



**SAPIENZA**  
UNIVERSITÀ DI ROMA

Corso di Laurea Magistrale in EcoBiologia

UNIVERSITA' DI ROMA "LA SAPIENZA"

**FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI**

**Corso di Laurea Magistrale in EcoBiologia**

TESI DI LAUREA

**RELAZIONI TRA STRUTTURA FORESTALE E RICCHEZZA DI  
CATEGORIE FUNZIONALI DI INVERTEBRATI IN HABITAT  
MEDITERRANEI**

Candidato: Elisa Caprasecca 1698578

Relatore interno: Prof.ssa Sabina Burrascano

Dipartimento di Biologia Ambientale

Correlatore: Prof. Pierfilippo Cerretti

Dipartimento di Biologia e Biotecnologie "Charles Darwin"

Relatore esterno: Dott. Lorenzo Balducci

Dipartimento di Biologia Ambientale

Anno Accademico 2023 – 2024

# Relazioni tra struttura forestale e ricchezza di categorie funzionali di invertebrati in habitat mediterranei

# Sommario

<b>1. Introduzione</b>	<b>4</b>
1.1 Importanza e vulnerabilità delle foreste mediterranee	4
1.2 Conservazione e gestione delle foreste mediterranee	7
1.3 Habitat forestali mediterranei	11
1.4 Il progetto LIFE GoProForMed	15
1.5 Vegetazione arbustiva e legno morto come componenti degli ecosistemi forestali mediterranei	16
1.6 Comunità di invertebrati come componente degli ecosistemi forestali mediterranei	21
1.7 Rilevanza ecologica dei tratti funzionali degli invertebrati	24
1.7.1. Invertebrati associati al legno morto a terra	26
1.7.2. Invertebrati associati agli strati della vegetazione	29
<b>2. Obiettivi</b>	<b>31</b>
<b>3. Materiale e metodi</b>	<b>32</b>
3.1 Area di studio	32
3.1.1. Siti in Italia	33
3.1.2. Siti in Spagna	34
3.1.3. Siti in Francia	34
3.2 Campionamento di invertebrati	34
3.2.1. Disegno di campionamento di invertebrati associati al legno morto a terra	35
3.2.2. Disegno di campionamento di invertebrati associati agli strati della vegetazione	37
3.3 Dati e categorie funzionali di invertebrati	37
3.3.1. Dati associati agli invertebrati	37
3.3.1.1 Categorie funzionali di invertebrati	38
3.3.2. Dati associati ai parametri strutturali	42
3.4 Analisi statistiche	42
3.4.1. Invertebrati associati al legno morto a terra	44
3.4.2. Invertebrati associati agli strati della vegetazione	45
<b>4. Risultati</b>	<b>50</b>
4.1 Distribuzione dei dati	50
4.1.1. Dati riguardanti gli invertebrati	50
4.1.2. Dati riguardanti la struttura forestale	57
4.2 Modelli lineari generalizzati misti (GLMM)	59
4.2.1. GLMM per categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra	59
4.2.1.1. Modelli lineari generalizzati – diametri e classe di decadimento di frammenti T1 di legno morto a terra	60
4.2.1.2. Modelli lineari generalizzati – Indici di Shannon del legno morto	62

4.2.2. GLMM per categorie funzionali di invertebrati associati agli strati vegetazionali .....	66
4.2.2.1. Modelli lineari generalizzati – Coperture degli strati vegetazionali .....	66
4.2.2.2. Modelli lineari generalizzati – Indici di Shannon delle specie vegetali .....	68
4.3 Regression tree models .....	70
4.3.1. Albero di regressione per categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra ...	70
4.3.2. Albero di regressione per categorie funzionali di invertebrati associati agli strati vegetazionali .	72
<b>5. Discussione.....</b>	<b>73</b>
5.1 Influenza dei parametri strutturali sul numero di categorie funzionali di invertebrati .....	73
5.2 Influenza dell’eterogeneità del legno morto e del sottobosco sulle funzionali di invertebrati .....	75
5.3 Implicazioni gestionali relative ai gruppi funzionali di invertebrati .....	77
<b>6. Conclusioni .....</b>	<b>80</b>
<b>7. Bibliografia .....</b>	<b>82</b>
<b>Ringraziamenti .....</b>	<b>101</b>

# 1. Introduzione

## 1.1. Importanza e vulnerabilità delle foreste mediterranee

Il bacino del Mediterraneo rappresenta un mosaico unico di ecosistemi terrestri, d'acqua dolce e marini, risultato di un clima regionale distinto e impresso su una topografia dinamica: le precipitazioni annue variano tra i 1.200 e i 600 mm di pioggia, scendendo fino a 350-400 mm in aree subdesertiche, con un intenso periodo di siccità estiva e temperature medie variabili dai 5 ai 25 °C (Palahí et al., 2009). Fra gli ecosistemi terrestri, sono annoverati quelli forestali: le foreste nel bacino del Mar Mediterraneo coprono più di 48.2 milioni di ettari, di cui circa 35 milioni si trovano nell'Europa meridionale, 8.8 milioni nel centro-est e 4.4 milioni in Nord Africa (Quézel & Médail, 2003). La stagionalità della temperatura dell'aria e delle precipitazioni, che rappresentano i tratti più distintivi del clima mediterraneo, hanno importanti implicazioni per la vegetazione, poiché limitano la stagione di crescita vegetativa al periodo umido, che intercorre dall'autunno alla primavera (Gauquelin et al., 2016). Gli ecosistemi forestali mediterranei, quindi, si inseriscono in un contesto ambientale esposto a vincoli climatici pronunciati ed estremi, caratterizzati da ventosità, siccità a volte prolungata, ma anche piogge intense e temperature elevate (Palahi et al., 2008). Tutto ciò contribuisce a rendere questi ecosistemi suscettibili a diversi fattori di rischio, fra cui gli incendi boschivi, degrado e desertificazione. Per adattarsi a queste condizioni a tratti estreme, una delle strategie più diffuse nella vegetazione mediterranea è quella delle sclerofille sempreverdi: queste piante hanno una serie di adattamenti che permettono loro di difendersi dall'eccessiva perdita di acqua per traspirazione. Le foglie sono caratterizzate da tessuto sclerenchimatico, con cuticola spessa, stomi infossati e protetti da peli, risultando nel complesso coriacee (Pignatti, 1998). La dominanza di vegetazione legnosa, unita all'esigua quantità di acqua presente nelle piante e nei suoli durante i periodi più caldi, determina la propensione di questo habitat agli incendi che, negli ecosistemi terrestri mediterranei, rappresentano un fattore ecologico del tutto naturale (Pignatti, 1998). Nonostante ciò, in un'ottica di cambiamenti globali e crisi climatica, l'aumento di temperatura e la contemporanea diminuzione di precipitazioni nel sud d'Europa fino al

20%, (Palahi et al., 2008) stanno portando a molteplici alterazioni degli ecosistemi, tra cui l'aumento in frequenza e intensità dei periodi di siccità. A sua volta, questo influenzerà la disponibilità di risorse idriche, la selvicoltura e l'agricoltura (Muys et al., 2014). Per queste motivazioni, fra le regioni bioclimatiche quella mediterranea sembra essere la più vulnerabile ai cambiamenti globali. La sua vulnerabilità è dovuta principalmente alla circolazione atmosferica generale e al ruolo dell'acqua in quanto risorsa limitante per gli ecosistemi terrestri mediterranei (Gracia 2002). Poiché quest'ultima è associata a correnti di aria secca e calda, i cambiamenti climatici si tradurranno in un aumento della temperatura e una diminuzione delle precipitazioni per le aree mediterranee. Nonostante ciò, le ecoregioni del Mediterraneo rappresentano degli importanti hotspot di biodiversità, seconde soltanto alle regioni tropicali: queste contengono circa il 20% della diversità vegetale totale della Terra occupando solamente il 2% della superficie terrestre (Blondel, 2006), in cui circa 22.500 di piante vascolari rappresentano degli endemismi (*Mediterranean Forests, Woodlands and Scrub* | WWF, 2017). L'eccezionale diversità e la struttura dinamica di questi ambienti persistono nonostante il bacino mediterraneo sia stato fortemente manipolato nel corso degli ultimi 10.000 anni di occupazione umana (Blondel, 2006). A scala regionale, la continua riprogettazione di paesaggi e habitat ha avuto profonde conseguenze sulla distribuzione, dinamica e ricambio delle specie e delle comunità. Tuttavia, i cambiamenti nella distribuzione delle specie e gli eventi di estinzione locale sono stati in parte compensati dalla differenziazione adattativa intraspecifica e interspecifica in risposta ai cambiamenti dell'habitat introdotti dall'uomo (Naveh, 2007). Inoltre, gli ecosistemi forestali del Mediterraneo risultano fondamentali poiché forniscono molteplici beni e servizi cruciali sia per lo sviluppo socioeconomico delle aree rurali che per il benessere delle popolazioni urbane (Lopezosa et al., 2023). A tal proposito, le foreste mediterranee richiedono un'attenzione particolare per diversi motivi.

Primo fra tutti, esse contribuiscono al sequestro e allo stoccaggio del carbonio: questo beneficio indiretto però non è valutato in modo sistematico e spesso rimane sito-specifico, nonostante contribuisca alla (Cavanagh et al., 2017). Di conseguenza, la valutazione dell'importanza delle foreste mediterranee nel sequestro del carbonio è piuttosto variabile

e influenzata dalla minore produttività generale dei sistemi mediterranei rispetto agli ecosistemi dell'Europa settentrionale o centrale (Ruiz-Peinado et al., 2017). Inoltre, le foreste mediterranee contribuiscono alla regolazione della qualità dell'aria e al suo raffreddamento, come anche alla riduzione del rumore (Bleu, 2018): tutti benefici particolarmente importanti per le foreste attorno alle aree urbane e non solo (Liang et al., 2016). Inoltre, la loro conservazione e gestione incide sulla disponibilità del suolo e delle risorse idriche, rappresentando queste ultime una risorsa strategica per le società mediterranee, e il loro futuro è seriamente messo in pericolo dai cambiamenti climatici e dallo sfruttamento del territorio (Liang et al., 2016). La fornitura di beni commercializzati altamente apprezzati come legna da ardere, sughero, pigne, funghi, rappresentano un ulteriore servizio fornito da questi habitat (Lopezosa et al., 2023). La fornitura di prodotti legnosi è molto rilevante, ma i prodotti forestali non legnosi, come le resine, a volte possono essere più importanti. In particolare, i prodotti alimentari, tra cui funghi, selvaggina, frutti (tra cui noci e castagne), ed erbe aromatiche, vengono raccolti attivamente in molte foreste mediterranee e spesso rappresentano un valore economico maggiore rispetto ai prodotti legnosi (Lovrić et al., 2021). Poiché le foreste mediterranee fanno parte di un mosaico di paesaggio che riflette, non solo le interazioni tra condizioni climatiche e geomorfologiche, ma anche l'influenza umana (Corona et al., 2015), esse risultano fortemente ridotte in superficie (Blondel, 2006). Questa tendenza è cambiata negli ultimi decenni poiché, la superficie forestale totale dei paesi del Mediterraneo risulta in aumento dal 1990, in gran parte a causa dell'espansione naturale delle foreste e della riforestazione (FAO, 2015).

La regione mediterranea è infatti caratterizzata da una lunga storia di cambiamenti umani nell'uso del suolo, la quale ha portato alla formazione di foreste europee per come le conosciamo oggi (Perlin, 1988). La caccia di grandi erbivori e predatori, il pascolo di erbivori domestici, il disboscamento per scopi agricoli, per ricavare legna da ardere e per scopi industriali, l'estrazione di lettiera per ricavare fertilizzanti e, più di recente, la piantagione di monoculture e specie esotiche sono esempi di tali impatti umani (Bengtsson et al., 2000). Le foreste mediterranee sono state alterate dalle attività umane per molto tempo e nella regione non sembra essere rimasta praticamente nessuna foresta incontaminata. Secondo

una visione tradizionale, gli ecosistemi che avanzano senza l'intervento umano e senza disturbi dovrebbero svilupparsi verso il cosiddetto "climax" (Odum, 1969). In realtà, la maggior parte delle specie nelle foreste europee si è evoluta adattandosi ai regimi di disturbo naturale del passato, di conseguenza al giorno d'oggi ha preso piede una visione più dinamica, in cui il cambiamento e il disturbo sono visti come caratteristiche naturali degli ecosistemi (Holling et al., 1995; Ellenberg, 1996). In ogni caso, le profonde modifiche subite dal paesaggio e dagli ecosistemi forestali d'Europa hanno portato ad importanti implicazioni per la conservazione della diversità e per la selvicoltura sostenibile (Nilsson ed Ericson, 1997). Alcuni studi riguardo gli ecosistemi forestali boreali (Wardle et al., 1997) indicano che la frequenza dei disturbi può avere effetti importanti sullo stesso ecosistema, influenzando le dinamiche della vegetazione, i modelli di diversità e i processi dell'ecosistema. È ragionevole supporre che gli organismi che abitano le foreste naturali si siano adattati ai regimi di disturbo caratteristici di queste ultime. D'altra parte, tra le diverse tipologie di disturbi, il fuoco rimane un fattore ecologico particolarmente rilevante per le foreste mediterranee (Bengtsson et al., 2000). In ogni caso, come conseguenza di tutto ciò, rimangono estensioni limitatissime di foreste antiche, la cui caratteristica biodiversità è andata in gran parte perduta (Badalamenti et al., 2017). D'altro canto, una parte rilevante della biodiversità delle foreste mediterranee, in particolare delle specie erbacee e degli insetti associati, è correlata a vari livelli di disturbo, compresi gli incendi e l'erborivoria dovuta alla presenza di bestiame al pascolo (Andrés & Ojeda, 2002), e tende a scomparire in seguito a rimboschimenti o abbandono dei terreni. Dunque, per salvaguardare la biodiversità delle foreste mediterranee è necessario affrontare la sfida della gestione dei vari regimi di disturbo, sia naturali che indotti dall'uomo (Naveh, 2007; Torras & Saura, 2008).

## 1.2. Conservazione e gestione delle foreste mediterranee

Il bacino del Mediterraneo è considerato un hotspot di biodiversità poiché ospita un elevato numero di specie endemiche (Bazan et al., 2020; Moreno-Fernández et al., 2020; Myers et al., 2000). Come in altri hotspot analoghi, le specie native di questa area sono minacciate dal cambiamento globale (Habel et al., 2019): sarebbe appropriato quindi sviluppare e implementare programmi per monitorare e conservare della biodiversità, così come per



identificare quei fattori che risultano determinanti della presenza delle specie e quali potrebbero rappresentare delle potenziali minacce (Chandler et al., 2017; Moreno-Fernández et al., 2020).

