8: Mappatura delle tipologie forestali della Val dei Rabbi ottenuta tramite elaborazione in GIS (Fonte: dati scaricati dal Geoportale della Provincia di Trento).

I rilievi sono stati svolti all'interno di due tipologie di popolamento, individuate e campionate all'interno dell'area di studio (Figura 9): la foresta gestita (F) e la foresta non gestita (D). Ciascuna delle due tipologie comprendeva tre aree di saggio, all'interno della quali sono stati effettuati i rilievi dendrometrici e dei dendromicrohabitat.

L'area non gestita si trova in prossimità di Malga Fratte, leggermente più a nord rispetto all'area gestita, su un pendio che porta verso il fondovalle dove scorre un torrente. Si

tratta di un popolamento di origine artificiale, precedentemente gestito ma da tempo privo di interventi, con dinamiche naturali che si stanno sviluppando liberamente. Il popolamento, ancora giovane, presenta una densità elevata, con chiome che tendono a toccarsi e fenomeni di autodiradamento. La luce al suolo è molto scarsa, indice di un'elevata copertura forestale. È inoltre presente una notevole quantità di necromassa, costituita da alberi morti in piedi (snag) e tronchi al suolo (log), mentre la rinnovazione naturale risulta limitata.

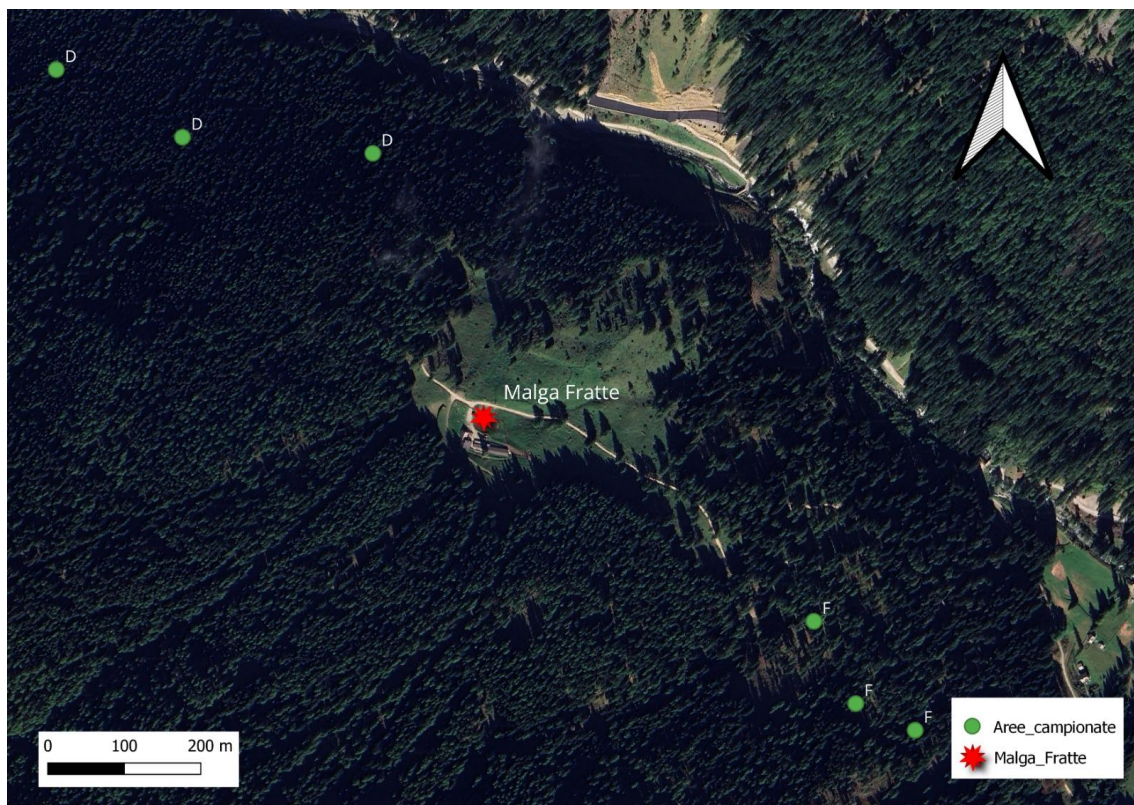


Figura 9: Mappatura delle aree di saggio campionate all'interno dell'area di studio. I punti D indicano le aree all'interno dell'area non gestita, mentre i punti F indicano le aree situate nell'area forestale gestita. La stella rossa rappresenta Malga Fratte (Fonte dati: Geoportale della Provincia di Trento).

La foresta gestita (F) si trova invece su un versante situato a Sud rispetto alla Malga Fratte, in prossimità della strada di accesso. Quest'area presenta ampi spazi aperti e una densità arborea inferiore rispetto all'area non gestita, con un numero di individui

nell'area di studio sensibilmente più basso. In questa tipologia sono presenti alcune coorti di rinnovazione e la necromassa risulta quasi assente.

2.3. Raccolta dati

La raccolta dei dati è stata effettuata tramite Open Data Kit (ODK), utilizzato come foglio di rilievo digitale, che ha consentito una registrazione rapida ed efficiente delle informazioni raccolte in campo.

2.3.1. Rilievo dendrometrico

Mediante l'utilizzo del cavalletto dendrometrico si è proceduto con la misurazione del diametro a petto d'uomo (DBH) di ogni singolo albero vivo e morto in piedi (DBH > 7.5) presente all'interno di un'area di saggio circolare di raggio 15 m. Al centro del plot è stata posizionata un'asta e su di essa un trasponder.

La delimitazione perimetrale dell'area è stata verificata mediante l'utilizzo del Vertex (Figura 10), uno strumento in grado di misurare le distanze topografiche, verificando la distanza intercorrente tra vertex e trasponder.



Figura 10: A sinistra il Vertex, strumento utilizzato per determinare le aree di saggio; mentre a destra il monopiede, dove è fissato il trasponder, in corrispondenza del centro dell'area di saggio.

2.3.2. Identificazione dei dendromicrohabitat

All'interno delle aree di saggio, è stata rilevata la presenza di dendromicrohabitat per gli alberi vivi e morti in piedi (DBH > 7.5 cm). La parte apicale è stata ispezionata mediante l'uso di un binocolo. L'ispezione è proseguita anche alla base del fusto e nell'area radicale, dove sono state rilevate eventuali ferite, cavità, fori di picidi e la presenza di licheni, muschi e altri dendromicrohabitat associati. L'identificazione dei dendromicrohabitat è avvenuta utilizzando la scheda tecnica "*Guida da campo ai dendromicrohabitat*" di Bütler et al., 2024 riportata nelle Tabelle 3 e Tabella 4. Ogni identificazione, inoltre è stata discussa e concordata in gruppo, per garantire coerenza e accuratezza nella classificazione dei dendromicrohabitat.

Tabella 3: Elenco dei tipi di dendromicrohabitat suddivisi per forme, gruppi e tipi.

Fonte: Bütler et al. (2024); Larrieu et al. (2018).

FORME	GRUPPI	TIPI					
Cavità	Cavità di nidificazione di picidi	Cavità di nidificazione piccola ($a < 4$ cm) CV11	Cavità di nidificazione di medie dimensioni ($a = 4-7$ cm) CV12	Cavità di nidificazione grande ($a > 10$ cm) CV13	«Flauto» (cavità disposte in fila) CV14		
	Cavità con legno in decomposizione	Cavità alla base del tronco con legno in decomposizione (a contatto col terreno e chiusa alla sommità) CV21	Cavità del tronco con legno in decomposizione (non a contatto col terreno, chiusa alla sommità) CV22	Cavità semi-aperte con legno in decomposizione CV23	Cavità a camino aperta verso l'alto (a contatto col terreno) CV24	Cavità a camino aperta verso l'alto (non a contatto col terreno) CV25	Ramo cavo CV126
	Fori di sfarfallamento e gallerie di insetti	Fori di sfarfallamento e gallerie scavate da insetti CV13					
	Concavità	Dendrotelma CV41	Fori di alimentazione di picidi CV42	Cavità Concavità Concavità del tronco rivestita di corteccia CV43	Concavità nei contrafforti radicali CV44		
Lesioni dell'albero e legno esposto	Alburno esposto	Scortecciamento IN11	Lesioni da fuoco IN12	Riparo nella corteccia IN13	Tasca nella corteccia IN14		
	Alburno e durame esposti	Tasca nella corteccia IN21	Fusto spezzato IN22	Branca rotta (durame esposto) IN23	Fessura IN24	Lesione da fulmine IN25	Fessura all'inserzione di una biforcazione IN261
Legno morto nella chioma	Legno morto nella chioma	Rami morti DE11	Cima secca DE12	Moncone di una branca principale spezzata DE13			

Tabella 4: Elenco dei tipi di dendromicrohabitat suddivisi per forme, gruppi e tipi.