In accordo con la Direttiva 92/43/EEC del Consiglio Europeo (“Direttiva Habitat”), la conservazione degli habitat è cruciale per la preservazione della biodiversità dell’Unione Europea (*State of nature in the EU - Publications Office of the EU*, s.d.). Tutti gli Stati membri quindi hanno l’obbligo di perseguire campagne di monitoraggio degli habitat ogni sei anni, allo scopo di valutare periodicamente l’efficacia delle misure di conservazione e l’eventuale raggiungimento degli obiettivi di conservazione (Direttiva Habitat, Annex I: Art. 11 e 17). Nonostante ciò, come messo in evidenza da diversi report recenti (*SOER 2015 — The European Environment — State and Outlook 2015*, s.d.; *State of nature in the EU - Publications Office of the EU*, s.d.), una strategia specifica e standardizzata per il monitoraggio degli habitat presenti in Europa è strettamente necessaria ma ancora mancante. Infatti, sono stati proposti diversi metodi da considerare riferimenti ufficiali per il monitoraggio degli habitat, sia per l’intera Unione Europea che per i singoli Stati (Gigante et al., 2016), ma nonostante questi sforzi rimane ancora aperto il dibattito su quale sia il metodo da utilizzare (Maccherini et al., 2019). Riguardo gli habitat forestali, per valutarne lo stato di conservazione, predire le dinamiche ecologiche o definire strategie di gestione *stand-oriented* è necessario caratterizzare la loro composizione floristica, strutturale e la presenza di specie tipiche (Barbati et al., 2007). Inoltre, in questo contesto, alcune importanti questioni ambientali (come gli incendi boschivi, la siccità, o eventi climatici estremi) richiedono urgente attenzione da parte delle agende politiche locali e regionali (*Mediterranean Forest Research Agenda 2030 | European Forest Institute*, 2022). A tal proposito risultano necessarie azioni che rafforzino la resilienza degli ecosistemi forestali mediterranei, il che è stato messo in luce anche durante la pandemia del COVID-19. Quest’ultima ha infatti sottolineato l’importanza crescente della presenza di boschi urbani e periurbani per le attività ricreative. Inoltre, il conflitto Russia-Ucraina e altre situazioni di instabilità geopolitica hanno cambiato in maniera profonda le rotte commerciali delle risorse energetiche e legnose. In particolare, sono stati influenzati la domanda e il prezzo di mercato della biomassa basata sul legno per

la produzione energetica, come il legname da ardere e il pellet (Lier et al., 2022). A livello europeo, sia la nuova Strategia Europea per la Biodiversità (EC, 2021a) che la Strategia Forestale Europea per il 2030 (EC, 2021b) supportano l'implementazione del Green Deal europeo (EC, 2019) e impongono obiettivi ambiziosi, incluso l'aumento delle aree protette fino al 30% della superficie totale del territorio (*Mediterranean Forest Research Agenda 2030 | European Forest Institute, 2022*). In questo senso, la gestione forestale deve raggiungere compromessi e sinergie tra diversi servizi ecosistemici, poiché i tentativi di massimizzare solamente uno o due servizi potrebbero portare alla perdita della fornitura di altri (J. P. Rodríguez et al., 2006). Gli approcci gestionali che danno la priorità alla produzione di legname dominano ancora le strategie forestali nell'area mediterranea, nonostante la domanda da parte della società di diversi altri servizi sia in aumento. A tal proposito, è stato confermato il crescente interesse per la ricerca nella multifunzionalità forestale (Nocentini et al., 2022): l'abilità delle foreste mediterranee di fornire tutti i potenziali benefici è sempre più compromessa a causa dei cambiamenti ambientali e sociali (Nocentini et al., 2022). Inoltre, i disturbi indotti dai cambiamenti climatici, come l'aumento dell'aridità e il verificarsi di incendi che interessano aree molto vaste, o le alterazioni antropogeniche nella struttura e nella densità del popolamento, come il pascolo eccessivo o l'abbandono delle terre, sono fattori chiave del cambiamento della fornitura di prodotti e servizi da parte delle foreste mediterranee (Nocentini et al., 2022). In conclusione, le foreste mediterranee, in quanto parte di un mosaico paesaggistico di diversi usi del suolo, dovrebbero essere mantenute non solo per la loro importanza culturale e storica, ma anche perché possono contribuire a mantenere fruibili le opzioni che permettono l'adattamento al cambiamento globale. (Nocentini et al., 2022). I numerosi habitat forestali compresi nell'area biogeografica mediterranea possono essere classificati nei loro diversi regimi di conservazione e gestione, ma il loro stato di conservazione attualmente manca di una chiara valutazione, e risulta altresì minacciato dalla mancanza di un sistema comune di riconoscimento e classificazione degli stessi habitat, di conseguenza manca anche la determinazione di strategie chiare e condivise per la conservazione di questi habitat forestali.

Come è facile evincere quindi, la gestione forestale orientata alla fornitura di molteplici servizi, talvolta fra loro contrastanti, rappresenta una questione complessa e ancora irrisolta (Byrnes et al., 2013; Maestre et al., 2012; Nocentini et al., 2022). Infatti, sebbene l'importanza della funzionalità e dei relativi servizi ecosistemici forniti dalle foreste sia sempre più riconosciuta, in molti casi le foreste continuano a essere gestite attraverso mezzi convenzionali, aventi uno o pochi obiettivi, che spesso non riescono a supportare le molteplici funzioni delle foreste. Di conseguenza, gestire una foresta per massimizzare la fornitura di un servizio (o di una serie di servizi) può portare a un sistema meno resiliente e più vulnerabile, sia dal punto di vista ecologico che socioeconomico e gestionale (Nocentini et al., 2022).

L'attuazione di strategie gestionali forestali inadeguate, come quelle che promuovono composizioni monospecifiche, potrebbe influenzare significativamente le funzioni o i servizi ecosistemici (Benz et al., 2020): ad esempio, le strategie che promuovono foreste monospecifiche (come le monocolture), influiscono negativamente la multifunzionalità ecosistemica, talvolta ostacolando anche il recupero rispetto ai boschi misti (Pohjanmies et al., 2021). Inoltre, in ecosistemi forestali monospecifici, anche l'estrazione di risorse può cambiare profondamente la struttura e il funzionamento degli stessi (Edwards et al., 2014). Al contrario, la presenza di foreste miste ha conseguenze considerate generalmente benefiche per l'ecosistema, perché i diversi residui delle piante possono migliorare la salute del suolo, aumentando la biodiversità, il contenuto di nutrienti e la decomposizione della materia organica di scarto. Come risultato, la diversità di specie arboree potrebbe aumentare la produttività degli ecosistemi, rispetto a quanto accade negli stand forestali monospecifici (Huuskonen et al., 2021; Zhang et al., 2012).

In conclusione, è probabile che le foreste umide mediterranee saranno fortemente impattate dal cambiamento climatico, che sta esacerbando lo stress idrico già sofferto dalla vegetazione (Vacek et al., 2023). Questa condizione di stress è esacerbata dalla carenza gestionale di queste tipologie forestali, che, causando l'aumento di densità arborea (Villar-Salvador, 2016), risulta in un'elevata competizione per le risorse (come luce, acqua e nutrienti

del suolo) e generalmente in un rapido esaurimento dell'acqua contenuta nel suolo. (Annighöfer, 2018; Castagneri et al., 2022).

### 1.3. Habitat forestali mediterranei

Le foreste mediterranee sono rappresentate da diversi macrotipi forestali; fra questi, tre sono stati oggetto del campionamento effettuato ai fini di questo progetto di tesi. I tre macrotipi forestali sono in particolare: "Foreste mediterranee decidue", "Foreste mediterranee sclerofille" e "Foreste montane di conifere mediterranee e della Macaronesia"; all'interno di questi tre macrotipi sono stati considerati in tutto quattro tipologie di habitat forestali.

Nell'ambito del macrotipo "Foreste mediterranee decidue", il campionamento è stato svolto nell'habitat 9260 - foreste di *Castanea sativa*: questo viene identificato da foreste sopra- e sub-mediterranee dominate da *Castanea sativa* e vecchie piantagioni consolidate, con sottobosco semi-naturale. Secondo il report ISPRA 2019 (*Reporting Direttiva Habitat*, s.d.) nella regione biogeografica mediterranea questo habitat si presenta in uno stato di conservazione classificato come "Inadeguato", di cui la tendenza è sconosciuta.

Il campionamento di artropodi svolto ai fini di questo progetto è stato attuato in quattro diversi habitat: habitat 9330 - foreste di *Quercus suber*; habitat 9340 - foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*; in particolare, habitat 9330 - foreste di *Quercus suber* è rappresentato da foreste dominate da *Quercus suber* (di norma più termofile e igrofile rispetto alle foreste di *Q. ilex* e *Q. rotundifolia*), che si sviluppano su terreno siliceo in aree del mediterraneo occidentale. Questo habitat presenta diverse sotto-tipologie forestali, in particolare foreste di sughere tirreniche - Quercion suberis: prevalentemente foreste di *Quercus suber* meso-mediterranee di Italia, Sicilia, Sardegna, Corsica, Francia e Spagna nord-orientale, spesso degradate a matorral arborescenti. Foreste di sughere iberiche sud-occidentali - Quercion fagineo-suberis: foreste di *Quercus suber*, spesso con *Q. faginea* o *Q. canariensis*, del quadrante sud-occidentale della penisola iberica. Foreste di sughere iberiche nord-occidentali: enclave di *Q. suber* molto locali ed esigue nell'area forestale di *Q. pyrenaica* delle valli del Sil e del Mino (Galizia, Spagna). Sugherete aquitaniana: sugherete isolate dominate da *Q. suber*,

presenti sia come facies di foreste dunali di pini e querce da sughero, sia in un'area molto limitata delle Landes orientali. Il secondo habitat fra le foreste mediterranee sclerofille è habitat 9340 - foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*: rappresentato da foreste dominate da *Quercus ilex* o *Q. rotundifolia*, spesso calcicole, ma non necessariamente. I sottotipi di questo habitat sono rappresentati da foreste di leccio meso-mediterranee: abbondanti le formazioni meso-mediterranee, che penetrano localmente, nella zona termo-mediterranea per lo più all'interno di precipizi, spesso degradate a matorral arborescente; foreste di leccio supra-mediterranee, che rappresentano le formazioni dei livelli sopra-mediterranei, spesso mescolate a querce caducifoglie, *Acer spp.* o *Ostrya carpinifolia*; boschi di leccio aquitano: soprassuoli isolati dominati da *Quercus ilex* che si presentano come facies di foreste dunali di pini e lecci; boschi di *Quercus rotundifolia*: comunità forestali iberiche formate da *Q. rotundifolia*, generalmente meno alte, meno rigogliose e più secche delle foreste completamente sviluppate che possono essere costituite dalla *Q. ilex* strettamente correlata, sono inoltre più spesso degradate a boschi aperti o addirittura matorral arborescenti. Le specie caratteristiche del sottobosco sono *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Rhamnus alaternus*, *Pistacia terebinthus*, *Rubia peregrina*, *Jasminum fruticans*, *Smilax aspera*, *Lonicera etrusca* e *L. implexa*. Le specie caratteristiche di questo habitat sono *Q. ilex* e *Q. rotundifolia*.

Infine, nell'ambito di "Foreste montane di conifere mediterranee e della Macaronesia", il campionamento è stato svolto per l'habitat 9530\* - pinete (sub-)mediterranee con Pino nero endemico: foreste di livello mediterraneo-montano, su substrato dolomitico (alta tolleranza al magnesio), dominate da pini del gruppo *Pinus nigra*, spesso a struttura densa. I sottotipi di questo habitat sono rappresentati da: foreste di *Pinus nigra* alpino-appenniniche - foreste a *Pinus nigra* s.s. di Italia orientale, Alpi austriache e slovene e degli Appennini. Foreste di *P. nigra* dei balcani occidentali - con *P. nigra* ssp. *nigra* delle Alpi Dinariche e Pelagonedi; foreste di *Pinus dalmatica* delle aree costiere della Dalmazia. Foreste di pino Salmann: foreste di *Pinus salzmannii* della Spagna (Pirenei, sistema dei Pirenei settentrionali, sierra de Gredos, serrania de Cuenca, Maestrazgo, sierras de Cazorla, Segura y Alcaraz, periferia calcarea della Sierra Nevada) ed i Causses. Foreste di pino laricio della Corsica - foreste di *Pinus laricio* delle montagne della Corsica (dai 1000 ai 18000 m.s.l.m.) su suolo granitico. Foreste

di pino laricio calabrese - foreste di *Pinus laricio* var. *calabrica* della Sila (Sila Greca, Sila Grande, Sila Piccola), dell'Aspromonte e dell'Etna. Foreste di pino di Pallas - foreste montane di *Pinus pallasiana* della Grecia e della penisola Balcanica. Le specie vegetali caratteristiche di questo habitat sono: *Pinus laricio*, *Pinus nigra*, *Pinus pallasiana*, *Pinus salzmannii*, mentre la specie animale caratteristica è il picchio muratore della Corsica (*Sitta whiteheadi*).

Secondo il report ISPRA 2019, le pressioni e minacce di origine antropica a cui sono sottoposte le foreste mediterranee sono diverse per diversi habitat. In particolare, l'habitat 9260 - foreste di *Castanea sativa* è minacciato da: attività di pascolo intensivo da parte del bestiame domestico, diminuzioni delle precipitazioni dovute al cambiamento climatico, incendi, rimozione di alberi antichi e colonizzazione da parte di specie alloctone.

L'habitat 9340 - foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* nella regione biogeografica mediterranea è reso vulnerabile da minacce sia alto che a medio rischio; fra le prime viene annoverato l'abbandono delle pratiche gestionali tradizionali e la presenza di specie aliene invasive. Fra le minacce a medio rischio, la conversione dall'uso del suolo ad aree abitative, di insediamento o ricreative, il pascolo intensivo, la conversione ad altre tipologie forestali, comprese le monocolture e in ultimo disboscamento (escluso il taglio netto) tramite rimozione di singoli alberi.

L'habitat 9530\* - pinete (sub-)mediterranee con pino nero endemico, all'interno della regione biogeografica mediterranea risulta minacciato dalla rimozione di alberi morti e morenti e dal diradamento dello strato arboreo. Fra le minacce a medio rischio vengono menzionati il pascolo intensivo, il disboscamento senza piantumazione o ricrescita naturale, la rimozione di alberi datati e l'adozione di pratiche gestionali che riducono le foreste secolari.

Infine, l'habitat 9330 - foreste di *Quercus suber* nella regione biogeografica mediterranea è minacciato da: pascolo intensivo da parte del bestiame domestico, incendi, processi naturali abiotici (in particolar modo processi erosivi) e successione naturale, la quale determina un

cambiamento nella composizione delle specie. Inoltre, fra le minacce a medio rischio vengono menzionate la rimozione di alberi e la conversione di uso del suolo da uso agricolo ad altro uso.

Questa ultima tipologia di habitat (habitat 9330 - foreste di *Quercus suber*) risulta costituito da boschi relativamente aperti dominati da sughera, in cui la ridotta copertura dello strato arboreo permette lo sviluppo di un ricco sottobosco erbaceo e arbustivo (Angiolini et al., 2021). Questa caratteristica distingue i suddetti boschi dalle foreste di *Quercus ilex* (codice 9340), le quali presentano una maggiore copertura di strato arboreo (Biondi et al., 2009). Le sugherete rappresentano una delle principali componenti del paesaggio storico dei Paesi del Mediterraneo occidentali, raggiungendo le coste atlantiche della Francia, Spagna, Portogallo e Marocco (Aronson et al., 2008; *EUFORGEN European forest genetic resources programme*, s.d.). L'estensione delle sugherete attualmente è in diminuzione, sia nel sud Europa che nell'Africa nord-occidentale (Aronson et al., 2008). L'attuale il grado di frammentazione in cui queste riversano le sugherete raffigura una distribuzione prevalentemente relitta.; nonostante ciò, l'habitat 9330 include comunità che rappresentano un importante valore conservazionistico, culturale, ecologico, paesaggistico e socio-economico (FAO and Plan Bleu, 2018), costituendo così una delle tipologie forestali più caratteristiche dell'area mediterranea. L'estensione delle sugherete attualmente è in diminuzione, sia nel sud Europa che nell'Africa nord-occidentale (Aronson et al., 2008). Tuttavia, le informazioni a disposizione riguardo le problematiche minacce che minacciano affliggono questo habitat sono tuttora scarse; le poche disponibili sono relative all'abbandono delle terre e al declino delle pratiche gestionali tradizionali (Bugalho et al., 2011). Di conseguenza, l'habitat 9330 è stato incluso nella Red List europea degli habitat (sotto la definizione EUNIS per gli habitat "G2.11 - *Quercus suber* woodland") nella categoria "Least Concern" (LC - Janssen et al. 2016). Nel territorio italiano, le sugherete rappresentano l'1.78% dell'area forestale totale (INFC, 2007) e versano in uno "stato di conservazione sfavorito" (*Specie e habitat di interesse comunitario in Italia*, s.d.). In particolare, nel centro Italia, la sughera è dominante in maniera naturale solo in foreste meso-mediterranee naturali o semi-naturali, specialmente in suoli acidi e poveri di nutrienti (Selvi & Valleri, 2012).

Spesso, questo habitat è parte dei sistemi d'uso del suolo gestiti per la fornitura di sughero e le foreste sono quindi fortemente modellate dall'influenza umana. Oltre che per la fornitura di sughero, la gestione selvicolturale delle foreste di *Q. suber* è stata spesso rivolta a prevenire la successione ecologica verso altre tipologie forestali, e per questo motivo consiste nel solo taglio selettivo di individui di *Q. ilex* e querce decidue (Angiolini et al., 2021; Spada et al., 2008). La recente diminuzione della richiesta di sughero sta portando alla carenza della gestione di diverse sugherete in Italia. Le conseguenze principale della mancata gestione sono in primis la diffusione del leccio, in quanto specie più competitiva e in secondo luogo al conseguente cambiamento della struttura delle sugherete, con perdita di diversità vegetale associata a questo habitat; e talvolta, tutto ciò risulta in ultimo nella scomparsa dell'habitat stesso per la naturale successione ecologica.

## 1.4 Il progetto LIFE GoProForMed

Il progetto LIFE GoProForMed, nel cui ambito si è svolto questo lavoro, mira a fornire modelli flessibili di gestione forestale "*close-to-nature*" da applicare in aree forestali dimostrative situate in quattro paesi del Mediterraneo (Spagna, Francia, Italia, Grecia) in cui gli habitat target sono molto diffusi (ovvero habitat 9340 - Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*", "habitat 9330 - Foreste di *Quercus suber*", "habitat 9260 - Boschi di *Castanea sativa*" "habitat 9530\* - Pinete (sub-) mediterranee con pini neri endemici").

La copertura complessiva degli habitat del progetto nei 4 paesi target comprende 26.100 km<sup>2</sup> di foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* (habitat 9340), 4.173 km<sup>2</sup> di foreste di *Quercus suber* (habitat 9330), 254.514 km<sup>2</sup> di boschi di *Castanea sativa* (habitat 9260) e 7.046 km<sup>2</sup> di pinete (sub-)mediterranee con pini neri endemici (habitat 9530). In questo modo, durante tutto il progetto, gli habitat scelti saranno rappresentati nel 99% della loro distribuzione europea complessiva.

I quattro habitat forestali su cui si concentra GoProForMED sono non solo rappresentativi dell'area biogeografica mediterranea in termini di superficie, ma anche sensibili nella loro gestione: infatti, le criticità note per tutti gli habitat sono legate a una gestione sconsiderata



delle attività selvicolturali, che spesso accentuano effetti regressivi, minacciando lo stato di conservazione degli habitat stessi (*LIFE GOPROFOR MED, Proposal, 2021*).

## 1.5. Vegetazione arbustiva e legno morto come componenti degli ecosistemi forestali mediterranee

All'interno degli ecosistemi forestali, le varie componenti della struttura sia verticale che orizzontale giocano diversi ruoli e forniscono diversi servizi. In particolare, lo strato arbustivo è una componente importante per quanto riguarda la fornitura di diversi servizi e funzioni, fra cui ad esempio disponibilità di cibo e rifugi per molti organismi (Gastón et al., 2019), l'impollinazione (Rodríguez & Kouki, 2015), frutta e bacche per il consumo animale (Miina et al., 2016), ripristino da danni ambientali (López-Marcos et al., 2020), riduzione dell'erosione del suolo (Ghaleb & Adam, 2010), rallentamento della desertificazione (Maestre et al., 2009), stoccaggio del carbonio (Pasalodos-Tato et al., 2015) e fornitura di materiale bioenergetico (González-González et al., 2017). Inoltre, lo strato arbustivo riveste un importante ruolo nelle dinamiche delle foreste naturali, specialmente durante i primi stadi dello sviluppo degli alberi (Moreno-Fernández et al., 2020). A tal proposito, diversi studi hanno messo in luce l'importanza della presenza dello strato arbustivo nell'impianto e nello sviluppo di giovani plantule in aree caratterizzate da siccità intensa e prolungata (Moreno-Fernández et al., 2019; Smit et al., 2008), ma anche in zone con condizioni climatiche più miti in cui lo stress idrico si intensifica a causa della mancanza di una struttura edafica/struttura del suolo (Alday et al., 2016). Nonostante ciò, nelle aree mediterranee lo sfoltimento dello strato arbustivo è stato per lungo tempo una pratica comune per ridurre la competizione con gli alberi, per facilitare le operazioni forestali, aumentare le aree deputate all'agricoltura, migliorare i pascoli per il bestiame e mitigare il rischio di incendi riducendo il combustibile (Bateman et al., 2018; Liu et al., 2011). Inoltre, nel contesto del surriscaldamento globale, lo strato arbustivo sta acquisendo importanza poiché gli arbusti mostrano una maggior tolleranza alla siccità rispetto alle specie arboree (Lasanta et al., 2018; Pérez-Ramos et al., 2008) andando ad influenzare il microclima locale (Maestre et al., 2009).

Data l'importanza delle specie arbustive nei processi e funzioni forestali, risulta importante identificare e descrivere la composizione e la dinamica delle comunità arbustive lungo i gradienti ambientali, così come identificare la risposta delle specie arbustive alle condizioni ambientali (Das Gupta & Pinno, 2020). Per queste motivazioni, gli Stati membri dell'Unione Europea sono tenuti, ai sensi dell'articolo 11 della direttiva Habitat, a effettuare indagini e inventari che dovrebbero costituire la base per la valutazione degli habitat, di cui gli strati arbustivi costituiscono una componente fondamentale.

Le relazioni fra le variabili ambientali di un ecosistema forestale così come i processi forestali stessi possono variare al variare della scala di studio e della fonte di dati (Olthoff et al., 2016). A questo riguardo, la ricchezza di specie arbustive è stata collegata alle variabili ambientali a livello di singola parcella in foreste con strato arboreo monospecifico (Moreno-Fernández et al., 2020), senza andare mai a considerare variabili ambientali come quelle climatiche, edafiche o topografiche. Diversi studi hanno correlato le condizioni climatiche, e in particolare la variabilità piovosa) e in secondo luogo le caratteristiche del suolo come correlati in maniera più forte alla ricchezza arbustiva (Moreno-Fernández et al., 2020), come anche la vegetazione campestre nelle foreste temperate è strutturata principalmente da fattori geo-climatici (Corney et al., 2006). È probabile che a larga scala, l'effetto delle variabili climatiche potrebbero predominare, mentre l'importanza di altre variabili come quelle edafiche e topografiche potrebbero essere più significative a scala spaziale minore (Olthoff et al 2016; 2018). Diversi altri studi hanno messo in luce il ruolo della variazione della piovosità come un fattore determinante per la ricchezza vegetale e la composizione floristica nelle foreste pluviali (Oliveira-Filho e Fontes 2000) e nelle foreste semi-decidue (Kristiansen et al 2011). Nel bacino del Mediterraneo, l'adattamento all'eterogeneità ambientale e agli incendi contribuisce a spiegare perché questa regione mostra la più alta ricchezza di specie in confronto ad altre parti del globo (Cowling et al 1996). Inoltre, la relativa mitezza dei climi caratteristici delle ere passate ha fornito rifugio per alcune specie, mentre nuove specie potrebbero essere emerse (Postigo Mijarra et al 2009; Molina-Venegas et al 2017).

Generalmente, la maturità delle foreste è associata al supporto di alti livelli di servizi ecosistemici, poiché è risaputo che i servizi ecosistemici individuali accrescono con l'aumentare dell'età forestale (LUCAS-borja and delgrado-B 2019; Zhou et al 2022). Anche la diversità vegetale totale è conosciuta per la sua importanza nella regolazione dei diversi servizi ecosistemici nelle foreste mediterranee, in particolar modo durante la successione ecologica di questi ecosistemi (LUCAS-borja and delgrado-B 2019). Tuttavia, l'influenza della diversità vegetale dello strato arbustivo sulla funzionalità ecosistemica di ecosistemi maturi rimane tuttora poco esplorata. Allo stesso modo, l'importanza della biodiversità del sottobosco per il supporto alle funzioni ecosistemiche viene spesso trascurata nei piani di restauro e gestione forestale, riducendo così l'abilità dei ricercatori di predire l'importanza della biodiversità del sottobosco per il supporto della biodiversità edafica e dei multiservizi ecosistemici (Gilliam 2007). Ad esempio, è risaputo che, mentre le foreste spesso supportano un numero relativamente basso di specie arboree (ad esempio, le pinete sono dominate da *Pinus* spp.), il sottobosco di queste foreste può supportare delle comunità vegetali molto ricche che potrebbero giocare un ruolo importante nel supporto del microbioma edafico e delle sue funzioni (Gilliam 2014). Di conseguenza, comprendere l'importanza della diversità del sottobosco può avere implicazioni importanti per il successo degli sforzi di restauro nelle regioni mediterranee e altrove. A tal proposito, i risultati di recenti studi (Zhou et al 2022) mostrano come la biodiversità del sottobosco supporta diverse componenti delle funzionalità edafiche e del microbioma del suolo. La biodiversità forestale del sottobosco è infatti spesso positivamente correlata ai multiservizi ecosistemici medi, alla produttività vegetale e alla disponibilità di nutrienti del suolo nelle foreste mature (Zhou et al 2022). L'effetto positivo della biodiversità vegetale del sottobosco sulla disponibilità di nutrienti e sulla produzione vegetale potrebbe essere associato con effetti di complementarità nei primi centimetri di terreno, in cui l'attività biologica è maggiore (Eisenhauer et al 2011; Fanin et al 2018). Allo stesso modo, la biodiversità del sottobosco potrebbe aumentare l'eterogeneità delle risorse come gli essudati radicali (Hooper et al 2000), portando in gran parte ad associazioni positive con la biodiversità del suolo ed il funzionamento ecosistemico (Baquerizo, 2019). In conclusione, il sottobosco forestale è fortemente legato al

funzionamento ecosistemico e alla biodiversità delle foreste mediterranee mature (Zhou et al., 2022). Un'altra componente fondamentale per gli ecosistemi forestali è il legno morto. Questo fino a poco tempo fa veniva percepito come un elemento negativo all'interno delle foreste, poiché indicava "mala gestione, negligenza e spreco" per la gestione forestale applicata (Stachura et al., 2007). Tuttavia, negli ultimi decenni la percezione del legno morto negli ecosistemi forestali è gradualmente cambiata, man mano che la ricerca scientifica acquista informazioni riguardo le funzioni del legno morto nelle foreste. A partire dalla seconda metà dello scorso secolo il ruolo del legno morto nelle foreste inizia ad essere descritto come una componente critica degli habitat di un grande numero di specie (Elton, 1966; Krankina et al 1999; Lexer et al 2000), e le numerose ricerche ne hanno poi evidenziato il ruolo fondamentale in particolare per la biodiversità (Ferris & Humphrey 1999), il ciclo dei nutrienti (Harmon et al 1986), la rigenerazione naturale (Harmon & Franklin, 1989), ed altri processi; di conseguenza, (Augustynczyk 2024 →) il legno morto gioca un ruolo centrale per le dinamiche e l'ecologia forestale e la preservazione dei taxa che vivono all'interno delle foreste (Augustynczyk et al 2024). È stato stimato che il 20-25% delle specie in foresta dipendono dal legno morto (Schuck et al 2005; Müller & Bütler, 2010), poiché questo fornisce il substrato e supporta il mantenimento degli organismi saproxilici. Ad esempio, i coleotteri saproxilici sono particolarmente minacciati dalla perdita di habitat. Secondo la *red list* dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura, in Europa il 19.7% delle specie di questo gruppo di animali è a rischio (Calix et al., 2018). Diversi studi suggeriscono che quantità maggiori di legno morto sono correlate all'aumento di ricchezza di specie e all'aumento di abbondanza di organismi saproxilici (Lassance et al 2011; Karvemo et al 2021). È stato suggerito che la soglia del volume di legno morto appropriata per sostenere le comunità saproxiliche e guidare le pratiche gestionali in Europa è di 20-30m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> (Muller and Butler 2010), sebbene analisi più recenti evidenziano che anche la diversità nelle dimensioni del legno morto e degli stadi di decadimento sono determinanti essenziali per la diversità di specie (Muller et al 2020). Gli organismi saproxilici, definiti da Speight (1989) come specie che per una parte del proprio ciclo vitale dipendono da legno morto o morente, rappresentano una parte considerevole della biodiversità forestale (Lassance et al 2011).

Queste specie soffrono a causa dell'uso umano delle risorse legnose, che nel corso dei millenni ha comportato una diminuzione delle quantità di legno morto naturale nella maggior parte delle foreste (Seibold et al., 2014); infatti, i disturbi di origine antropogenica rappresentano la minaccia principale alla biodiversità saproxilica, e in particolare le pratiche selvicolturali intensive poiché tendono a far diminuire fortemente il volume e la diversità del legno morto e modificano la sua distribuzione in classi di età (Lassauce et al 2011). In particolare, la riduzione del l'accorciamento della rotazione della raccolta per aumentare la produttività può causare la mancanza di materiale morto di età avanzata e in stato di decadimento, il quale rappresenta un elemento critico per molte specie saproxiliche (Hunter 1999; Lassauce et al 2011). Effettivamente, queste modifiche rappresentano i maggiori cambiamenti che avvengono quando una foresta è gestita in maniera intensiva: la quantità di legno morto in una foresta gestita rappresenta fra il 2% e il 30% della quantità presente in una foresta non gestita (Fridman and Walheim, 2000). A causa di ciò, al giorno d'oggi un elevato numero di specie saproxiliche, ad esempio il 27% dei coleotteri saproxilici in Germania, sono minacciate (Seibold et al., 2014) e sono state progettate varie strategie di gestione per aumentare la quantità di legno morto (Hutto, 2006; Hyvärinen et al., 2006). Il legno morto è quindi considerato un elemento chiave degli ecosistemi forestali. Gioca un ruolo rilevante per il mantenimento della biodiversità e la complessa catena trofica, poiché influenza la rigenerazione naturale degli alberi e lo sviluppo del suolo (Parisi et al., 2018). Infatti, la maggior parte della biomassa vegetale nelle foreste si nutre nella catena del detrito, supportando sia insetti saproxilici che funghi, così come la stabilità dell'ecosistema e il ciclo dei nutrienti. Le relazioni trofiche tra gli organismi saproxilici cambiano nel tempo, al progredire della decomposizione del legno morto (Wende et al. 2017). Il ruolo del legno morto nelle foreste è stato ampiamente documentato, e può essere diviso in quattro categorie fra loro correlate: (1) l'aumento della produttività arborea; (2) la fornitura di habitat e di strutture che mantengono e aumentano la biodiversità; (3) la riduzione del rischio idrogeologico in aree caratterizzate da pendii ripidi; (4) lo stoccaggio di carbonio in una prospettiva a medio termine. L'importanza di ognuna di queste funzioni varia a

seconda della regione bioclimatica, poiché queste sono influenzate dal tipo di disturbo naturale, dall'intensità e dal tipo di attività selvicolturale applicata.

## 1.6. Comunità di invertebrati come componente degli ecosistemi forestali mediterranei

Gli invertebrati terrestri costituiscono il gruppo animale più diversificato sulla Terra, rappresentando fino all'80% di tutte le specie animali terrestri conosciute (Kotze et al., 2022; Zhang et al., 2012). Questo gruppo infatti occupa una vasta gamma di nicchie ecologiche e microhabitat, svolgendo ruoli importanti nella strutturazione di reti ecologiche mutualistiche e antagoniste in quasi tutti gli ecosistemi terrestri (Ings et al., 2009), contribuendo così anche ai principali servizi ecosistemici tra cui impollinazione, distribuzione e ciclo dei nutrienti (Noriega et al., 2018). Dato il loro ruolo nel modellare fisicamente l'ambiente in cui vivono e la loro capacità di modificare la disponibilità di risorse per altre specie, gli invertebrati possono essere considerati "ingegneri dell'ecosistema" (Jones et al., 1994). Mentre alcuni invertebrati sono ingegneri intenzionali, che alterano direttamente il loro ambiente (ad esempio, formicidi e isotteri che costruiscono reti di nidi sopra e sotto il livello del suolo), altri possono essere considerati ingegneri accidentali che modificano l'habitat indirettamente o come sottoprodotto delle loro attività [ad esempio, i lombrichi (classe *Clitellata*) che formano tunnel temporanei all'interno del terreno mentre si muovono al suo interno, fornendo nutrienti aggiuntivi sotto forma di escrezioni] (Kotze et al., 2022).