Fonte: Bütler et al. (2024); Larrieu et al. (2018).

FORME	GRUPPI	TIPI					
Escrescenze	Agglomerati di rametti epicormici	Scopazzi batterici GR11	Agglomerato di rametti epicormici GR12	Gruppi di galle GR3	Galle GR31		
	Tumori e cancri	Tumore GR21	Cancro GR22				
Corpi fruttiferi di funghi saproxilici e mixomiceti	Corpi fruttiferi di funghi perenni	Polipori perenni EP11					
	Corpi fruttiferi effimeri e mixomiceti	Polipori annuali EP21	Agaricales carnosì EP22	Pirenomicete EP23	Mixomicete EP24	funghi corticioidi EP25	
Strutture epifittiche ed epixilliche	Fanerogame e crittogame epifite e parassite	Briofite (muschi ed epatiche) EP31	Licheni fogliosi e fruticosi EP32	Edera e altre liane (rampicanti legnosi) EP33	Felci EP34	Vischio EP35	
	Nidi	Nido di vertebrati NE11	Nido di invertebrati NE12				
	Microsuolo	Microsuolo nella corteccia OT21	Microsuolo nella chioma OT22	Microsuolo intercorteccia OT23			
Essudati	Essudati freschi	Fuoriuscita di linfa OT11	Colata di resina OT12				

2.4. Analisi dati

I dati raccolti in campo tramite ODK, sono stati successivamente esportati ed elaborati in Excel, utilizzato per l'organizzazione del dataset ed elaborazioni successive. Le rappresentazioni grafiche per l'analisi delle dendromicrohabitat sono state generate mediante il software R studio.

L'analisi dei dati ha previsto diversi confronti. In primo luogo, è stata effettuata un'analisi strutturale tra le due aree, prendendo in esame la densità di alberi vivi e morti espressa in termini di numero di individui all'ettaro. Questo passaggio ha consentito di mettere in risalto differenze nella struttura del popolamento e nella presenza di necromassa in piedi. Successivamente, è stata definita la media dei diametri, calcolata come la somma di tutti i diametri diviso il numero totale di individui. L'area basimetrica media è stata calcolata come media aritmetica delle aree basimetriche individuali, determinate a partire dai diametri misurati. Il calcolo è stato effettuato separatamente per ciascuna delle due tipologie di gestione.

Questa operazione è stata eseguita per ciascuna delle due aree, area gestita e non gestita. Inoltre, per ciascuna area di saggio (tre nell'area gestita e tre nell'area non gestita), sono state elaborate anche le distribuzioni per classi diametriche. Tale analisi ha permesso di descrivere la struttura dimensionale dei popolamenti, evidenziando eventuali differenze nella distribuzione delle classi di diametro tra le due tipologie di gestione. È stato inoltre condotto un confronto sulla composizione specifica, analizzando la presenza e l'abbondanza delle specie nelle due aree.

In seguito, l'analisi si è concentrata sui dendromicrohabitat, considerando sia la relazione tra DBH e ricchezza di dendromicrohabitat (ovvero il numero di tipi di dendromicrohabitat) per individuo, sia il confronto complessivo tra area gestita e non gestita nella frequenza di dendromicrohabitat (il numero di piante che presentava un particolare dendromicrohabitat). Questa parte dell'analisi ha permesso di valutare l'influenza della dimensione degli alberi e della gestione dendromicrohabitat. Successivamente è stato realizzato un confronto tra le specie individuate complessivamente nelle due aree, senza distinzione tra gestione e non gestione. Le percentuali sono state calcolate separatamente per ciascuna specie, considerando come

riferimento il numero totale di individui campionati, al fine di verificare se alcuni dendromicrohabitat fossero prevalentemente associati ad una specie in particolare. Infine, è stato effettuato un confronto per gli individui di *Picea abies*, poiché la numerosità dei campioni ha consentito un'analisi più approfondita. In questo caso la specie è stata analizzata distinguendo gli individui presenti nell'area gestita da quelli presenti nell'area non gestita, confrontando come una gestione potrebbe influenzare la diversità dei dendromicrohabitat per individui di *Picea abies*.

3. Risultati e discussione

In questo capitolo sono presentati i risultati relativi alle caratteristiche strutturali dei popolamenti forestali analizzati, confrontando aree gestite (D) e non gestite (F). Vengono inoltre esposti i risultati riguardanti la ricchezza di dendromicrohabitat, in relazione al diametro degli individui, con un'analisi successiva condotta a livello di singolo albero, considerando le diverse specie arboree presenti e la necromassa rilevata nelle aree di studio. I dati ottenuti consentono di descrivere le differenze strutturali tra i due popolamenti mettendo in evidenza le variazioni nella presenza di dendromicrohabitat in funzione del contesto di gestione e della composizione del bosco.

3.1. Analisi strutturale

Nelle sei aree di saggio campionate, di cui tre nell'area gestita (F) e tre nell'area non gestita (D), sono stati rilevati parametri dendrometrici volti ad una loro caratterizzazione forestale. Come riportato nella Tabella 5, le aree situate nella zona gestita presentano una quantità di necromassa nettamente inferiore rispetto alle aree non gestite, rispettivamente 9 e 51 alberi morti all'ettaro, facilmente attribuibile alle pratiche di gestione forestale applicate. Nell'area non gestita (D), si ha un valore massimo di necromassa morta in piedi superiore, con il massimo registrato nell'area D1, con un valore pari a 6 alberi morti in piedi.

Tabella 5: Numero piante vive e morte per ogni area e all'ettaro.

Area di saggio	Numero di alberi vivi	Numero di alberi morti	Numero di alberi vivi per ettaro	Numero di alberi morti per ettaro
F1	20	1	325	14
F2	21	0	283	0
F3	25	1	354	14
D1	36	6	523	85
D2	22	2	283	28
D3	23	3	297	42

Il numero totale di alberi vivi risulta complessivamente simile nelle sei aree campionate, rispettivamente 66 alberi vivi per l'area gestita e 81 per l'area non gestita. Tuttavia, si

osserva una lieve maggiore presenza di alberi vivi nelle aree non gestite, con un picco di 36 individui nell'area D1.

I diametri rilevati nelle diverse aree mostrano leggere differenze (Figura 11; 12; 13; 14; 15; 16). In particolare, la media dei diametri risulta pari a 33,8 cm nell'area D1, 46,8 cm in D2 e 42,8 cm in D3, mentre nell'area gestita si registrano valori medi di 33,8 cm in F1, 50 cm in F2 e 36 cm in F3. Il valore medio più elevato è stato osservato nell'area F2.

Considerando le aree complessive e non le singole aree di saggio, l'area non gestita (D) presenta un diametro medio di 41,1 cm e lievemente maggiore rispetto all'area gestita di 40 cm. Inoltre, nell'area non gestita si riscontra una distribuzione più omogenea delle classi diametriche, con la presenza di almeno un individuo in quasi tutte le classi, mentre nell'area gestita prevalgono le classi diametriche centrali e di maggiori dimensioni. L'area basimetrica media per albero nelle aree gestite (F) è di circa 0,1435 m²/albero, mentre nelle aree non gestite (D) è di circa 0,1402 m²/albero.

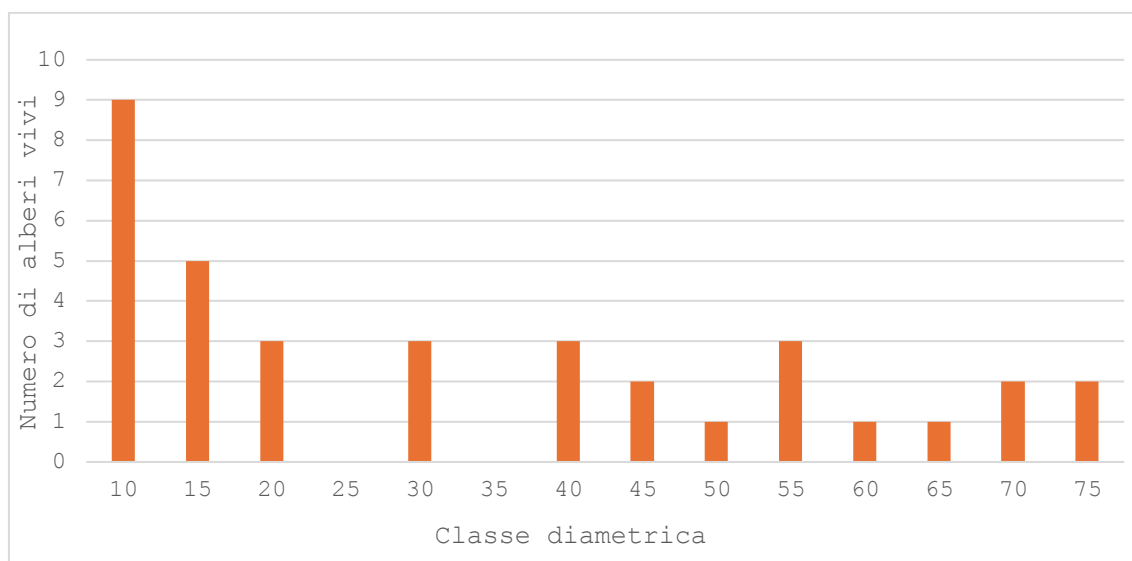


Figura 11: Distribuzione del numero di alberi vivi per classi diametriche all'interno dell'area non gestita D1.

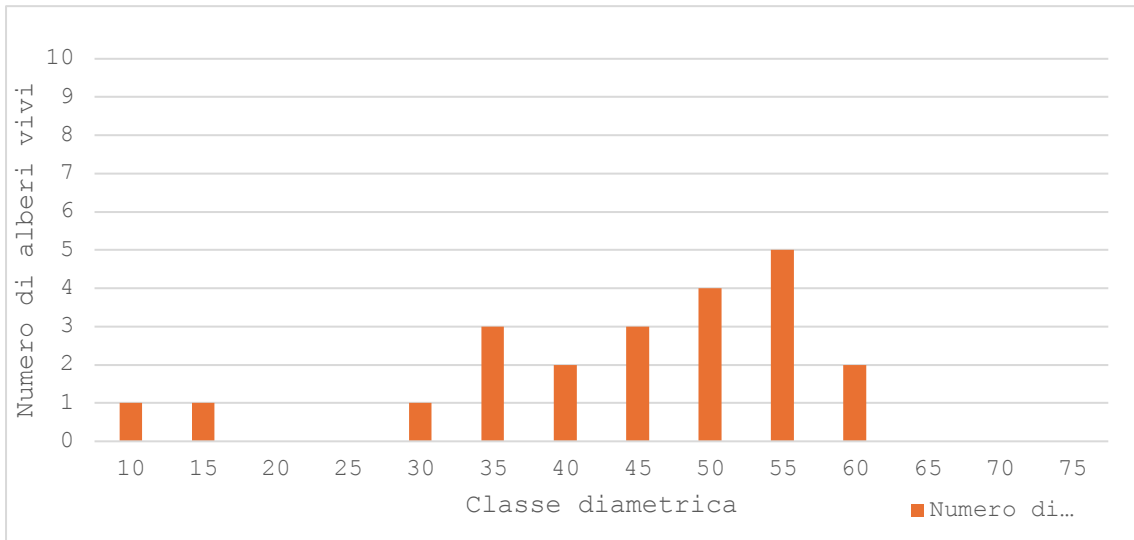


Figura 12: Distribuzione del numero di alberi vivi per classi diametriche all'interno dell'area non gestita D2.

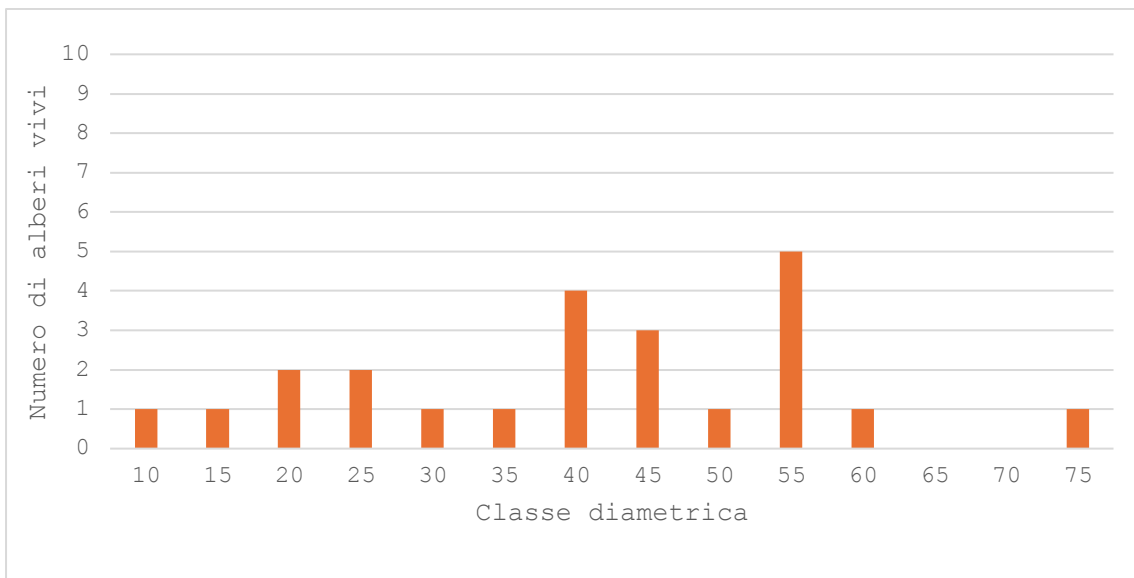


Figura 13: Distribuzione del numero di alberi vivi per classi diametriche all'interno dell'area non gestita D3.

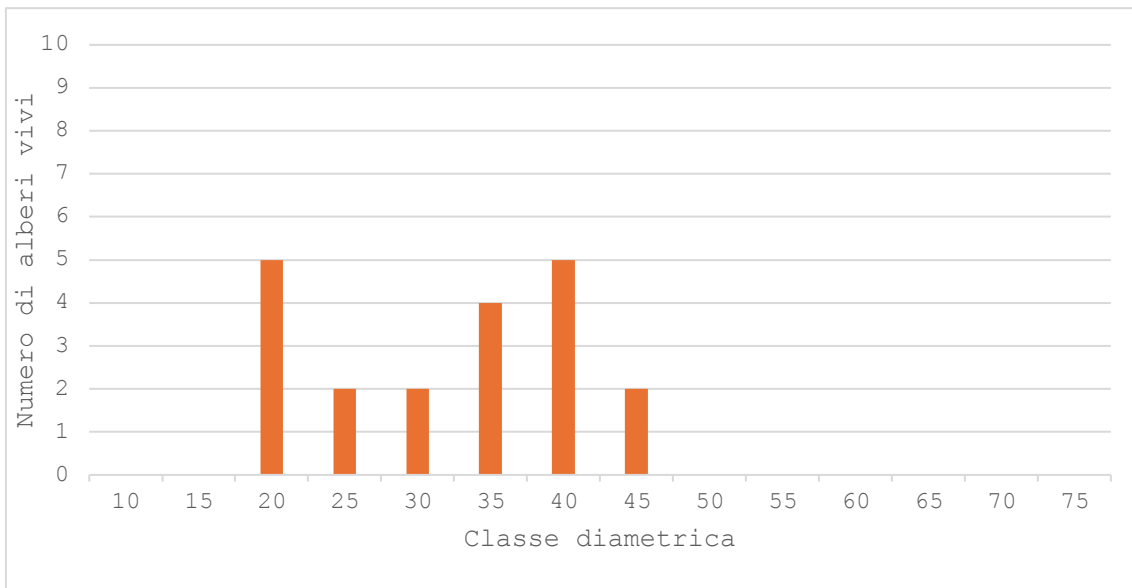


Figura 14: Distribuzione del numero di alberi vivi per classi diametriche all'interno dell'area non gestita F1.