In questo contesto, i resti vegetali rappresentano degli elementi fondamentali degli ecosistemi, poiché portano alla formazione di materia organica al suolo, al sequestro di carbonio, alla produttività delle piante e al mantenimento della salute del suolo (Pan et al., 2011; Zeng et al., 2023). La decomposizione dei resti vegetali viene effettuata principalmente da microbi (funghi e batteri), microfauna (ad esempio nematodi), mesofauna (come collemboli e acari) e macrofauna (termiti, lombrichi, isopodi e millepiedi) (Lehmann & Kleber, 2015). Questi gruppi influenzano vicendevolmente la loro presenza e abbondanza e

la decomposizione stessa dei resti vegetali: i microinvertebrati consumano direttamente o regolano indirettamente le comunità microflorali, influenzando così i tassi di decomposizione (Reddy & Venkataiah, 1989); i macroinvertebrati a loro volta influenzano la decomposizione modificando l'abbondanza di microdecompositori (Lawrence & Wise, 2000). Questi ultimi decompongono i materiali vegetali in piccole particelle, sali minerali, anidride carbonica e acqua che vengono poi utilizzati dalle piante e dagli organismi del suolo per produrre nutrienti ed energia (Griffiths et al., 2021). In questo contesto quindi gli invertebrati rappresentano una componente fondamentale del bioma del suolo, i cui effetti sulla decomposizione del materiale organico vengono però spesso sottovalutati (Pausas & Bond, 2020). Le funzioni ecologiche svolte dagli invertebrati del suolo variano a seconda delle regioni terrestri (Kass et al., 2022; Phillips et al., 2021), poiché la storia evolutiva e l'habitat hanno portato a differenze regionali nei taxa della fauna del suolo (van den Hoogen et al., 2020). La regione europea, in particolare, è caratterizzata da disturbi agenti sia a medio termine (come gli incendi) che a lungo termine (come le glaciazioni), che ne hanno influenzato nel tempo le caratteristiche del paesaggio e degli ecosistemi forestali e hanno portato alla formazione di aree-rifugio per specie sia animali che vegetali (Elia et al., 2012); ad esempio, in particolare le porzioni sud-orientale, meridionale e sud-occidentale del continente Europeo supportano una maggiore biodiversità animale, contenendo specie vincolate da range vitali ristretti: questo è il caso di alcuni organismi piuttosto famosi, fra cui ad esempio la famiglia *Cerambycidae* dell'ordine dei Coleotteri, che necessita di particolari condizioni ambientali per iniziare e completare il proprio ciclo vitale (Bengtsson et al., 2000). A tal proposito, all'interno delle diverse tipologie di foreste mediterranee si riscontrano invertebrati più o meno specializzati per alcune specie di organismi vegetali (Paine & Lieutier, 2016). La maggior parte delle specie di insetti, ad esempio, non sono specifiche di una precisa specie di pianta ospite, sebbene sia noto che si verifichino preferenze locali e che queste possano variare da regione a regione (Paine & Lieutier, 2016). Nonostante ciò, molte delle più tipiche famiglie di insetti fitofagi hanno taxa specializzati sui pini (*Pinus* spp.), in cui Lepidotteri e Ditteri risultano dominanti (Lieutier et al., 2005). Nei primi sono particolarmente importanti gli stadi giovanili dei tortricidi (ad es. *Rhyacionia*)

mentre alcuni ditteri (in particolare la famiglia *Cecidomyiidae*) possono nutrirsi perfino all'interno dello ristretto spazio della guaina alla base della foglia aghiforme. L'alimentazione su *Pinuss* spp. avviene per lo più allo stadio larvale, ad eccezione dei coleotteri adulti (ad es. *Cryptocephalus*).

Un altro genere di pianta molto rappresentato in ambiente forestale mediterraneo è il genere *Quercus*: le varie specie di quercia si trovano naturalmente in tutti i paesi del Mediterraneo, escluso l'Egitto (Paine & Lieutier, 2016). La comunità di insetti fitofagi che si nutrono di querce è diversificata, e in particolare l'insieme che nutre di foglie di questo genere di pianta; in questo senso si riconoscono diverse famiglie di Lepidotteri, Imenotteri e Coleotteri. Tra questi, i primi sono dominanti: 32 specie di falene (soprattutto *Noctuidae*, *Erebidae* e *Tortricidae*), ad esempio, sono state trovate a nutrirsi di foglie di *Q. ilex* (Pulido & Díaz, 2002). Gli organismi fillofagi che si nutrono di querce decidue e sempreverdi includono organismi che si nutrono della parte interna della foglia, in cui la larva confinata nella foglia si nutre dei tessuti interni di quest'ultima. Quelli che si nutrono di querce appartengono principalmente al genere *Phyllonorycter* (Lepidoptera, *Gracillariidae*), caratterizzato da falene di piccole dimensioni. Alcune specie polifaghe, invece, si nutrono anche di altri genere di latifoglie, fra cui *Castanea* e *Fraxinus*. Altre ancora si nutrono di arbusti fra cui in particolare *Arbutus unedo*, come osservato in Spagna e in Italia meridionale. Ulteriori specie, come *Orgyia trigotephras* (Erebidae) si nutrono di *Q. suber* e *Q. coccifera* e specie arbustive come *Pistacea lentiscus* (Frago et al., 2010; Marques et al., 2014).

Inoltre, una considerevole parte dell'entomofauna mediterranea terrestre sfrutta le strutture riproduttive di angiosperme e gimnosperme; questa è caratterizzata da un elevato livello di diversità, comprendendo 99 specie, 21 famiglie e 5 ordini (Paine & Lieutier, 2016): Lepidotteri (31,3%), Coleotteri (28,3%), Emitteri (18,2%), Imenotteri (11,1%) e Ditteri (11,1%), in ordine di abbondanza specifica. I Ditteri, ad esempio, forniscono uno dei numeri più alti di famiglie ma la diversità è molto bassa sia a livello di genere che di specie, fatta eccezione per i *Cecidomyiidae*. Al contrario, i Coleotteri sono rappresentati da uno dei numeri più bassi di famiglie ma da due delle più alte ricchezze di specie in due di esse (gli *Anobiidae* e



i Curculionidae). Gli Imenotteri comprendono solo due famiglie. I Lepidotteri sono i più diversificati sia a livello di genere che di specie, e la maggior parte di tale diversità è fornita dai Tortricidae e dai Pyralidae. Sono presenti diversi endemismi, la maggior parte relativi a specie che si nutrono di gimnosperme (76%), una parte minore si nutre invece di angiosperme (52%). Riguardo l'ordine dei Coleotteri, una famiglia particolarmente importante è quella dei Curculionidae, e in particolare della sottofamiglia *Scolytinae*, comunemente conosciuta come "coleotteri della corteccia". Nel bacino del Mediterraneo questi svolgono un ruolo ecologico ed economico rilevante nel funzionamento dell'ecosistema forestale; la loro attività riflette spesso le condizioni di salute dei popolamenti, mentre alcune specie possono diventare *pest* di alcuni organismi arborei, causando talvolta epidemie. Essendo fra i primi decompositori del legno, gli scolitidi rappresentano una componente cruciale nelle reti trofiche. Questa famiglia è infatti molto diversificata, mostrando anche un alto livello di endemismo: sono 42 solamente le specie che vivono all'interno delle conifere mediterranee. Come la maggior parte degli insetti delle foreste, gli scolitidi delle conifere del bacino del Mediterraneo presentano una serie di tratti di vita e comportamenti che li distinguono dalle loro controparti temperate e boreali (Paine & Lieutier, 2016).

## 1.7. Rilevanza ecologica dei *traits* funzionali degli invertebrati

La biodiversità rappresenta un elemento fondamentale sia per il benessere umano che per la resilienza degli ecosistemi e la fornitura dei servizi che questi offrono. Nonostante ciò, i cambiamenti di origine antropica stanno avendo impatti diffusi sull'ambiente circostante, e potenzialmente possono diminuire l'abilità che gli ecosistemi hanno nel continuare a fornire i propri servizi (Nock et al., 2016). A tal proposito, la necessità di valutare accuratamente la biodiversità ed i fattori che la influenzano sta crescendo, e recentemente è sempre più diffuso l'approccio che si focalizza sulla diversità dei tratti funzionali degli organismi: i tratti funzionali sono attributi di un organismo correlati alle proprie caratteristiche comportamentali (come il livello trofico, le abitudini alimentari), fisiologiche (ad esempio, il tasso metabolico), biochimiche, strutturali o fenologiche degli organismi che influenzano

le loro prestazioni o la propria forma fisica. Raggruppare le specie in base alle caratteristiche funzionali è un'idea proposta già in tempi passati, ma più di recente si è assistito a un rapido sviluppo dell'applicazione di approcci basati sui tratti funzionali a diversi argomenti in ambito ecologica (Nock et al., 2016). L'approccio funzionale infatti migliora la conoscenza ecologica poiché si focalizza sulle caratteristiche che definiscono il modo in cui gli organismi interagiscono con l'ambiente fisico, chimico e biologico circostante (Hooper et al., 2005).

I tratti funzionali al centro di questi approcci servono principalmente a due obiettivi: caratterizzare le risposte ai cambiamenti nell'ambiente e quantificare l'influenza che gli organismi hanno sui processi ecosistemici (Díaz et al., 2013; Nock et al., 2016). Questo è possibile in quanto il modo in cui i tratti funzionali variano all'interno delle comunità di specie e lungo gradienti ambientali dà informazioni riguardo il funzionamento ecosistemico, essendo i tratti stessi associati alla resilienza ecosistemica e alla disponibilità di risorse (Basile et al. 2023; Sakschewski et al., 2016). Di conseguenza, la presenza di specie caratterizzate da determinati tratti funzionali influenza le caratteristiche degli ecosistemi stessi ed il modo in cui le specie rispondono all'ambiente (Violle et al., 2007). Ad esempio, un'alta diversità funzionale riscontrata in siti caratterizzati da condizioni abiotiche simili può essere indicatrice della disponibilità di nicchie ecologiche multiple (Laughlin et al., 2012). Al contempo, questa situazione può corrispondere ad un'alta diversità funzionale locale (come ad esempio la diversità dei gruppi trofici) e ad una bassa abbondanza media di specie; in un caso del genere potrebbe essere logico prevedere che le specie si escludano fra loro per competizione, a causa della sovrapposizione di nicchia (Mason et al 2008). D'altra parte, una situazione del genere comporta anche che le condizioni abiotiche possano agire come filtri ambientali, favorendo l'abbondanza delle specie all'interno di quelle nicchie che corrispondono alle condizioni ambientali (Shipley et al. 2011). In ultimo, quindi, la variazione dei tratti funzionali può contribuire alla regolazione funzionamento ecosistemico nel suo complesso (Cardinale et al. 2012), e la loro relazione può assumere diverse forme in base alle caratteristiche ambientali (Seymour et al. 2015). In ogni caso, la diversità funzionale come quella tassonomica può essere influenzata dal disturbo antropico sotto forma di gestione ambientale (Petermann et al. 2020). Al contrario, le risposte

comportamentali e fisiologiche delle specie lungo i gradienti ambientali sono ampiamente studiate e tendono ad essere simili tra gruppi (Balestrieri et al. 2015; Burner et al. 2021): l'aumento di abbondanza di alcune specie potrebbe riguardare solamente quelle i cui tratti sono favoriti dai gradienti ambientali, ma, allo stesso tempo, l'alta competizione per le risorse potrebbe limitare l'abbondanza di quelle stesse specie (Muscarella and Uriarte, 2016). Emerge quindi una contraddizione quando si considera la gestione ambientale volta a preservare la biodiversità, come la gestione *close-to-nature*: un miglioramento delle condizioni ambientali, come l'aumento del volume di legno morto potrebbe in primo luogo favorire l'abbondanza di specie che possiedono particolari tratti funzionali e svantaggiare altre specie, che potrebbero invece tendere a diminuire; in secondo luogo, questo potrebbe favorire contemporaneamente specie con differenti tratti funzionali, senza portare ad un aumento dell'abbondanza media delle specie (Basile et al. 2023). Un elemento presente all'interno degli ecosistemi forestali che agisce tipicamente come gradiente ambientale correlato a importanti risorse il legno morto, di cui presenza e caratteristiche vengono tipicamente considerate all'interno delle pianificazioni gestionali ambientale (Lassauce et al., 2011; Vítková et al., 2018). Il legno morto si presenta sotto diverse forme (tronchi a terra o frammenti di legno morto ad esempio) e a diversi stadi di decadimento o decomposizione. In base a queste caratteristiche ed all'ambiente circostante, esso può fornire diverse funzioni alla biodiversità, così come nel caso dei coleotteri saproxilici o dei picchi (Parisi et al., 2016; Porro et al., 2021). L'importanza del legno morto per la biodiversità forestale ha bisogno di essere valutata anche in termine di variazioni di specie e di tratti che variano con essa. Nello specifico in questo caso, sarebbe importante comprendere se i raggruppamenti di specie lungo gradienti di legno morto sono determinati dai cambiamenti nell'abbondanza di specie di diversi gruppi funzionali o se l'intera comunità beneficia di esso, a causa della complessa (e per lo più inaccessibile) rete di interazioni biotiche (Basile et al., 2021; D'Amen et al., 2018).

### 1.7.1. Invertebrati associati al legno morto a terra

Il legno morto viene comunemente classificato in base al suo spessore in detriti legnosi grossolani (*coarse woody debris* - CWD), se il diametro è maggiore di 10 cm, in detriti legnosi

fini (*fine woody debris* - FWD), se il diametro medio va dai 5 ai 10 cm, e in detriti legnosi molto fini (*very fine woody debris* - VFWD) se il diametro medio è minore di 5 cm (Parisi et al 2018). negli ultimi anni, i CWD sono stati ampiamente studiati a causa della maggior persistenza sul suolo forestale, rappresentano un substrato adatto a diverse funzioni ambientali, fra cui la fornitura di habitat per molti uccelli e mammiferi, nonché organismi saproxilici. Fra questi vengono inclusi diversi taxa sia di funghi che di insetti, strettamente legati alla disponibilità di risorse legnose per completare il loro ciclo vitale (Stokland et al 2012).

La presenza e continuità del legno morto è strettamente correlato alle condizioni locali; in generale, comunque, la quantità di legno morto è notoriamente alta in foreste naturali e non gestite, in cui la raccolta del legname è limitata o completamente assente (Parisi et al 2018). Questi ecosistemi sono spesso localizzati in montagne e in aree remote, in cui l'attività umana è stata abbandonata da lungo tempo a causa dei cambiamenti negli interessi economici e culturali (Palombo et al 2013). Le aree montane, caratterizzate da terreno accidentato e pendii ripidi, rappresentano delle aree rifugio per le foreste secolari e per le specie dipendenti dal legno, essendo zone non adatte per l'insediamento della moderna agricoltura. Le rimanenti foreste vetuste rappresentano degli ecosistemi strutturalmente complessi, in cui è presente una quantità consistente di legno in decomposizione, che fornisce degli habitat speciali e delle nicchie trofiche per molte specie, tra cui uccelli, mammiferi e in particolare per organismi saproxilici (Persiani et al 2016). "Saproxilico" è il termine usato per indicare quelle specie che dipendono dal legno morto almeno per uno stadio del proprio ciclo vitale. Questi rappresentano una grande porzione della biodiversità presente all'interno del legno morto (Stokland et al 2012). Le comunità saproxiliche di funghi e di invertebrati cambiano nel tempo, in accordo con lo stadio di decomposizione del legno, il quale riflette i cambiamenti fisico-chimici delle condizioni del legno e il contatto con il terreno superficiale (Parisi et al 2018). Allo stesso modo, le differenti specie arboree ospitano specifiche comunità saproxiliche. Comunque, il grado di specializzazione è specie-specifica e spesso varia in accordo con lo stato di decomposizione. Ad esempio, i primi colonizzatori del legno morto, come i coleotteri Scotilidi (? bark beetles), sono specializzati per singoli generi o specie di alberi. In particolare, mentre il processo di decomposizione

progredisce, si susseguono specie di invertebrati che sono più o meno dipendenti dal legno morto, fino a specie che sono dipendenti totalmente da questo (Dajoz 2000; Basile et al 2018). La conoscenza circa le comunità di invertebrati saproxilici che si presentano a diversi stadi di decomposizioni è principalmente basata su studi qualitativi e descrittivi, mentre sono poche le analisi quantitative svolte a tal proposito (Saint-Germain et al 2007). Inoltre, esistono diversi gruppi tassonomici che attaccano alberi malati, come la sottofamiglia *Scotylinae* (*Curculionidae*, *Coleoptera*). Questi, oltre ad attaccare sia alberi morenti che totalmente morti, sono anche però predati da diversi gruppi di altri invertebrati, fra cui alcune famiglie di coleotteri e di ditteri. Ad esempio, gli Isteridi (*Hysteridae*, *Coleoptera*) vivono nelle stesse gallerie scavate nel legno dagli *Scotylinae*, e sono associati a diverse altre famiglie, tra cui Cleridae, Nitidulidae, Staphylinidae, Tenebrionidae. Molte di queste specie sono probabilmente micofagie, e agiscono solo occasionalmente come predatori o *scavengers* (Parisi et al 2018).