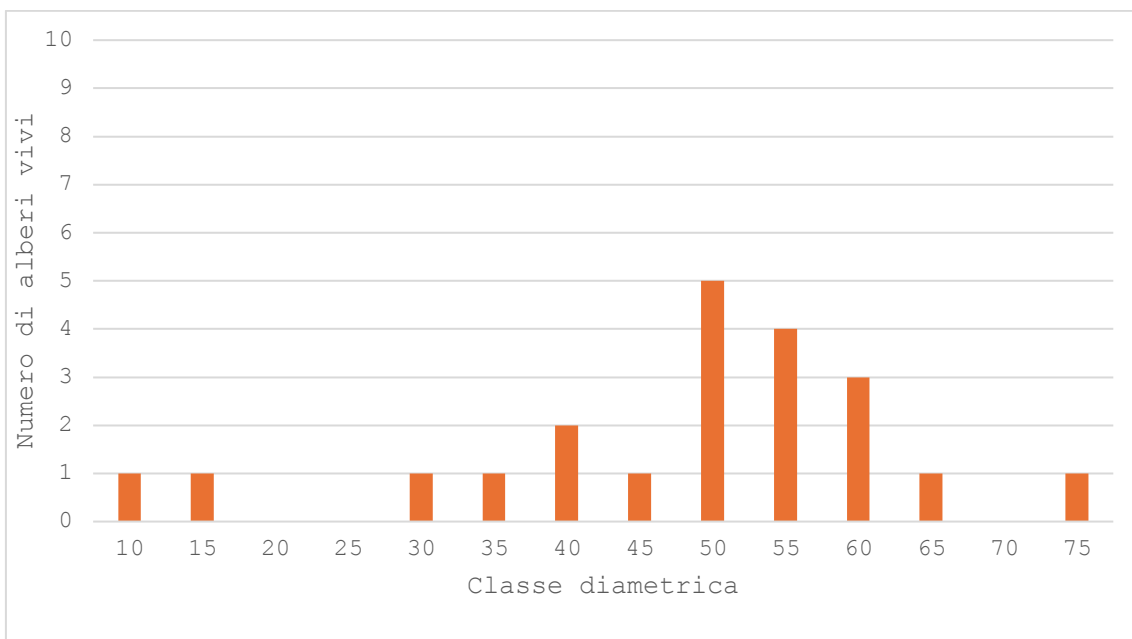


Figura 15: Distribuzione del numero di alberi vivi per classi diametriche all'interno dell'area non gestita F2.

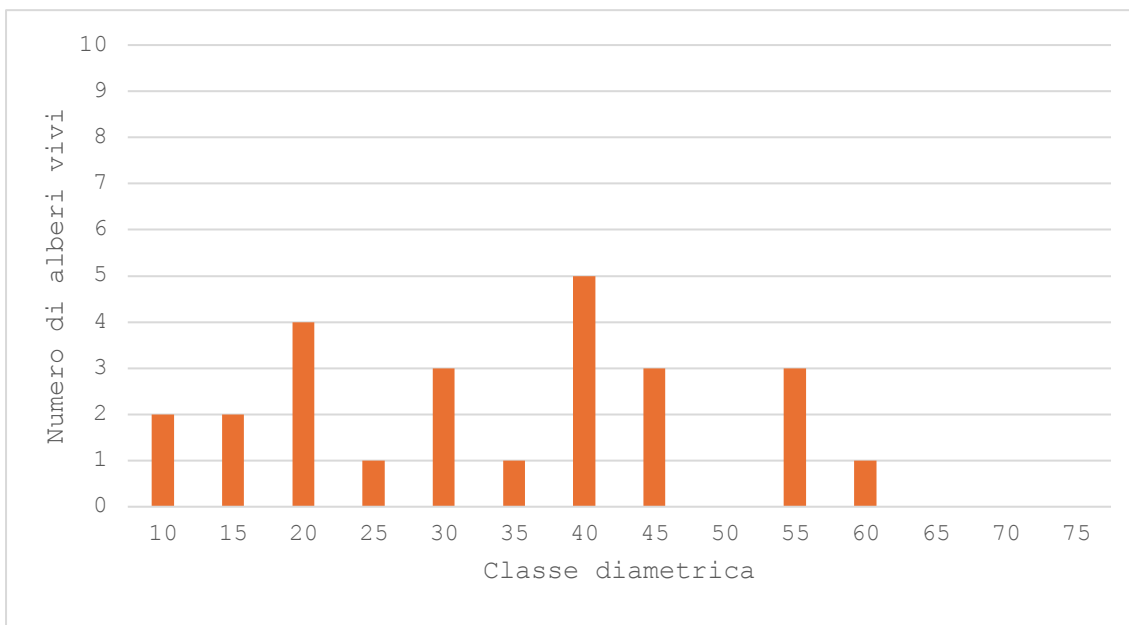


Figura 16: Distribuzione del numero di alberi vivi per classi diametriche all'interno dell'area non gestita F3.

La composizione delle specie presenti in tutte le aree campionate risulta molto diversa tra loro (Tabella 6). Nell'area non gestita (D), si è riscontrato una presenza equilibrata di *Picea abies* e *Abies alba*, con una leggera presenza maggiore di abete rosso. Situazione differente invece è stata riscontrata nelle aree gestite (F) con una prevalenza netta di *Picea abies* che va a costituire quasi l'intero popolamento, tranne con qualche presenza di *Larix decidua*, ed infine una presenza unica di *Abies alba*.

Tabella 6 Numero di individui vivi di ogni specie rilevata e percentuale delle specie sul totale

Specie	Numero di piante (F)	Percentuale	Numero di piante (D)	Percentuale
<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.	58	86,50%	41	54,60%
<i>Abies alba</i> Mill.	1	1,50%	35	45,40%
<i>Larix decidua</i> Miller	8	12%	0	0%

3.2. Analisi dendromicrohabitat

Sono riportati i valori di ricchezza media dei dendromicrohabitat riscontrati su piante vive e su piante morte in piedi, distinguendo tra aree gestita (F) e non gestita (D) (Tabella 7). La presenza di dendromicrohabitat risulta maggiore su alberi e piante morti in piedi rispetto agli individui vivi. Nell'area gestita, il valore medio pari a 6,5 di ricchezza media di dendromicrohabitat per albero, può risultare elevato, ma è influenzato dal ridotto numero di campioni analizzati rispetto al totale. Nell'area non gestita il valore è di 2,5 di ricchezza media di dendromicrohabitat per albero. In generale, si può affermare che la presenza di alberi morti in piedi può favorire una maggiore ricchezza di dendromicrohabitat, in linea con quanto evidenziato da Paillet et al. (2017), i quali hanno osservato che negli ambienti forestali non gestiti le densità di dendromicrohabitat sono più elevate e che gli alberi morti in piedi, contribuiscono in modo significativo all'aumento di essi.

Tabella 7: Ricchezza media di dendromicrohabitat rilevati su alberi vivi e morti, in area gestita e non gestita.

AREA GESTITA	Individuo	N° individui campionati	Ricchezza media di dendromicrohabitat per albero
	Vivo	67	2,19
	Morto	2	6,5
AREA NON GESTITA	Vivo	76	1,8
	Morto	11	2,5

Successivamente viene invece presentata nella Figura 17 la distribuzione dei valori di ricchezza di dendromicrohabitat, tenendo i valori uniti relativi ad alberi vivi e morti, distinguendo tra area gestita e non gestita. Come si nota il valore mediano di ricchezza media risulta praticamente identico tra le due aree.

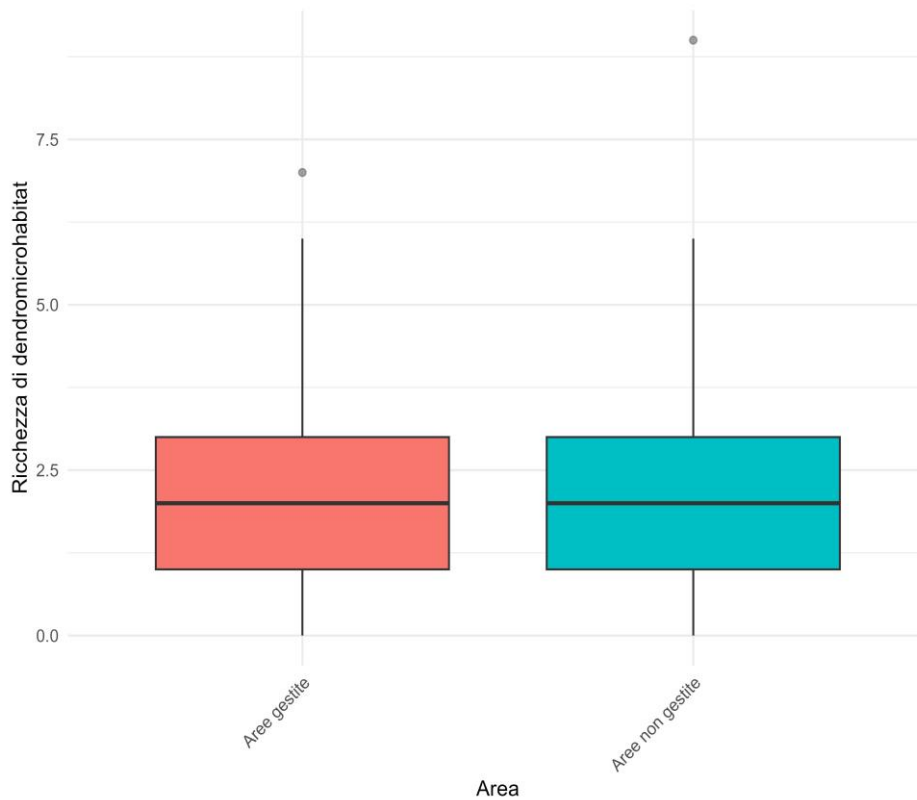


Figura 17: Boxplot rappresentante i valori medi di ricchezza di dendromicrohabitat distinguendo tra le aree di studio gestite e non gestite.

La Figura 18 mostra una relazione positiva tra il diametro a petto d'uomo (DBH) e la ricchezza di dendromicrohabitat, evidenziando un incremento del numero di tipo di dendromicrohabitat all'aumentare del DBH, coerente con quanto riportato in letteratura (Asbeck et al., 2020, Paillet et al., 2019). I dati utilizzati per questa analisi non distinguono tra alberi localizzati in area gestita e non gestita, ma considerano l'insieme dei campioni, al fine di ottenere una visione complessiva più ampia.

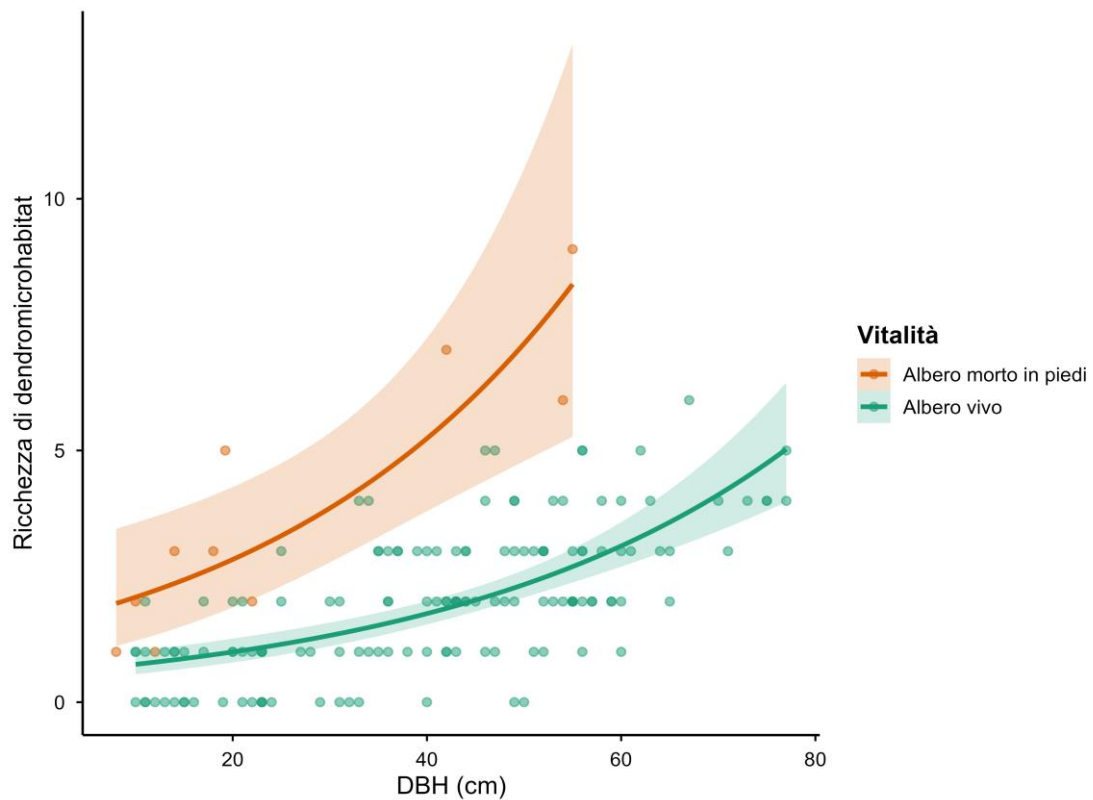


Figura 18: Grafico con le curve di regressione di Poisson per alberi vivi (blu) e alberi morti in piedi (arancione) che mostrano la relazione tra il diametro delle piante (DBH) e la ricchezza di dendromicrohabitat. Ogni punto rappresenta un albero campionato.

Nella Figura 19 viene esaminata la frequenza dei diversi tipi di dendromicrohabitat, identificati con il proprio codice, in relazione ai gruppi delle aree nella zona gestita (F) e non gestita (D), per mostrare se alcuni dendromicrohabitat sono favoriti o sfavoriti dalla gestione del popolamento.

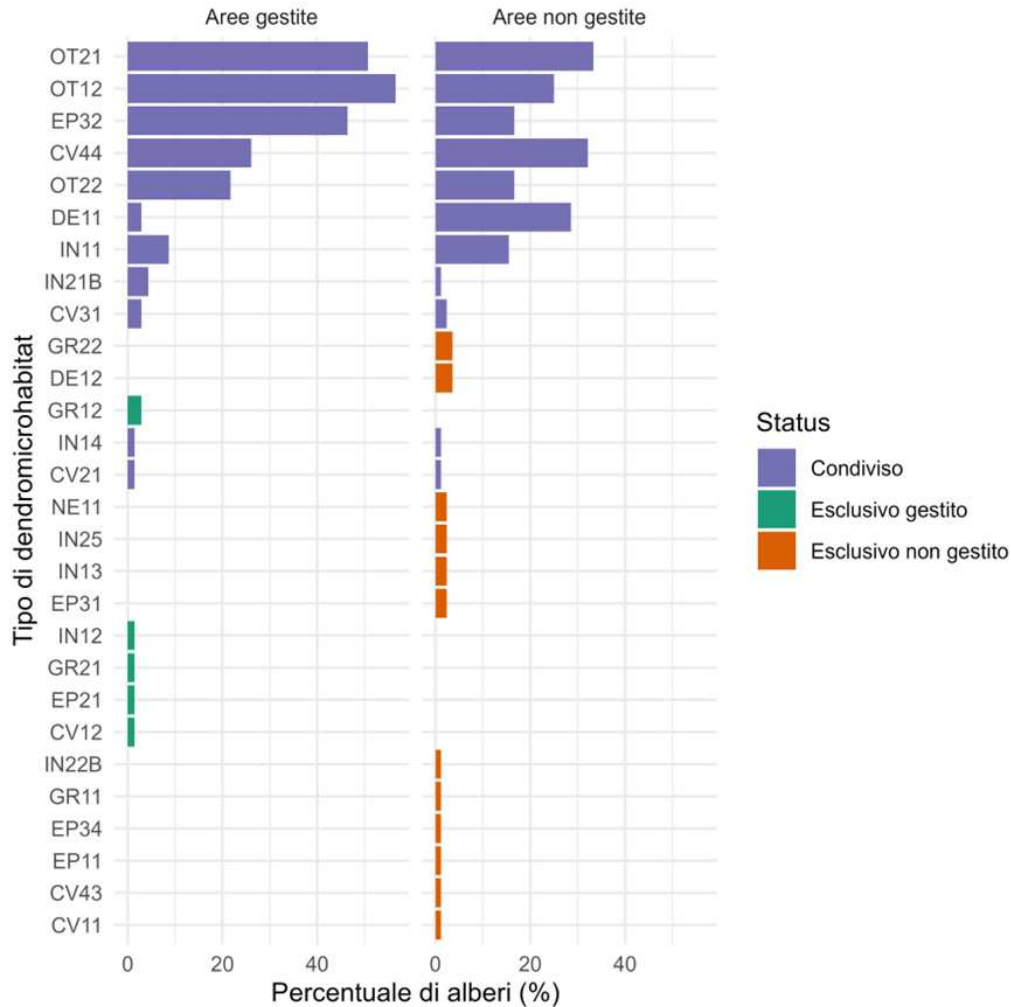


Figura 19: Confronto di composizione dei dendromicrohabitat tra area gestita e non gestita sulla base della percentuale degli alberi che presentavano i diversi tipi di dendromicrohabitat, distinguendo tra i tipi di dendromicrohabitat presenti in entrambe le aree (viola), presenti solamente nelle aree gestite (verde) o solamente nelle aree non gestite (arancione). Il grafico include alberi vivi e morti in piedi.