L'area subcorticale del tronco è spesso influenzata dall'azione di specie che si nutrono del floema, e sono spesso associate con i funghi che crescono fra la corteccia e la superficie del legno (Stokland et al 2012). Molte specie di coleotteri a questo stadio di successione hanno degli adattamenti specifici all'area subcorticale, presentandosi sia in forma larvale che adulta (Carpaneto et al 2015): fra questi, i Pyrochoridae e gli Pythidae spesso vengono rinvenuti in forma larvale. Anche vari Cucujidae sono tipici delle aree corticali degli alberi morenti. Inoltre, una grande varietà di specie di Diptera, appartenente a diverse famiglie, può essere riscontrata nei primi stadi di decomposizione del legno morto, inclusi i Lonchaeidae, Dolichopodidae, Xylomyidae e Xylophagidae (Stokland et al 2012).

Al secondo stadio di decomposizione, l'habitat subcorticale scompare e la corteccia cade e inizia l'attività fungina: questa è caratterizzata dalla presenza di insetti micofagi che si nutrono dei corpi fruttiferi o nei miceli che si sviluppano nei tessuti legnosi (Tanahashi et al 2009). Quando il primo fungo inizia a produrre il proprio corpo fruttifero, il numero di invertebrati micofagi aumenta rapidamente. Le larve di alcuni coleotteri fra cui Cerambycidae, Lucanidae e Trogossitidae sono dei decompositori molto efficienti che

promuovono la disgregazione fisica. Generalmente, nel legno secco/arido le larve di Buprestidae e Anobiidae sono dominanti. Inoltre, la percentuale di insetti micofagi spesso aumenta in relazione con le specie detritivore che si nutrono di legno; queste ultime generalmente anticipano il reale processo di decadimento. Al progredire del processo di decomposizione, il numero di invertebrati saproxilici primari aumenta insieme ai predatori a cui sono associati (Vanderwel et al 2006). Alcune specie di coleotteri che spesso colonizzano il legno agli stati più avanzati di decomposizione, fra cui gli Elateridae, possono compiere diverse generazioni fino a quando il legno non è completamente consumato (Stokland et al 2012). Queste specie vengono man mano rimpiazzate dagli invertebrati del suolo, come i molluschi. Alcuni coleotteri, come i Carabidae, usano questi microhabitat per la loro ibernazione ed estivazione. Mentre la disponibilità alimentare diminuisce, persistono i saproxilici secondari, che usano parte del legno decomposto. A questo stadio, il legno è trasformato in una massa friabile, largamente composta dalle feci dei saproxilici (Vanderwel et al 2006). Le specie legnose che compaiono in questo stadio di decomposizione si sovrappongono con quelle presenti nella lettiera. Oltre ai funghi, i taxa che si osservano più spesso in questa fase sono collemboli, coleotteri, isopodi, ditteri, Centipedi, anellisi, nematodi, acari, pseudoscorpioni e gasteropodi (Ranius & Wilander 2000).

### 1.7.2. Invertebrati associati agli strati della vegetazione

Riguardo i tratti funzionali relativi al comportamento alimentare, la fitofagia rappresenta il processo attraverso il quale l'energia che le piante catturano dal sole viene trasferita al livello successivo degli organismi. Gli invertebrati fitofagi rappresentano un gruppo ecologico tassonomicamente molto diversificato, dominato dagli stadi giovanili e adulti di falene e farfalle (lepidotteri), coleotteri (coleotteri), emetteri, mosche (ditteri) e cavallette e grilli (ortotteri) (Hawlena et al., 2012). Alcuni di questi gruppi sono specializzati nel nutrirsi di determinate piante ospiti, mentre altri sono in grado di nutrirsi di un'ampia gamma di essenze vegetali (Forister et al., 2019). L'assoluta diversità e abbondanza di insetti erbivori all'interno degli ecosistemi forestali rendono le interazioni tra piante e insetti un fattore chiave nella produttività e nel ciclo dei nutrienti (Kotze et al., 2022). Collettivamente, gli

invertebrati fitofagi forestali non costituiscono un gruppo funzionale omogeneo poiché impiegano una straordinaria gamma di strategie per consumare materiale vegetale (Strong et al., 1984). Questa variazione nella strategia di foraggiamento ha impatti altrettanto diversi sulle piante. Ad esempio, gli invertebrati possono provocare riduzioni sostanziali dell'area fotosintetica, la distruzione di strutture riproduttive come fiori o semi e, in alcuni casi, possono promuovere malattie se gli stessi invertebrati sono vettori di malattie (come ad esempio la malattia dell'olmo olandese, provocata dai funghi patogeni *Ophiostoma ulmi* e *Ophiostoma novo-ulmi*), o se gli stessi fitofagi foraggiando creano punti di ingresso per agenti patogeni (Kotze et al., 2022). In un contesto forestale, se i fitofagi aumentano in maniera sproporzionata la propria abbondanza, portano gli alberi a perdere le proprie strutture fogliari, andando ad incidere sul funzionamento ecosistemico anche in un contesto di foreste urbane. Pertanto, gli invertebrati fitofagi in sovrabbondanza sono tipicamente percepiti come parassiti, in particolare quando l'entità della defogliazione è grave e la salute della foresta è compromessa (Raupp et al., 2010).

Inoltre, il ruolo ingegneristico degli insetti fitofagi è più evidente durante le epidemie demografiche che minacciano la persistenza di specie vegetali chiave, soprattutto quando le epidemie interagiscono con altri disturbi come gli incendi. Una serie di fattori possono contribuire al mantenimento di livelli elevati di questi invertebrati, come la perdita di predatori chiave o parassitoidi, cambiamenti nella struttura del paesaggio e nella propria configurazione e le caratteristiche del microclima locale (Halofsky et al., 2020; Kotze et al., 2022). I meccanismi che guidano l'ecologia della popolazione degli insetti fitofagi rimangono una frontiera chiave nell'identificazione di come il loro impatto nelle foreste possa essere valutato e gestito (Kotze et al., 2022).

## 2. Obiettivi

L'obiettivo principale di questo lavoro è analizzare le relazioni tra la diversificazione in categorie funzionali delle comunità di invertebrati e la struttura forestale in foreste mediterranee dominate da *Castanea sativa*, *Quercus ilex*, *Quercus suber* e *Pinus nigra*. Gli obiettivi specifici sono:

- Individuare le caratteristiche del legno morto a terra che influenzano maggiormente la ricchezza di categorie funzionali delle comunità di invertebrati associati al legno morto a terra;
- Individuare le caratteristiche dello strato arbustivo che influenzano maggiormente la ricchezza di categorie funzionali delle comunità di invertebrati associati agli strati della vegetazione;
- Fornire indicazioni gestionali per la promozione della diversità di gruppi funzionali di invertebrati.



## 3. Materiali e metodi

### 3.1. Area di studio

L'area di studio è stata inquadrata all'interno di 3 Stati europei: Italia, Spagna e Francia (Figura 1).

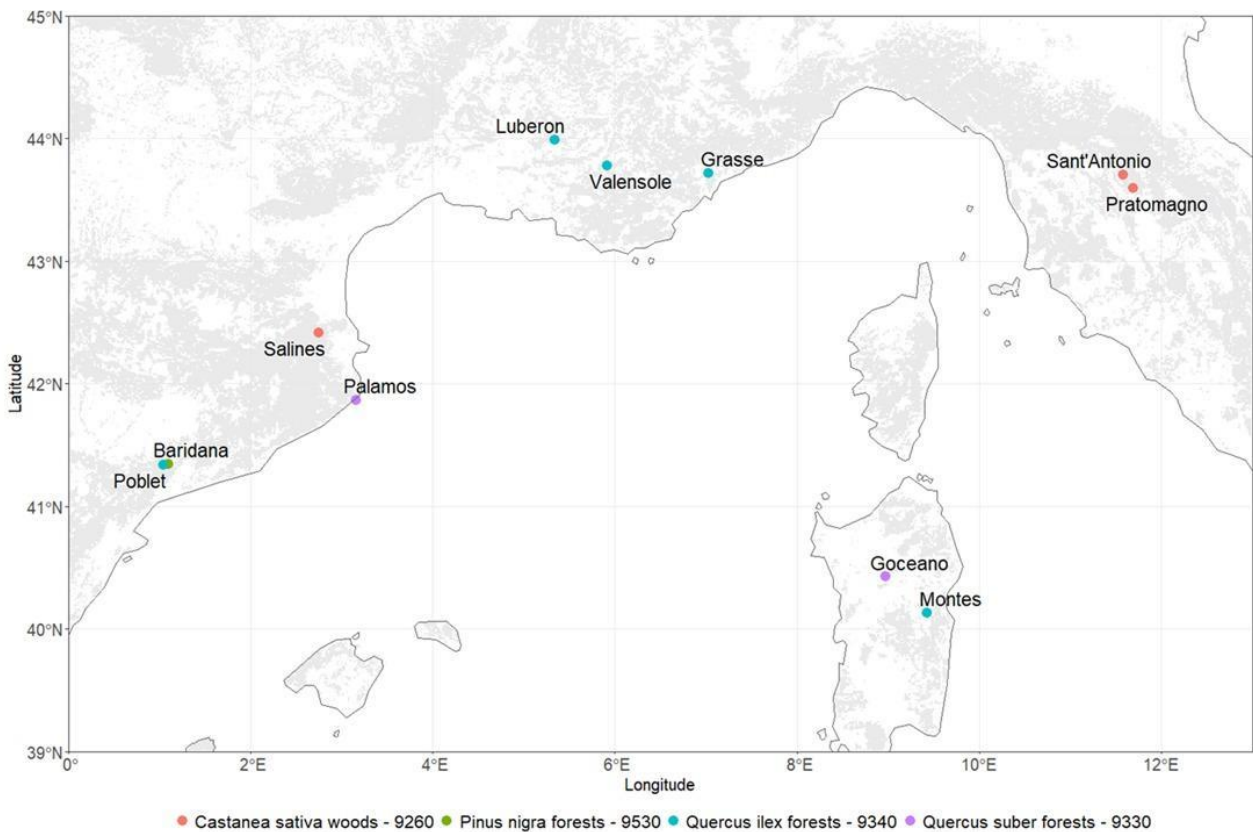


Figura 1 - Mappa dei siti campionati.

All'interno di questi ultimi sono stati definiti siti caratterizzati da habitat forestali tipici dell'ambiente mediterraneo, ovvero:

- Habitat 9260: Boschi di *Castanea sativa*, nome comune "Castagno europeo";
- Habitat 9330: Boschi di *Quercus suber*, nome comune "Sughera" o "Quercia da sughero";
- Habitat 9340: Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, nome comune "Leccio" (le due specie arboree sono morfologicamente molto simili e vicine a livello genetico);
- Habitat 9530\*: Pinete (sub)mediterranee con presenza di endemismo *Pinus nigra*, nome comune "Pino nero".

I siti di campionamento sono stati scelti nell'ambito del progetto LIFE GoProForMed, il cui scopo è il miglioramento dello stato di conservazione degli habitat forestali nella Regione Biogeografica Mediterranea, applicando tecniche di restauro e conservazione *close-to-nature*. Inoltre, tutte le aree di campionamento figurano come Zone Speciali di Conservazione (ZSC) nella Rete Natura 2000 (per ulteriori informazioni riguardo la Rete Natura 2000 del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica consultare il sito: <https://www.mase.gov.it/pagina/rete-natura-2000>).

### 3.1.1. Siti in Italia

In Italia i campionamenti sono stati effettuati all'interno di 4 siti: 2 nella regione Toscana e 2 nella regione Sardegna, all'interno di foreste di leccio, sughera e castagno.

In particolare, in Sardegna il primo sito si trova all'interno dell'area di Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei; qui è stato campionato l'habitat 9340 - boschi di *Quercus ilex*, presenti nella Foresta Demaniale di Montes (comune di Orgosolo, provincia di Nuoro), la quale si estende dal massiccio del Gennargentu (Monte Armario e Passo Correboi) fino al Supramonte e al rio Flumineddu che ne rappresenta il confine orientale. Questa area è stata dichiarata "Oasi permanente di protezione faunistica e di cattura" con decreto dell'Assessorato alla Difesa Ambientale n. 139/79 e area S.I.C. ITB002212 (*Montes | SardegnaForeste*, s.d.). Il secondo sito si trova nella zona centro-settentrionale della Sardegna, all'interno della Catena del Marghine e del Goceano (SS): qui i campionamenti sono stati svolti in habitat 9330 - boschi di *Quercus suber*.

Nella regione Toscana, in entrambi i siti, i campionamenti sono stati svolti all'interno dell'habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*. Il primo sito si trova nell'area di Vallombrosa e Bosco di Sant'Antonio (provincia di Firenze), localizzato sul versante occidentale del complesso del Pratomagno. Il campionamento in questo sito si è concentrato nella valle di Sant'Antonio che si sviluppa sui rilievi a monte del comune di Reggello. Il secondo sito è rappresentato da Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno (codice Rete Natura 2000: IT5180011) in provincia di Firenze, localizzato sul versante meridionale del complesso e

compreso nel territorio comunale di Loro Ciuffenna (IT-1409 *Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno*, s.d.).

### 3.1.2. Siti in Spagna

In Spagna il campionamento è stato svolto all'interno di 4 siti, tutti situati nella comunità autonoma di Cataluña, comprendendo tutte e quattro le tipologie di habitat forestali tipiche della regione mediterranea. Il primo sito si trova nell'area litorale del Baix Empordà (provincia di Girona), ZSC collocata a nord della città di Palamos: i campionamenti in questo sito si sono svolti in habitat 9330 - boschi di *Quercus suber*. Il secondo ed il terzo sito si trovano nell'area di Muntanyes de Prades (provincia di Tarragona), in particolare nel piano montano posto a nord-ovest dell'area; in questi siti i campionamenti sono stati svolti in habitat 9340 - boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, e habitat 9350\* - pinete (sub)mediterrane con presenza di specie endemica *Pinus nigra*. Il quarto sito si trova nell'area dell'Alta Garrotxa - Massís de les Salines: qui i campionamenti sono stati effettuati all'interno dell'habitat 9260 - boschi di *Castanea sativa*.

### 3.1.3. Siti in Francia

In Francia i campionamenti sono stati svolti in 3 siti collocati nella regione amministrativa della Provence-Alpes-Côte d'Azur, nella zona sud-est del Paese al confine con le regioni Piemonte e Liguria (Italia), all'interno dell'habitat 9340 - foreste di *Quercus ilex* e *Q. rotundifolia*.

Il primo sito si trova nella zona più orientale della Provenza, nell'area di Massif du Luberon, all'interno del Parco naturale regionale del Luberon, in un altopiano a nord-ovest della città di Lioux. Il secondo sito si trova nell'area di Valensole, all'interno del Parco naturale regionale del Verdon. Il terzo sito si trova nell'area di Prealpes de Grasse, a nord di Nizza.

## 3.2. Campionamento di invertebrati

Il campionamento è stato effettuato in maniera randomica e stratificata. Il primo strato è rappresentato dalla scelta di siti in cui effettuare i campionamenti. I siti presentano caratteristiche che rappresentavano al meglio la tipologia di habitat preso in esame (lecceta,

sughereta, castagneto e pineta mediterranei). Il secondo livello di stratificazione è rappresentato dalla suddivisione di ogni sito in 6 aree distinte: 3 aree dette “*core areas*” e 3 aree dette “*intervention area*”. Le prime sono quelle in cui viene identificato un maggior grado di naturalità forestale, le seconde sono quelle in cui il grado di naturalità forestale attuale è minore; per questo motivo, in queste ultime verranno effettuati interventi programmati durante il corso del progetto LIFE GoProForMed. In ogni area è stato effettuato il campionamento all’interno di un plot quadrato. Il punto preciso di definizione del plot è stato scelto secondo procedure *expert-based*. Il plot quadrato aveva dimensione di 15 metri x 15 metri, ed è stato delimitato con fettucce metriche.