Il grafico, in Figura 19, evidenzia differenze e similitudini nella distribuzione dei tipi di dendromicrohabitat tra l'area gestita e l'area non gestita. Alcuni tipi risultano ampiamente rappresentate in entrambe le aree, mentre altre mostrano variazioni di percentuali elevate che distinguono chiaramente le due condizioni di gestione. Il tipo OT21 (microsuolo della chioma) risulta presente in entrambe le aree, con una percentuale pari al 50% nell'area gestita e al 33% nell'area non gestita. Questo indica una diffusione comune del microsuolo nei due contesti analizzati, sebbene con una

maggiore presenza nell'area gestita. Una differenza più evidente emerge per il tipo OT12 (colate di resina), che mostra una percentuale nettamente superiore nell'area gestita (56%) rispetto a quella non gestita (25%), risultando come uno dei tipi maggiormente differenzianti tra le due aree.

Si osserva una marcata differenza anche per EP32 (presenza di licheni fogliosi e fruticosi), che risulta molto più rappresentata nell'area gestita, con una percentuale del 46%, rispetto al 16% registrato nell'area non gestita. Al contrario, il tipo DE11 (rami morti) è maggiormente presente nell'area non gestita, chiaramente attribuibile alla rimozione della necromassa nelle aree gestite, dove le operazioni di diradamento e pulizia riducono la presenza di rami morti.

Per quanto riguarda le concavità nei contrafforti radicali (CV44), le percentuali risultano simili tra le due aree, con valori del 26% nell'area gestita e del 32% nell'area non gestita, suggerendo una distribuzione omogenea di questo tipo di dendromicrohabitat indipendentemente dalla gestione.

Un aspetto rilevante che emerge dal grafico è la maggiore diversificazione complessiva dei dendromicrohabitat nell'area non gestita, che presenta un numero più elevato di tipi di dendromicrohabitat rispetto all'area gestita. Nel grafico sono infatti visibili alcune categorie presenti esclusivamente nell'area non gestita, indicando una maggiore varietà strutturale complessiva. Al contrario, l'area gestita risulta caratterizzata da un numero più limitato di tipi di dendromicrohabitat, ma con percentuali elevate concentrate su specifici dendromicrohabitat. Nel complesso, pur essendo presenti alcuni tipi comuni ad entrambe le aree, la composizione percentuale e la diversità dei dendromicrohabitat mostrano differenze evidenti tra l'area gestita e quella non gestita (Santopuoli et al., 2022).

L'analisi si concentra sulla relazione tra le specie arboree e i dendromicrohabitat rilevati. Il confronto diretto tra area gestite e non gestite viene effettuato esclusivamente su *Picea abies*, in quanto rappresenta la specie con il maggior numero di individui campionati in entrambe le aree e consente quindi un'analisi comparativa più efficiente. Le altre specie vengono descritte attraverso un confronto diretto tra le due aree; a causa però del

numero limitato di campioni, l'analisi mira principalmente a evidenziare possibili associazioni specie-specifiche tra i dendromicrohabitat e gli individui osservati.

Per confrontare la distribuzione dei dendromicrohabitat tra *Abies alba*, *Picea abies* e *Larix decidua*, in Figura 20 sono riportate le frequenze percentuali di ciascun tipo di dendromicrohabitat riscontrate per le tre specie. Nell'area gestita, oltre all'abete rosso, sono stati campionati anche alcuni individui di *Larix decidua*. Su tutti gli individui di larice analizzati, otto in totale, è stata rilevata la presenza di licheni fogliosi e fruticosi (EP32), e di microsuolo della chioma (OT21). È stata inoltre osservata una frequenza più contenuta di OT22 (microsuolo nella corteccia) e di IN11 (scortecciamento), mentre OT12 (colate di resina) risulta sporadico.

La presenza di EP32 su tutti i larici campionati, sebbene il numero di individui analizzati sia ridotto, suggerisce una possibile associazione specie-specifica. Tale risultato va tuttavia interpretato tenendo conto della limitata quantità di campioni disponibili. Questa associazione potrebbe essere legata alle caratteristiche morfologiche del larice, quali una corteccia generalmente più rugosa e fessurata, in grado di offrire numerosi siti idonei all'insediamento dei licheni. Su *Larix decidua* non sono stati invece registrati i dendromicrohabitat concavità nei contrafforti radicali (CV44) e rami morti (DE11).

Per quanto riguarda *Picea abies*, sono stati rilevati alcuni dendromicrohabitat presenti esclusivamente su questa specie, tra cui EP34 (felci), GR21 (tumori), IN12 (lesioni da fuoco) e IN21B (fusto spezzato naturalmente). Inoltre, OT12 (colate di resina) è stato riscontrato in misura significativamente maggiore nell'abete rosso rispetto alle altre specie considerate. Questi elementi contribuiscono a differenziare *Picea abies* sia dal larice sia dall'abete bianco, indicando una distribuzione dei dendromicrohabitat specifica.

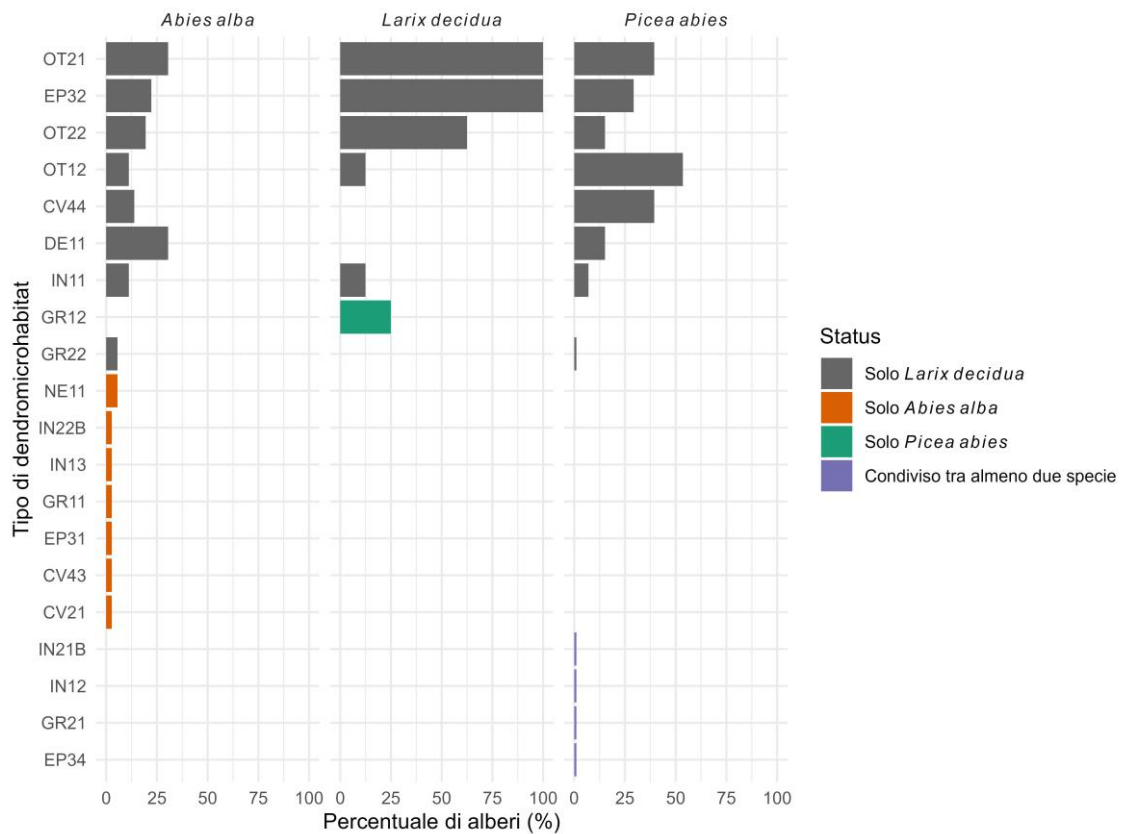


Figura 20: Confronto della composizione dei dendromicrohabitat campionati, espressa come percentuale per le specie di *Abies alba*, *Larix decidua* e *Picea abies*. Sono distinti i dendromicrohabitat condivisi tra le specie (grigio) e quelli esclusivi di ciascuna specie: presenti solo su *Abies alba* (arancione), solo su *Larix decidua* (verde) o solo su *Picea abies* (blu). Il grafico considera esclusivamente individui vivi delle tre specie analizzate.