I campionamenti degli organismi invertebrati sono stati effettuati seguendo due diversi protocolli di campionamento, uno riguardante invertebrati associati a materiale vegetale vivo, per comodità chiamati da qui in poi invertebrati associati agli strati della vegetazione, e uno riguardante invertebrati associati al legno morto, per comodità chiamati invertebrati associati al legno morto a terra. Oltre al campionamento di invertebrati, in ogni plot sono stati acquisiti dati riguardo:

- le coordinate Nord ed Est e l’altitudine del sito (m.s.l.m.) tramite apposito rilevatore GPS;
- l’orario (UTM) in cui veniva effettuato il campionamento;
- la percentuale di copertura della canopy tramite fotografia della volta arborea con apposita macchina fotografica posta al centro del plot, scattata in modo che fosse parallela al piano della canopy. Le immagini sono state in seguito elaborate tramite Rstudio attraverso package “*coverR*” (F. Chianucci, 2021). Questo pacchetto consente di importare, classificare e analizzare immagini di Digital Cover Photography della volta arborea ed esportare attributi riguardanti la chioma forestale come *Foliage Cover* e *Leaf Area Index (LAI)*.

### 3.2.1. Disegno di campionamento di invertebrati associati al legno morto a terra

Il protocollo di campionamento per invertebrati associati al legno morto a terra è stato svolto identificando all’interno del plot tre tronchi di legno morto (lunghezza 30-50 cm, diametro

10-15 cm), in accordo con la classe di decadimento (**Tabella 1**), e selezionando un tronco di classe 2, un tronco di classe 3 e un tronco di classe 4. Un telo bianco di dimensioni 1,5 metri x 1,5 metri è stato posizionato al di sotto di ogni tronco, il quale è stato poi sezionato con strumenti di falegnameria (scalpello e martello) per prelevare con pizette entomologiche tutti gli invertebrati a qualsiasi stadio di crescita all'interno di esso. Gli artropodi prelevati venivano fissati in etanolo al 96% contenuto in provette da 20 ml. Ogni provetta è stata contrassegnata con una targhetta contenente il codice identificativo per il sito, il numero del plot, codice identificativo del tronco dal quale l'artropode era stato prelevato (T1, T2 o T3). Le caratteristiche del tronco quali la classe di decadimento ed il diametro massimo sono state riportate per iscritto sulla scheda di campo e poi inserite nel database (Grove, 2002; Müller et al., 2015; Müller & Bütler, 2010). Il campionamento è stato distribuito uniformemente per i tre tronchi in ogni plot, così da dedicare uguali tempistiche e sforzi di campionamento ad ogni sezione, specie vegetale e strato vegetazionale dello stesso (Junninen & Komonen, 2011; Müller et al., 2010; S et al., 2007; Vilhelmsson, 2013).

*Tabella 1* - Criteri utilizzati per stabilire la classe di decadimento a cui ogni frammento di legno morto campionato appartenesse

Classe di decadimento	Corteccia	Piccoli rami	Consistenza del legno morto	Caratteristiche visibili (funghi, radici ecc.)
1°	Intatta e attaccata al frammento	Presenti	Intatto	Possibile micelio fungino sviluppato in piccola aree subcorticali
2°	Intatta ma leggermente distaccata	Parzialmente presenti	Semi-intatto	Aree marcescenti estese < 3 cm
3°	Tracce presenti	Assenti	Frammentato in grandi frammenti	Aree marcescenti estese > 3 cm; presenza di nucleo consistente
4°	Assente	Assenti	Frammenti	Aree marcescenti estese per tutto il frammento
5°	Assente	Assenti	Polveroso	Singole schegge ricoperte di terra, muschi e licheni

### 3.2.2. Disegno di campionamento di invertebrati associati agli strati della vegetazione

Il protocollo di campionamento per invertebrati associati agli strati della vegetazione è stato svolto all'interno di un transetto rappresentato dalla diagonale del plot quadrato: questa risultava lunga circa 21 metri, larga circa 2 e orientata in direzione Nord-Est. All'interno del transetto, il fogliame dello strato vegetazionale erbaceo, arbustivo e arboreo (fino a 3 metri di altezza) veniva percosso con un bastone al di sopra di telo bianco quadrato della dimensione di 1,5 metri x 1,5 metri. Il campionamento è stato effettuato campionando ogni specie vegetale (riconosciute grazie alla presenza di Lorenzo Balducci e Francesco Di Pietro esperti in diversità vegetale) per ogni strato vegetazionale. Il telo bianco veniva posizionato al di sotto della specie vegetale di ogni strato e gli invertebrati caduti su di esso venivano raccolti con apposite pinze entomologiche e fissati in etanolo al 96% contenuto in provette da 20 ml. Ogni provetta è stata contrassegnata con una targhetta contenente un codice identificativo per il sito, il numero del plot, lo strato vegetale e la specie vegetale su cui era stato effettuato il campionamento. Il campionamento è stato distribuito uniformemente lungo il transetto, così da dedicare uguali tempistiche e sforzi di campionamento ad ogni sezione, specie vegetale e strato vegetazionale dello stesso (J. O. Stireman et al., 2009; J. Stireman & Singer, 2003).

### 3.3. Dati e categorie funzionali di invertebrati

I dati usati per questo lavoro provengono da quattro database, di cui due riguardanti i campioni di invertebrati, uno riguardante le informazioni geografiche dei siti, l'ultimo riguardante la flora vascolare campionata in ogni plot da terze parti.

#### 3.3.1. Dati associati agli invertebrati

Il primo database è stato composto utilizzando dati relativi alle famiglie di campioni di invertebrati associati agli strati della vegetazione, in seguito analizzati a livello tassonomico arrivando al livello di famiglia o sub-famiglia per ogni taxon e ordine. A completare il database è stata poi assegnata una categoria funzionale del tipo "comportamento

alimentare” ad ogni famiglia identificata: tale comportamento determina l’appartenenza ad una determinata categoria funzionale, siglata con un codice identificativo presente nel database. In quest’ultimo erano inoltre presenti i codici identificativi della Nazione, del sito, del plot, dell’habitat forestale, dello strato vegetazionale e della specie vegetale su cui l’individuo appartenente ad una determinata famiglia era stato prelevato durante il campionamento. Infine, ogni famiglia veniva correlata al numero di individui campionati appartenenti ad essa. I risultati saranno presentati relativamente a gruppi funzionali e non tassonomicamente specifici poiché la maggior parte degli individui rinvenuti soprattutto nello strato arbustivo si trovavano in stadio larvale, di conseguenza dovranno essere svolte analisi del DNA di ciascuna morfospécie per poter parlare di diversità specifica.

Il secondo database riguardante gli invertebrati è stato composto utilizzando dati relativi alle famiglie di campioni di invertebrati associati al legno morto a terra, in seguito analizzati a livello tassonomico arrivando al livello di famiglia o sub-famiglia per ogni taxon e ordine. A completare il database è stata poi assegnata una categoria funzionale del tipo “comportamento alimentare” ad ogni famiglia identificata: tale comportamento determina l’appartenenza ad una determinata categoria funzionale, siglata con un codice identificativo presente nel database. In quest’ultimo erano inoltre presenti i codici identificativi della Nazione, del sito, del plot, dell’habitat forestale, del frammento di legno morto e della specie vegetale (quando possibile identificarla) del frammento in cui l’individuo appartenente ad una determinata famiglia era stato prelevato durante il campionamento. Infine, ogni famiglia veniva corredata con il numero di individui campionati appartenenti ad essa. I risultati saranno presentati relativamente a gruppi funzionali e non tassonomicamente specifici poiché la maggior parte degli individui rinvenuti nei frammenti di legno morto si trovavano in stadio larvale, di conseguenza dovranno essere svolte analisi del DNA di ciascuna morfospécie per poter parlare di diversità specifica.

#### *3.3.1.1. Categorie funzionali di invertebrati*

Al termine della campagna di campionamento le fiale contenenti gli individui campionati sono state trasportate al Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”,

all'interno del Museo dell'Istituto di Zoologia dell'Università La Sapienza a Roma. Presso i laboratori del Museo è stato svolto lo smistamento e l'identificazione dei campioni, basati su caratteristiche morfologiche. Dallo smistamento è risultato che è stato campionato un totale di 4706 individui (3829 individui associati a materiale vegetale vivo e 877 individui associati a materiale vegetale morto) a diversi stadi vitali (larve, pupe, adulti) appartenenti alle classi *Arachnida*, *Gasteropoda*, *Insecta* e al superclasse *Myriapoda*. L'identificazione tassonomica per ogni classe o superclasse è stata svolta tramite osservazione dei caratteri diagnostici macroscopici e microscopici. Per fare ciò i campioni sono stati osservati individualmente attraverso stereomicroscopi e microscopi biologici (Zeiss AXIO Zoom V16, Leica ZOOM 2000, WILD Heerbrugg TYP 308700) usando poi chiavi dicotomiche e consultando letture presenti nella biblioteca del Museo (Stehr 2005; Minelli et al., 2023) per arrivare ad identificare le diverse famiglie di appartenenza. In casi di incertezza riguardo il collocamento tassonomico di uno o più individui, questi sono stati sottoposti all'attenzione del Prof. Pierfilippo Cerretti e del ricercatore Maurizio Mei.

In seguito all'identificazione tassonomica, sono stati stabiliti i *traits* funzionali da indagare successivamente in relazione alle caratteristiche della vegetazione viva e morta all'interno dei siti. I tratti funzionali riguardano comportamenti e abitudini alimentari delle famiglie identificate. In particolare, gli individui associati a materiale vegetale vivo sono stati suddivisi in tre macrocategorie: "*Saprofagi*", "*Non-saprofagi*" e "*Polifagi*" (a distinguere gli individui che si nutrono di materiale organico morto rispetto a quelli che si nutrono di materiale organico vivo, rispetto a coloro che hanno un'alimentazione mista e non erano quindi classificabili nelle due precedenti macrocategorie). Per ognuna di queste due macrocategorie sono state poi indicate delle sottocategorie riferite ad abitudini alimentari più specifiche e in particolare: i Saprofagi sono stati suddivisi in "*Zoosaprofagi*", "*Fitosaprofagi*" e "*Polisaprofagi*". I Non-saprofagi sono stati suddivisi ulteriormente tramite le categorie "*Predatori/Parassitoidi*", "*Micofagi*" e "*Fitofagi*". All'interno di quest'ultima categoria sono state riconosciute ulteriori sottocategorie ("*Xilofagi*", "*Fillofagi*", "*Spermofagi*" e "*Antofagi*") in base alla regione del vegetale di cui i fitofagi tendono a nutrirsi.



Gli individui associati a materiale vegetale morto sono invece stati suddivisi in 6 categorie: “Predatori”, “Detritivori”, “Xilofagi”, “Fitofagi”, “Saprofagi” e “Polifagi”.

L’assegnazione di ogni individuo ad una categoria funzionale specifica è avvenuta per associazione fra la famiglia di appartenenza dell’individuo e l’abitudine alimentare della stessa famiglia. Questo è stato fatto tramite ricerca bibliografica circa ogni famiglia e in particolare sfruttando la consultazione del testo “Sistematica ed evoluzione degli Esapodi” (Minelli et al., 2023).

### 3.3.2. Dati associati ai parametri strutturali forestali

Il terzo dataset utilizzato in questo lavoro contiene dati riguardanti sia il legno morto che la flora vascolare. In particolare, per quanto riguarda il legno morto sono stati analizzati il diametro medio e la classe di decadimento dei frammenti di legno morto a terra da cui sono stati prelevati i campioni di invertebrati associati al legno morto a terra. Con il primo dato sono state costruite cinque classi diametriche, per indagare la distribuzione e la frequenza:

- classe 1: diametri da 3 a 8 cm;
- classe 2: diametri da 9 a 14 cm;
- classe 3: diametri da 15 a 120 cm;
- classe 4: diametri da 21 a 25 cm;
- classe 5: diametri da 26 a 31 cm.

Con il secondo dato, ovvero lo stadio di decadimento, sono state costruite delle classi di decadimento, corrispondenti allo stadio stesso (vedi *Tabella 1*):

- classe 1: stadio di decadimento 1;
- classe 2: stadio di decadimento 2;
- classe 3: stadio di decadimento 3;
- classe 4: stadio di decadimento 4;
- classe 5: stadio di decadimento 5.

Per quanto riguarda la flora vascolare sono stati considerati parametri riguardanti gli strati vegetazionali: strato erbaceo, strato arbustivo, strato arboreo; per ogni strato sono state identificate le specie e la copertura in percentuale all'interno dei plot. Inoltre, sono state considerate variabili strutturali forestali tra cui l'area basimetrica totale (standardizzata per ettaro), il DBH medio (*diameter at breast height*): in particolare, per quanto riguarda l'area basimetrica, sono state calcolate anche sei classi diametriche basate sulle misurazioni del DBH degli alberi:

- classe diametrica 1: da 7.5 a 17.5 cm;
- classe diametrica 2: da 17.6 a 27.5 cm;
- classe diametrica 3: da 27.6 a 37.5 cm;
- classe diametrica 4: da 37.6 a 47.5 cm;
- classe diametrica 5: da 47.6 a 57.5 cm;
- classe diametrica 6: diametri maggiori di 57.5 cm.

È stata indagata la distribuzione dei frammenti di legno morto a terra all'interno dei diversi habitat e mostrata attraverso istogrammi di frequenza, riguardo sia le classi diametriche che le classi di decadimento.

Il quarto ed ultimo database contiene informazioni relative alla geografia dei siti in cui sono stati costruiti i plot e in particolare: coordinate geografiche, altitudine sul livello del mare, esposizione, inclinazione, rocciosità e petrosità in percentuale (queste misurazioni sono state inserite per completezza ma non sono state utilizzate come variabili nelle successive analisi statistiche).

### 3.4. Analisi statistiche

Le analisi statistiche sono state svolte separatamente per invertebrati associati al legno morto a terra e per quelli associati agli strati della vegetazione, utilizzando di volta in volta le variabili associate a ciascun gruppo. In primo luogo, sono stati esplorati i dati di campionamento, considerando la frequenza assoluta di ciascuna categoria funzionale, la frequenza media della ricchezza di categorie funzionali in ciascun habitat forestale e la frequenza relativa percentuale di ciascuna categoria funzionale nei diversi habitat forestali. Sono state poi condotte analisi esplorative sulla frequenza assoluta di ciascuna classe diametrica e classe di decadimento dei frammenti di legno morto a terra da cui sono stati estratti i relativi campioni, mentre la distribuzione degli alberi vivi è stata indagata attraverso statistiche principali riguardanti l'area basimetrica di quattro classi diametriche, ed in particolare:

- classe diametrica 1: 7.5 – 17.5 cm DBH;
- classe diametrica 2: 17.6 – 37.5 cm DBH;
- classe diametrica 3: 37.6 – 57.5 cm DBH;
- classe diametrica 4: >57.5 cm DBH.

Per ciascun habitat, di queste classi diametriche è stato calcolato il valore minimo e il valore massimo, il valore medio e la deviazione standard di area basimetrica coperta da ciascuna classe diametrica.

In secondo luogo, sono stati stimati alcuni Generalized Linear Mixed Models: i modelli lineari generalizzati misti (GLMM) rappresentano un'estensione flessibile dei modelli lineari generalizzati (GLM), permettendo di gestire dati con struttura complessa e dipendenze gerarchiche. Questi modelli combinano le caratteristiche dei modelli lineari misti (LMM) e dei GLM, offrendo così un framework statistico che incorpora effetti sia fissi che casuali, e che può gestire risposte non normali. In particolare, i GLM estendono i modelli lineari classici permettendo la modellazione di variabili dipendenti che seguono distribuzioni diverse dalla normale. All'interno di questi modelli la relazione tra la media della variabile risposta e le variabili indipendenti è mediata tramite una funzione di collegamento (link function). Alcuni esempi di GLM sono la regressione logistica (per

variabili binarie) e la regressione di Poisson (per dati di conteggio). Viceversa, i LMM permettono di modellare dati che presentano una struttura gerarchica o raggruppata, introducendo effetti casuali per rappresentare variazioni specifiche dei gruppi all'interno del campione. Questi risultano quindi utili in studi longitudinali o dati raggruppati, in cui le osservazioni all'interno dello stesso gruppo possono essere correlate. I GLMM, quindi, combinano l'approccio dei modelli lineari generalizzati e quello relativo ai modelli lineari misti, permettendo di modellare risposte che non seguono una distribuzione normale, includendo sia effetti fissi che effetti casuali.