Per individui di *Abies alba*, i dendromicrohabitat più frequenti risultano essere DE11 (rami morti) e OT21 (microsuolo della chioma). Seguono, con una frequenza minore ma comunque rilevante, OT22, EP32 e CV44. Nel complesso, *Abies alba* mostra una distribuzione piuttosto omogenea dei dendromicrohabitat, con la presenza di quasi tutti i tipi rilevate nello studio, indicando un'elevata diversificazione strutturale degli habitat associati. A supporto di questa interpretazione, alcuni dendromicrohabitat tra cui CV43 (concavità del tronco rivestite di corteccia), CV21 (cavità alla base del tronco con legno in decomposizione), GR11 (scopazzi batterici), IN13 (ripari nella corteccia), IN22b (branca spezzata), NE11 (nidi di vertebrati) ed EP31 (brifofite), sono stati rilevati esclusivamente su *Abies alba* e non su altre specie nel presente studio.

Nella Figura 21 è presentato il confronto tra le specie di *Picea abies* rilevate nella zona gestita e non gestita. Dai risultati emerge una diversa distribuzione dei dendromicrohabitat tra le due aree. Nell'area gestita si osserva una maggiore frequenza di OT12 (colate di resina), pari al 65,5%, rispetto al 37,2% registrato nell'area non gestita. Un'ulteriore differenza rilevante riguarda la presenza di EP32 (licheni fogliosi e fruticosi), che risultano più frequenti nell'area gestita (39,7%) rispetto all'area interna (14%). La differenza nella frequenza di rami morti (DE11), è molto inferiore nell'area gestita 3,4% a differenza di 30,2%. Questo fenomeno è riconducibile alle pratiche di gestione del popolamento forestale, che prevedono la rimozione di rami secchi e necromassa con l'obiettivo di favorire lo sviluppo degli alberi, liberando spazio e rendendo più disponibili le risorse per la rinnovazione.

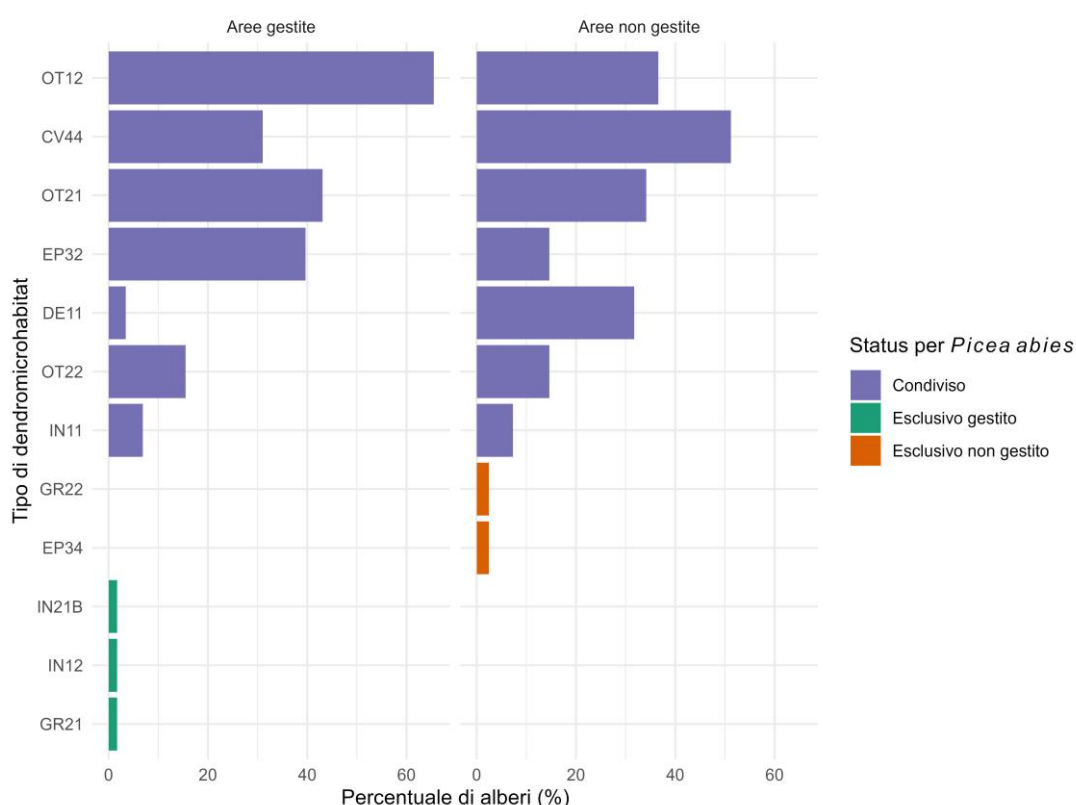


Figura 21: Confronto della composizione dei dendromicrohabitat associati a *Picea Abies* in relazione al regime di gestione forestale, aree gestita e non gestita. Sono distinti i dendromicrohabitat presenti in entrambe le aree (blu), quelli riscontrati esclusivamente nell'area gestita (verde) e quelli presenti solo nell'area non gestita (arancione). Il grafico include solamente alberi vivi di *Picea abies*.

Nel complesso, i risultati evidenziano come la distribuzione dei dendromicrohabitat vari sia in funzione dell'area di gestione sia in relazione alla specie arborea considerata. Alcuni tipi risultano condivisi tra aree e specie, mentre altre mostrano una distribuzione più selettiva; questo risultato suggerisce che la gestione forestale e la struttura del popolamento possono influenzare la diversificazione complessiva dei dendromicrohabitat.

4. Conclusioni

Questo studio ha come fine quello di approfondire le dinamiche che regolano la biodiversità forestale negli ambienti alpini, ponendo particolare attenzione al ruolo dei dendromicrohabitat. Tali elementi rivestono un'importanza centrale nella conservazione della biodiversità, poiché riflettono il grado di complessità strutturale e l'eterogeneità ecologica dei sistemi forestali.

L'analisi è stata condotta in due aree distinte nei pressi di Malga Fratte, caratterizzate da differenti modalità di gestione forestale: un soprassuolo forestale soggetto a gestione forestale attiva, e un soprassuolo non gestito, a libera evoluzione, privo di interventi gestionali. Questo confronto ha permesso di approfondire come la presenza e la composizione dei tipi di dendromicrohabitat siano influenzate da alcune caratteristiche degli alberi, quali diametro e specie e, dalla gestione forestale. Dai risultati è emersa una chiara correlazione positiva tra il diametro delle piante e la ricchezza di dendromicrohabitat: all'aumentare del diametro dell'albero, aumenta anche il numero di tipi di dendromicrohabitat presenti. Questo risultato, già ampiamente comprovato in bibliografia, evidenzia l'importanza di conservare e favorire la crescita di individui di grandi dimensioni all'interno degli ecosistemi forestali, poiché essi rappresentano habitat fondamentali per numerose specie di animali, funghi e piante. Ad esempio, la tutela del bosco può favorire lo sviluppo di caratteristiche di vetustà che, oltre ad aumentare la complessità strutturale, contribuiscono a un più elevato potenziale di biodiversità e a un maggiore valore ecologico. Inoltre, considerando anche i dendromicrohabitat presenti sugli alberi morti in piedi, è stato possibile osservare come questi individui ospitino, in media, una maggiore ricchezza di dendromicrohabitat rispetto agli alberi vivi. Gli alberi morti o più in generale la necromassa, si confermano dunque come elementi di elevata importanza ecologica, capaci di offrire una maggiore biodiversità.

Per quanto riguarda il confronto tra le due aree di studio, la diversa gestione forestale sembra influenzare maggiormente la composizione dei dendromicrohabitat piuttosto che il loro numero. Nell'area non gestita è stata infatti riscontrata una maggiore eterogeneità di tipi di dendromicrohabitat, mentre nell'area gestita la varietà risulta

inferiore, ma con una maggiore abbondanza numerica complessiva. Questo suggerisce che la gestione forestale possa favorire la concentrazione di specifici tipi di dendromicrohabitat, riducendo tuttavia la diversità complessiva.

Infine, tra le specie analizzate, l'abete bianco è risultato particolarmente favorevole allo sviluppo di un'elevata eterogeneità di dendromicrohabitat, mostrando una maggiore varietà e complessità rispetto alle altre specie considerate, evidenziando il ruolo chiave di questa specie nel possedere delle caratteristiche positive per ospitare degli specifici dendromicrohabitat all'interno del popolamento forestale. Tuttavia, è cruciale conservare una buona diversificazione all'intero di qualunque popolamento, perché alcuni dendromicrohabitat risultano associati o favoriti da altre specie e la loro presenza amplia il potenziale di biodiversità dell'intero popolamento.

I risultati del presente studio indicano che una minore intensità di gestione forestale possa favorire una maggiore eterogeneità di tipi di dendromicrohabitat. Tuttavia, l'influenza della gestione non sembra riguardare la ricchezza media di dendromicrohabitat per individuo, bensì principalmente la loro diversità in termini di composizione. In particolare, le aree non gestite mostrano una maggiore eterogeneità di tipi di dendromicrohabitat, mentre nelle aree gestite la ricchezza media risulta simile, ma caratterizzata da una minore varietà e da una maggiore concentrazione di specifici tipi di dendromicrohabitat.

In conclusione, la presenza di aree non gestite e gestite, possono favorire una maggiore eterogeneità di dendromicrohabitat ed aumentare di conseguenza il potenziale valore ecologico delle foreste. Ulteriori studi sono necessari per valutarne l'affidabilità come indicatore e per comprendere più a fondo l'impatto delle diverse pratiche gestionali sui dendromicrohabitat. Combinare le conoscenze maturate da questo studio e in generale sulle conoscenze dei dendromicrohabitat con le specificità ecologiche e strutturali delle foreste, sottoposte a differenti regimi di gestione, potrà facilitare l'elaborazione di strategie più efficaci, consentendo una migliore integrazione dei dendromicrohabitat nella pianificazione forestale.

Ringraziamenti

Per la fase di redazione del testo dei capitoli *“1. Introduzione”* e *“2. Materiali e Metodi”*, rispettando le *“Linee guida per l’impiego degli strumenti di IA generativa nella didattica e nella redazione delle tesi di laurea e di dottorato”* fornite dall’Università degli Studi di Padova, si è ricorso allo strumento di Intelligenza Artificiale ChatGPT, versione 4.0. Tale strumento è stato utilizzato come supporto alla stesura del testo, seguendo i principi di trasparenza e responsabilità definiti dall’ Ateneo.

Ringrazio il mio relatore Dott. Campagnaro Thomas per la disponibilità nel partecipare a questa ricerca, inoltre ringrazio Dott. Menon Nicola e Dott. Bergomi Davide per la professionalità e l’aiuto dimostratomi in questa ultima fase del mio percorso di laurea. Infine, ringrazio tutta la mia famiglia e amici per l’appoggio e il supporto.

Bibliografia

Asbeck, T., Basile, M., Stitt, J., Bauhus, J., Storch, I., & Vierling, K. T. (2020). Tree-related microhabitats are similar in mountain forests of Europe and North America and their occurrence may be explained by tree functional groups. *Trees*, 34(6), 1453-1466

Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., & Bauhus, J. (2021). The use of tree-related microhabitats as forest biodiversity indicators and to guide integrated forest management. *Current Forestry Reports*, 7(1), 59-68.

Blondel, J., Ferry, C., & Frochot, B. (1973). Avifaune et végétation. Essai d'analyse de la diversité.

Bouget, C. (2007). Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts. *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, (16), 55-59

Brustel, H. (2001). Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises: perspectives pour la conservation du patrimoine naturel (Doctoral dissertation, Toulouse, INPT).

Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L. (2022) Guida da campo ai dendromicrohabitat. Descrizione e soglie dimensionali per il loro inventario. Birmensdorf: Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio WSL. 58 p.

Bütler Sauvain, R., Larrieu, L., Lunde, L. F., Maxence, M., Nordén, B., Reiso, S., ... & Wetherbee, R. (2024). Field Guide to Northern Tree-related Microhabitats: Descriptions and size limits for their inventory in boreal and hemiboreal forests of Europe and North America

Bütler, R., & Lachat, T. (2009). Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität | Forests without harvesting: an opportunity for the saproxylic biodiversity. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160(11), 324-333.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2024). Field Guide to Tree-related Microhabitats: Descriptions and size limits for their inventory in temperate and Mediterranean forests.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2020b). Know, protect and promote habitat trees. Fact sheet for practitioners. WSL Fact Sheet, 64

Cecchi, G., & Mancini, L. (2005). Salute degli ecosistemi e salute umana. *Annali-Istituto Superiore di Sanita*, 41(3), 271.

Chase, J. M. (2003). Strong and weak trophic cascades along a productivity gradient. *Oikos*, 101(1), 187-195

- Chevalier, R., Berthelot, A., Milard, L. C., Duprez, M., Galland, M., Gaudin, S., & Perrier, C. (2009). La flore des forêts anciennes. Validité et utilité pour la conservation des forêts alluviales de Champagne. *Symbioses*, (24), 4-12.
- Cockle, K. L., Martin, K., & Robledo, G. (2012). Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: Pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, 264, 210-219.
- Delpech, R., Dumé, G., Galmiche, P., & Timbal, J. (1985). Typologie des stations forestières: vocabulaire. Institut pour développement forestier.
- Dupouey, J. L., Sciama, D., Dambrine, E. E., & Koerner, W. (2002). La Végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*, 54(6), 521-532
- Fraver, S., D'Amato, A. W., Bradford, J. B., Jonsson, B. G., Jönsson, M., & Esseen, P. A. (2014). Tree growth and competition in an old-growth *Picea abies* forest of boreal Sweden: influence of tree spatial patterning. *Journal of vegetation science*, 25(2), 374-385
- Friess, N., Müller, J. C., Aramendi, P., Bässler, C., Brändle, M., Bouget, C., ... & Seibold, S. (2019). Arthropod communities in fungal fruitbodies are weakly structured by climate and biogeography across European beech forests. *Diversity and Distributions*, 25(5), 783-796).
- 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.
- Gosselin, M., & Laroussinie, O. (2004). Biodiversité et gestion forestière Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique (p. 320). Cemagref Editions
- Gosselin, M., Valadon, A., Bergès, L., Dumas, Y., Gosselin, F., Baltzinger, C., & Archaux, F. (2006). Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière: état des connaissances et recommandations.
- Grime, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86(6), 902-910
- Huston, Michael A. *Biological diversity: the coexistence of species*. Cambridge university press, 1994.
- Kimmins J (2003). *Forest Ecology* (3rd edn). Prentice Hall, New Jersey, USA
- Kitching, R. L. (2000). *Food webs and container habitats: the natural history and ecology of phytotelmata*. Cambridge University Press.

Larrieu, L., & Gonin, P. (2008). L'indice de biodiversité potentielle (ibp): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 60(6), 727-748.

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., ... & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207.

Levin, S. A. (1998). Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1(5), 431-436.

Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2013). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island press.

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

Magurran, A. E. (2013). *Ecological diversity and its measurement*. Springer Science & Business Media

McCoy, E. D., & Bell, S. S. (1991). Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space* (pp. 3-27). Dordrecht: Springer Netherlands

McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., & Bauhus, J. (2005). Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218(1-3), 1-24

Messier, C., & Puettmann, K. J. (2011). Forests as complex adaptive systems: implications for forest management and modelling. *Italian Journal of Forest and Mountain Environments*, 66(3), 249-258.

Millennium ecosystem assessment, M. E. A. (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5, p. 563). Washington, DC: Island press

Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional ecology*, 24(4), 867-876.

Parco Nazionale dello Stelvio. (2018). *Primo documento illustrativo del piano del Parco Nazionale dello Stelvio*

- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., ... & Guilbert, E. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 389, 176-186
- Paillet, Y., Archaux, F., Du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., ... & 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(5), 2147-2159
- 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
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R., & Zobel, M. (2011). Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in ecology & evolution*, 26(3), 124-128
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741-758.
- Rapport, D. J. (2002). The health of ecology and the ecology of health. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8(1), 205-213
- Santopuoli, G., Vizzarri, M., Spina, P., Maesano, M., Mugnozza, G. S., & Lasserre, B. (2022). How individual tree characteristics and forest management influence occurrence and richness of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 503, 119780.
- Tillon, L., & Aulagnier, S. (2014). Tree cavities used as bat roosts in a European temperate lowland sub-Atlantic forest. *Acta Chiropterologica*, 16(2), 359-368.
- 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.
- 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.
- Yanovlak, S. P. (2001). The Macrofauna of Water-filled Tree Holes on Barro Colorado Island, Panama 1. *Biotropica*, 33(1), 110-120.