Un modello GLMM è definito dalla seguente forma generale:

$$g(\mu_{ij}) = X_{ij}\beta + Z_{ij}u_j$$

in cui:

- $g(\cdot)$  è la funzione di collegamento.
- $\mu_{ij}$  è la media condizionale della variabile risposta  $Y_{ij}$ .
- $X_{ij}$  sono le covariate associate agli effetti fissi.
- $\beta$  sono i coefficienti degli effetti fissi.
- $Z_{ij}$  sono le covariate associate agli effetti casuali.
- $u_{ij}$  sono gli effetti casuali, spesso assunti normalmente distribuiti con media zero e varianza  $\sigma^2$ .

La flessibilità dei GLMM consente di adattare il modello a diverse distribuzioni della variabile risposta, come binomiale, poissoniana, gamma, ecc., e di gestire sia effetti fissi (variabili esplicative comuni a tutti i gruppi) che effetti casuali (variabili esplicative specifiche dei gruppi).

Per analizzare entrambi i gruppi di invertebrati (associati al legno morto a terra e agli strati della vegetazione), all'interno dei modelli sono state inserite variabili strutturali della vegetazione e del legno morto a terra. L'effetto fisso è relativo ai siti ("siteID") all'interno dei quali sono state costruite le unità di campionamento.

Poiché i dati rappresentano dei conteggi, il modello utilizza una funzione di collegamento logaritmica. Questa funzione trasforma la media della variabile di risposta sulla scala originale in una scala logaritmica. È implicito quindi che i coefficienti stimati si riferiscono alla scala logaritmica della variabile di risposta: i coefficienti, quindi, non rappresentano direttamente il cambiamento nella variabile di risposta, ma piuttosto il cambiamento nella media della variabile risposta su scala logaritmica. Per interpretare i coefficienti in termini di cambiamento relativo della variabile di risposta, questi sono stati quindi trasformati in esponenziale.

### 3.4.1. Invertebrati associati al legno morto a terra

I modelli lineari generalizzati misti usati per analizzare le categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra sono stati stimati utilizzando la distribuzione di Poisson classica, poiché queste rappresentano dei dati di conteggio e dalle analisi esplorative risulta che varianza e media hanno valori quasi perfettamente coincidenti (prerogativa per l'utilizzo della distribuzione di Poisson nel GLMM). La distribuzione di Poisson è una distribuzione di probabilità discreta che descrive il numero di eventi che si verificano in un intervallo di tempo o di spazio fissato, con una frequenza media nota ( $\lambda$ ) e indipendentemente dal tempo trascorso dall'ultimo evento. La funzione di probabilità della distribuzione di Poisson è:

$$P(X = k) = \frac{\lambda^k e^{-\lambda}}{k!}$$

in cui:

- $k$  è il numero di eventi osservati;
- $\lambda$  è la media (e varianza) del numero di eventi in un dato intervallo;
- $e$  è la costante di Eulero (circa 2.718).

Questo modelli sono stati validati attraverso la stima del valore di dispersione dei singoli modelli: la dispersione è stata calcolata come il rapporto tra il quadrato dei residui di Pearson e i gradi di libertà residui (df.residual), e viene utilizzata per verificare la presenza

di sovradisersione o sottodispersione. Valori di dispersione intorno ad 1 indicano che il modello non presenta né sovradisersione o sottodispersione; quindi, i residui sono distribuiti come quanto atteso. Valori di dispersione maggiori di 1 indicano sovradisersione: significa che la variabilità dei dati è maggiore rispetto a quella prevista dal modello; valori di dispersione minori di 1 indicano sottodispersione, cioè la variabilità è minore di quella prevista dal modello. Questa situazione potrebbe indicare che il modello è troppo complesso o che si ha poca variabilità nei dati. I GLMM relativi a questo macrogruppo di invertebrati stimati sono stati in totale tre:

- all'interno del primo sono state inserite come variabili predittive il diametro medio e la classe di decadimento del legno morto a terra e come fattore randomico il sito di campionamento (siteID);
- all'interno del secondo modello sono state inserite come variabili predittive l'indice di Shannon del volume di legno morto a terra per classi diametriche, il numero di frammenti di legno morto trovati a terra all'interno di ciascun plot e il fattore di interazione fra queste due variabili, e come fattore randomico il sito di campionamento (siteID);
- all'interno del secondo modello sono state inserite come variabili predittive l'indice di Shannon del volume di legno morto a terra per classi di decadimento, il numero di frammenti di legno morto trovati a terra all'interno di ciascun plot e il fattore di interazione fra queste due variabili, e come fattore randomico il sito di campionamento (siteID).

### 3.4.2. Invertebrati associati agli strati della vegetazione

Per indagare l'influenza dei parametri forestali sulle categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione è stata innanzitutto verificata l'idoneità della distribuzione di Poisson. Per fare ciò, è stata effettuata un'analisi esplorativa circa le categorie funzionali, dalla quale è risultato che questo dato è affetto da sotto-dispersione marcata (il valore della media è maggiore di quello della varianza):

Media: 6.772727

Varianza: 3.347552

Di conseguenza, i modelli non possono essere stimati utilizzando la distribuzione di Poisson, poiché questa necessita che varianza e media abbiano uguale valore. Per decidere quale distribuzione fosse migliore per stimare il suddetto modello, sono stati confrontati i valori di AIC (Akaike Information Criterion) associati ad ogni modello: questo parametro rappresenta una misura che valuta la qualità di un modello statistico in relazione ad altri modelli candidati, basandosi sull'idea di trovare il miglior equilibrio tra bontà di adattamento e complessità del modello. I modelli fra cui scegliere sono stati stimati utilizzando diverse famiglie di distribuzione tra quelle in grado di gestire dati affetti da sotto-dispersione, fra cui:

- Binomiale Negativa;
- Generalized-Poisson
- Gamma-Poisson (o di Tweedie);
- COM-Poisson;
- Poisson (inserito per completezza).

In **Tabella 2** e **Tabella 3** vengono mostrati i risultati che confrontano i valori di AIC dei due modelli stimati utilizzando suddette diverse famiglie di distribuzione:

Model	AIC
Generalized Poisson	248.3691
Teewdie	248.8170
COM-Poisson	249.7315
Poisson	285.6834
Negative Binomial	287.6834

Tabella 2 - Modelli per le variabili di copertura vegetazionale

Model	AIC
Generalized Poisson	247.8289
COM-Poisson	249.1789
Poisson	282.3798
Negativo Binomiale	284.3516
Tweedie	NA

Tabella 3 - Modelli per le variabili associate all'indice di Shannon

Dai valori di AIC risulta che la distribuzione migliore per entrambi i modelli è la Poisson generalizzata (“Generalized Poisson”). I modelli sono stati stimati utilizzando quindi la famiglia di distribuzione Generalized Poisson: questa rappresenta una variante della distribuzione di Poisson che permette di modellare sia l'overdispersione che la sottodispersione nei dati. Questa flessibilità deriva dall'inclusione di un parametro addizionale che controlla la varianza in modo più dettagliato rispetto alla distribuzione di Poisson standard.

La distribuzione Generalized Poisson è un'estensione della distribuzione di Poisson che consente di gestire situazioni in cui c'è overdispersione o sottodispersione, rendendola più flessibile per modellare variabilità maggiore o minore rispetto a quella attesa con la distribuzione di Poisson. La funzione di probabilità della distribuzione Generalized Poisson è:

$$P(X = k) = \frac{\lambda(\lambda + \theta k)^{k-1} e^{-(\lambda + \theta k)}}{k!}$$

in cui:

- $\lambda$  è il parametro di intensità della distribuzione;
- $\theta$  è il parametro di dispersione che controlla l'overdispersione ( $\theta > 0$ ) o la sottodispersione ( $\theta < 0$ );
- Se  $\theta = 0$  la distribuzione Generalized Poisson coincide con la distribuzione di Poisson standard.

Utilizzando la distribuzione di Poisson generalizzata, possono essere quindi gestite dati affetti da sovradiersione o sottodispersione, grazie al parametro  $\theta$ . Inoltre, può essere ridotta ad una distribuzione di Poisson classica nel caso specifico in cui la dispersione è neutra (ovvero quando  $\theta = 0$ ).

Per analizzare la comunità di invertebrati associati agli strati della vegetazione sono stati prodotti due modelli lineari generalizzati misti, inserendo in ognuno due o più variabili



indipendenti riguardanti la vegetazione campionata. In particolare, sono state inserite in un primo modello la copertura in percentuale degli strati erbaceo, arbustivo, arboreo; questo è stato possibile in quanto la correlazione fra queste tre variabili è risultata bassa. In un secondo modello sono state inserite come variabili esplicative l'indice di Shannon delle specie vegetali presenti nello strato arbustivo e quello delle specie presenti nell'understory. La variabile risposta è la ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione. L'effetto randomico è relativo ai siti ("siteID") all'interno dei quali sono state costruite le unità di campionamento.

In ultimo, sono stati costruiti alberi di regressione o *Regression Trees Models*: questi rappresentano uno strumento statistico utilizzato per prevedere il valore di una variabile quantitativa, variabile dipendente o risposta, sulla base di una serie di variabili esplicative, dette variabili indipendenti. L'albero prende forma dividendo il set di dati iniziale, e il tipo e il numero di divisioni dipendono dalle caratteristiche delle variabili indipendenti nel modello. Queste divisioni sono progettate per creare gruppi di oggetti, in questo caso unità di campionamento, il più omogenei possibile rispetto alla variabile di risposta. L'albero si sviluppa in base alla quantità di dati necessaria per creare una suddivisione, smettendo di crescere quando non viene raggiunta una soglia per ulteriori divisioni, oppure quando non si ottiene un miglioramento significativo nella previsione. Attraverso questa analisi si possono identificare dei valori soglia dei parametri inseriti come variabili esplicative, entro i quali aumenta la probabilità di mantenere alta la biodiversità funzionale di invertebrati associati al legno morto a terra o di quelli associati agli strati della vegetazione. L'algoritmo si avvale del metodo ANOVA nella funzione *rpart* per valutare le possibili suddivisioni sulla base di quanto queste riducono la varianza della variabile di risposta in maniera ottimale. A ogni potenziale suddivisione, l'algoritmo calcola la somma delle deviazioni al quadrato dalla media della variabile risposta, per le osservazioni che rientrerebbero in ogni nodo risultante. Sceglie quindi la suddivisione che determina la maggiore riduzione di questa somma delle deviazioni al quadrato, cercando di fatto di partizionare i dati in modo che ogni sottoinsieme risultante sia il più omogeneo possibile rispetto alla variabile di risposta. La validazione dei modelli può essere effettuata tramite calcolo del valore dell'*R-squared*:

questo parametro rappresenta in maniera indicativa quanta variabilità viene spiegata tramite il modello proposto, attraverso le variabili che sono inserite nel modello stesso. Per analizzare la ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra nei modelli sono state inserite, come variabili predittive, il diametro e la classe di decadimento di un singolo frammento di legno morto per unità di campionamento (per evitare di includere frammenti che non rappresentassero campioni indipendenti); per analizzare la ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione sono state utilizzate la copertura in percentuale dello strato arbustivo e l'indice di diversità di Shannon delle specie presenti in quest'ultimo. La variabile risposta da analizzare in entrambi i modelli era la ricchezza di categorie funzionali per ogni gruppo di invertebrati.

Le analisi sono state condotte tramite il software R versione 4.3.3 (*R Core Team, 2021*).

## 4. Risultati

### 4.1. Distribuzione dei dati

#### 4.1.1. Dati riguardanti gli invertebrati

Le prime analisi esplorative sono state condotte per indagare innanzitutto la frequenza assoluta delle varie categorie funzionali; ciò ha riguardato sia gli invertebrati associati al legno morto a terra (**Fig. 2 e 3**) che quelli associati agli strati vegetazionali (**Fig. 4 e 5**).

In particolare, per quanto riguarda gli invertebrati associati al legno morto a terra, la categoria più frequente è quella dei predatori, con 248 individui su 889 totali, a rappresentare il 27.9% degli individui totali campionati. Un'altra categoria quasi altrettanto frequente è quella dei polifagi, individui in grado di nutrirsi di diverse risorse, rappresentati da 219 individui (il 24.6% del totale). Le analisi esplorative riguardanti gli invertebrati associati agli strati della vegetazione hanno rilevato anche in questo caso una maggior abbondanza di invertebrati inquadrati nella categoria "predatori", con 789 individui su 3713 campionati in totale, corrispondenti al 21.2%. La seconda categoria più abbondante, in questo gruppo, è quella corrispondente ai fillofagi, individui fitofagi che si nutrono in maniera specifica delle foglie presenti sulla vegetazione. Quest'ultima categoria rappresenta il 20.7% del totale, con 769 individui classificati.

Categoria funzionale	Frequenza assoluta	Frequenza relativa
detrit	167	18.8%
polyph	219	24.6%
pred	248	27.9%
saproph	55	6.2%
spermoph	3	0.3%
xiloph	109	12.3%
phytoph	61	6.9%
micoph	1	0.1%
zoosaph	5	0.6%
phytosap	6	0.7%
saproxyloph	15	1.7%
Totale	889	100%

Figura 2 - Frequenze assolute e relative percentuali delle categorie di invertebrati associati al legno morto a terra

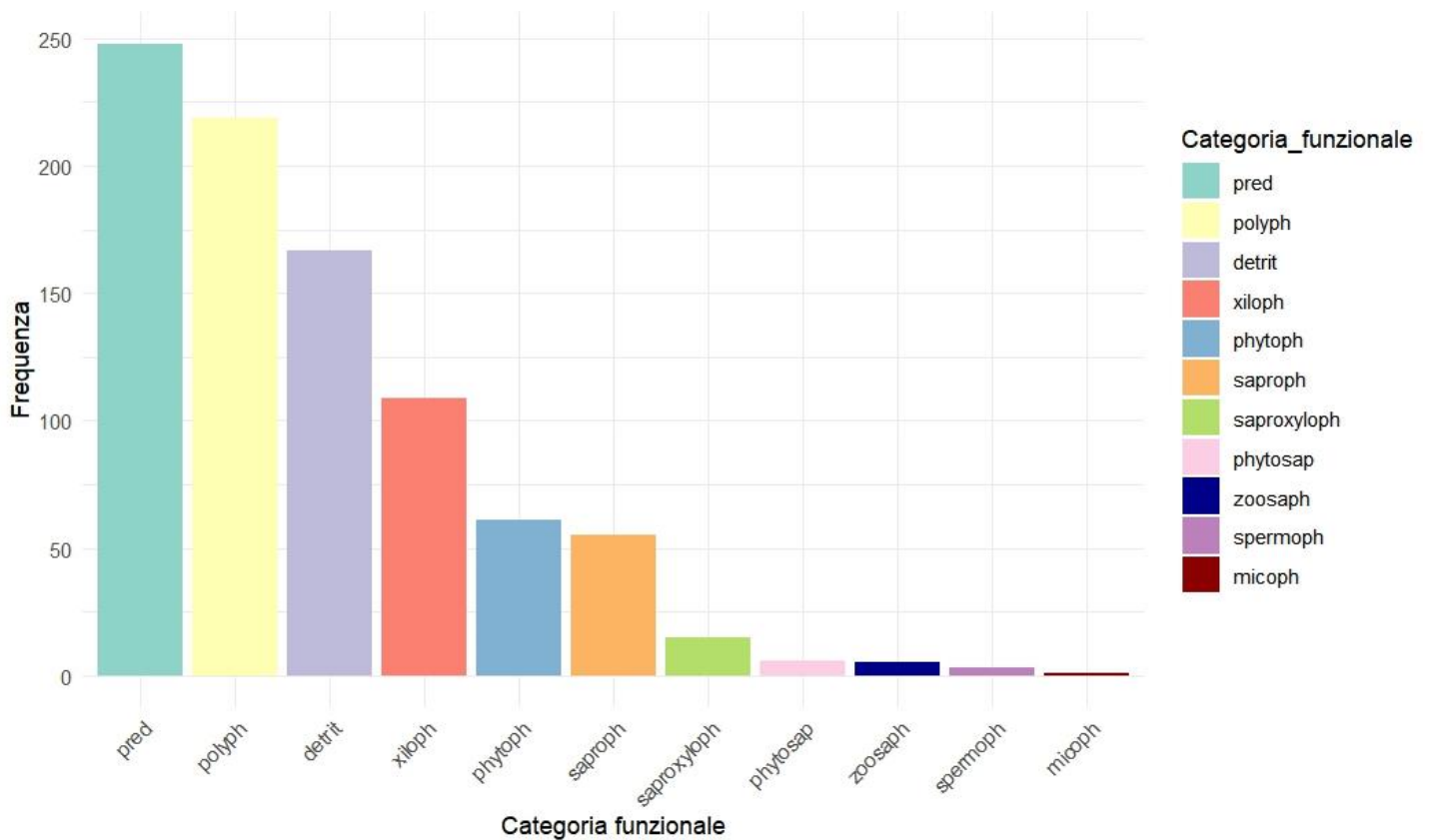


Figura 3. Istogramma delle frequenze assolute delle categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra

Una seconda analisi esplorativa ha voluto indagare la frequenza delle categorie funzionali per i due gruppi di invertebrati all'interno degli stessi habitat forestali, ovvero foreste di leccio (*Quercus ilex*), di sughera (*Q. suber*), castagno (*Castanea sativa*) e pino nero endemico (*Pinus nigra*). Nella **Fig. 6** vengono mostrate le frequenze relative in percentuale delle diverse categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra, in ogni diverso habitat forestale; nello specifico, all'interno dell'habitat 9340 sono state identificate 10 categorie funzionali (detritivori, micofagi, fitofagi, fitosaprofagi, polifagi, predatori, saprofagi, saproxilofagi, xilofagi, zoosaprofagi, mancante quella relativa agli spermofagi), con una dominanza della categoria predatori; nell'habitat 9330 solamente 6 categorie funzionali (detritivori, polifagi, predatori, saprofagi, spermofagi, xilofagi, mancanti le quelle dei micofagi, fitofagi, fitosaprofagi, saproxilofagi e zoosaprofagi), con una dominanza di detritivori. Sia nell'habitat 9260 che in 9530\* sono state identificate 7 categorie funzionali (detritivori, fitofagi, polifagi, predatori, saprofagi, saproxilofagi, xilofagi e mancanti micofagi, zoosaprofagi, fitosaprofagi e spermofagi in castagneto; identificati detritivori, fitofagi, polifagi, predatori, saprofagi, spermofagi e xilofagi, mancanti micofagi, fitosaprofagi, saproxilofagi, zoosaprofagi nell'habitat 9530\*), con una dominanza di polifagi

in entrambi i casi. È stata inoltre indagata la ricchezza di categorie funzionali all'interno dei diversi habitat, per ogni gruppo di invertebrati (Fig. 8 e 9)

Categoria funzionale	Frequenza assoluta	Frequenza relativa
phytomiz	143	3.9%
phytoph	546	14.7%
polyph	469	12.6%
pred	789	21.2%
spermoph	111	3%
micoph	385	10.4%
phylloph	769	20.7%
phytosap	363	9.8%
antoph	6	0.2%
sap	59	1.6%
paras	24	0.6%
xyloph	37	1%
notfeed	5	0.1%
zoosap	7	0.2%
<b>Totale</b>	<b>3713</b>	<b>100%</b>

Figura 4 - Frequenze assolute e relative degli invertebrati associati agli strati della vegetazione

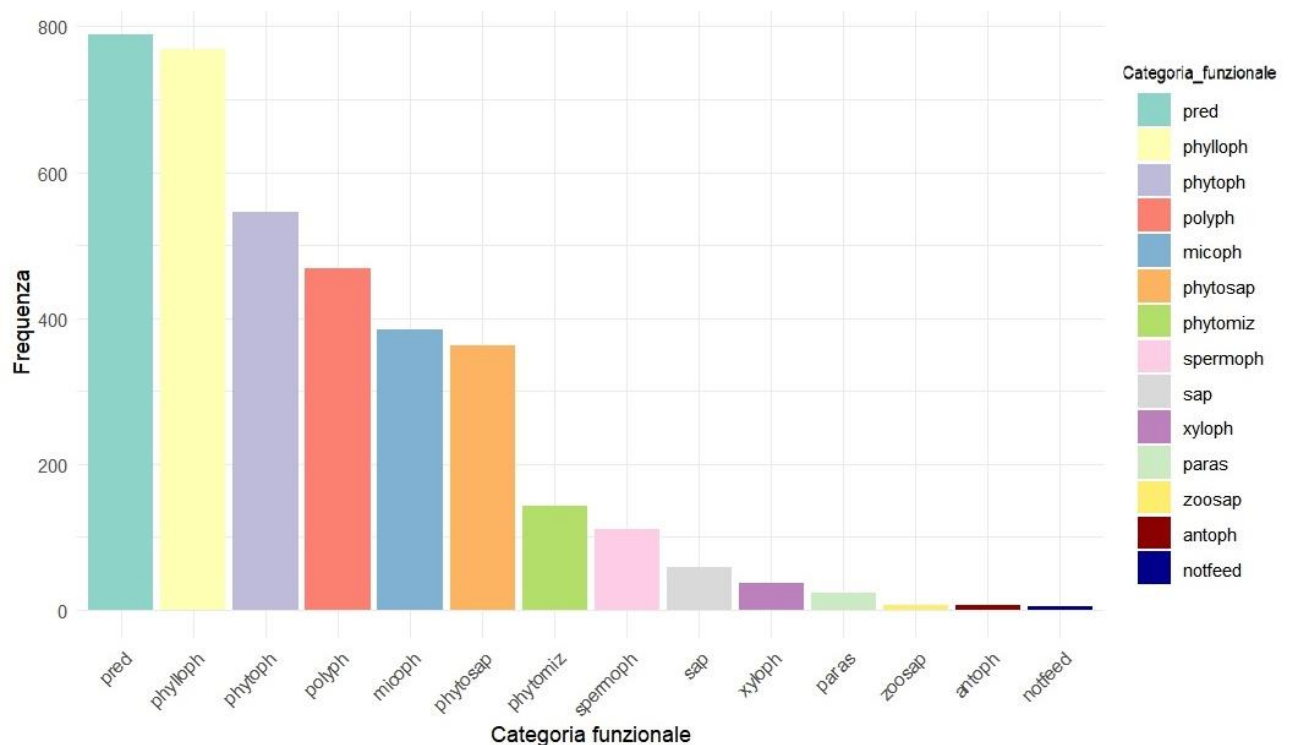


Figura 5. Istogramma delle frequenze assolute delle categorie funzionali di invertebrati associati agli strati vegetazionali

## Frequenze relative delle categorie funzionali per habitat

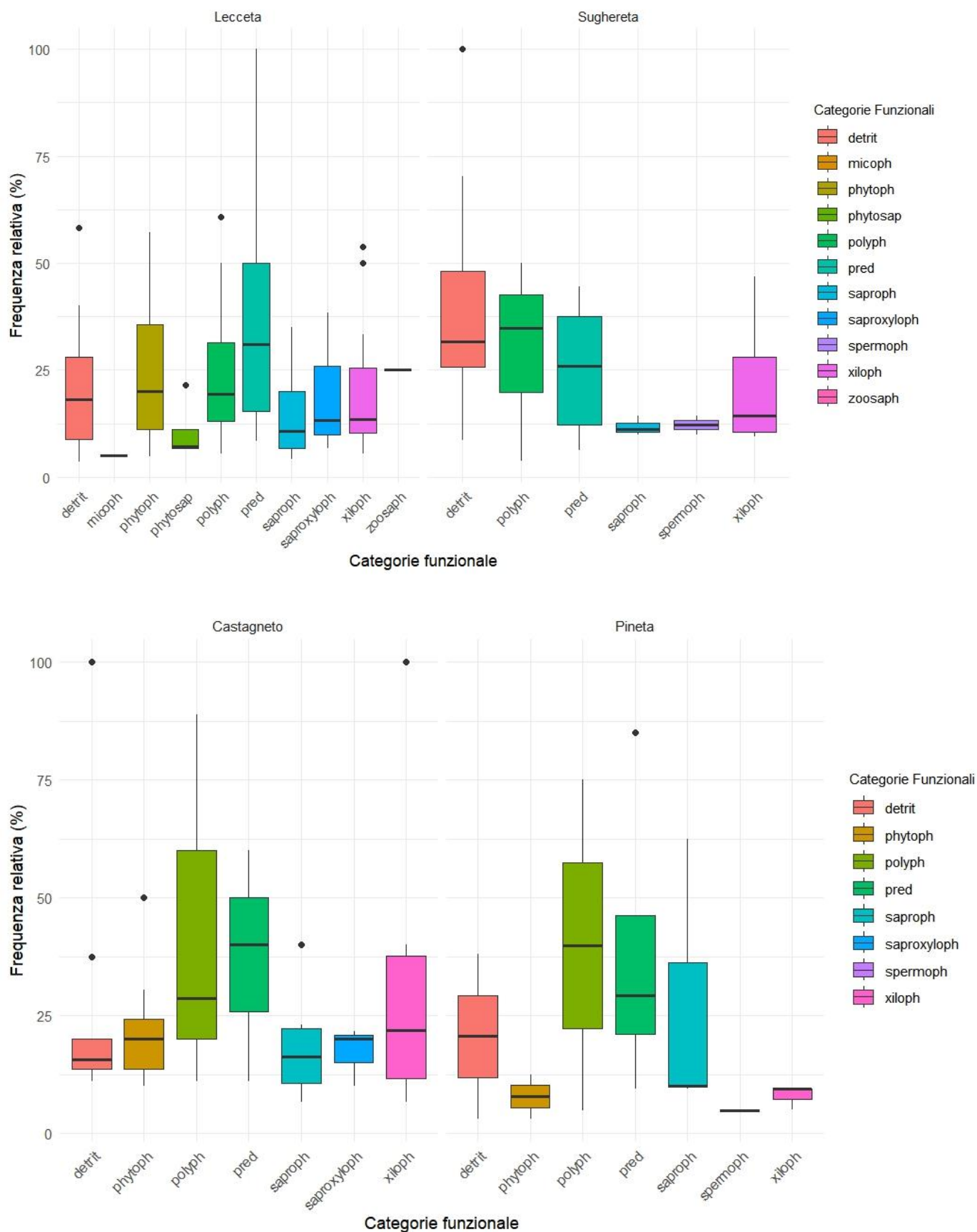


Figura 6. Boxplot delle frequenze relative per habitat delle categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra.

Nella **Figura 7** vengono mostrate le frequenze relative in percentuale delle diverse categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione, in ogni diverso habitat

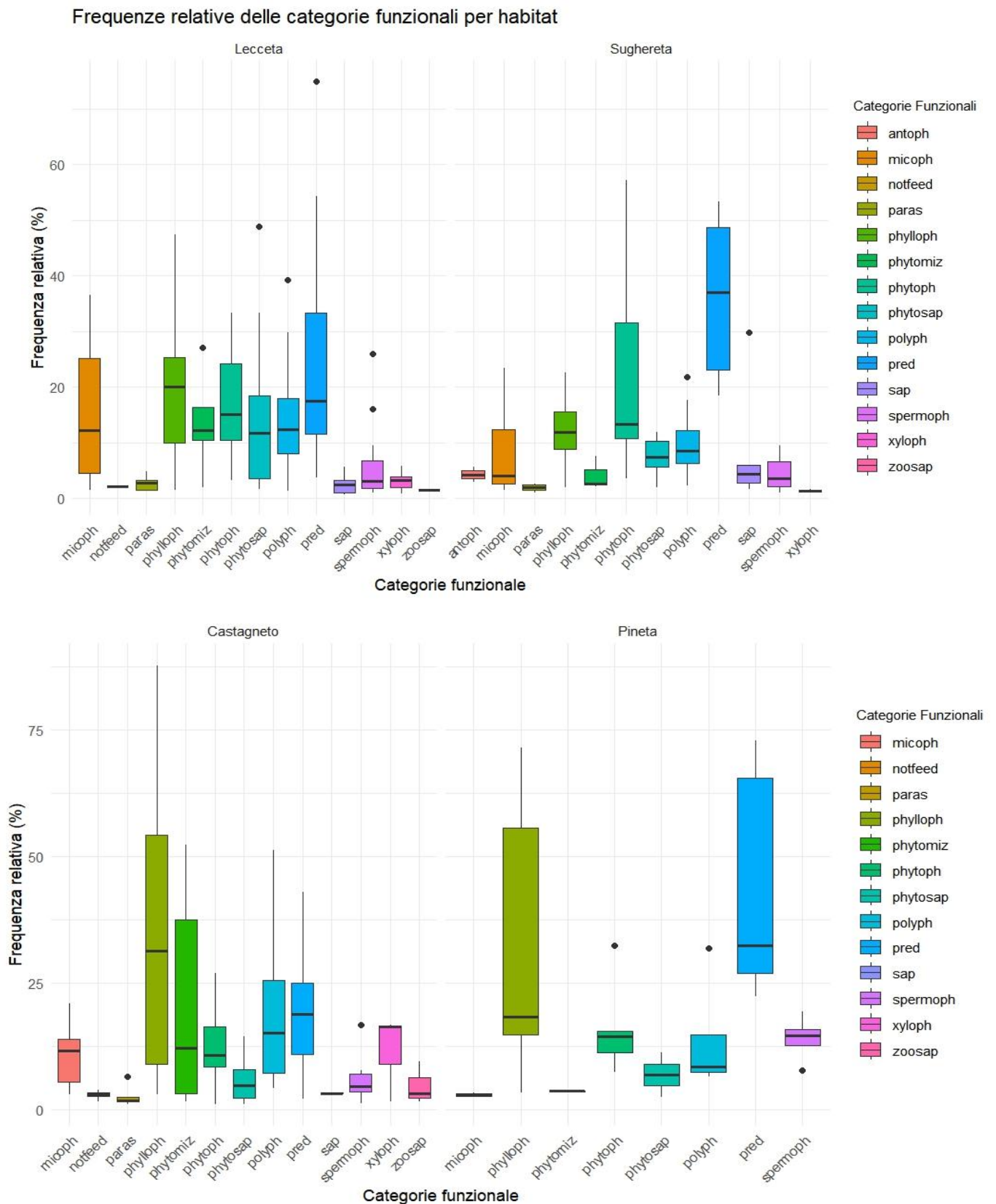


Figura 7. Boxplot delle frequenze relative per habitat delle categorie funzionali associate agli strati della vegetazione.

forestale. Nello specifico, nell'habitat 9340, nell'habitat 9330 e nell'habitat 9260 sono state identificate 13 categorie funzionali (micofagi, parassitoidi, fillofagi, fitomizi, fitofagi, fitosaprofagi, polifagi, predatori, saprofagi, spermofagi, xilofagi, zoosaprofagi, invertebrati che non sono in grado di nutrirsi nelle leccete e nei castagneti e mancante solamente gli antofagi in entrambi gli habitat; nelle sugherete sono state identificate le categorie degli antofagi, micofagi, parassitoidi, fillofagi, fitomizi, fitofagi, fitosaprofagi, polifagi, predatori, saprofagi, spermofagi, xilofagi, mancanti gli zoosaprofagi e gli invertebrati non in grado di nutrirsi), con una prevalenza della categoria "predatori" all'interno di lecceta e sughereta, mentre nell'habitat castagneto la categoria più frequente è quella dei fillofagi; anche nell'habitat 9530\* - pinete la categoria più frequente è quella dei "predatori", con la differenza che in questo habitat le categorie in tutto identificate sono state 8 (micofagi, fillofagi, fitomizi, fitofagi, fitosaprofagi, polifagi, predatori e spermofagi, mancanti antofagi, parassitoidi, saprofagi, xilofagi, zoosaprofagi, invertebrati non in grado di nutrirsi).

È stata inoltre indagata la ricchezza di categorie funzionali per i due macrogruppi di invertebrati all'interno delle quattro tipologie di habitat considerati (**Figura 8** e **Figura 9**), per indagare se vi fossero differenze significative fra gruppi all'interno dei diversi habitat. Dai risultati, non si evince alcuna differenza per quanto riguarda il macrogruppo di invertebrati associati al legno morto a terra (test di Kruskal-Wallis, p-value = 0.9178), mentre viene riscontrata una differenza significativa nella ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati vegetazionali (test di Kruskal-Wallis, p-value = 0.0233), che è stata indagata con il test di Dunn-Bonferroni: questo test post-hoc rappresenta una procedura statistica utilizzata per confrontare più coppie di medie in un gruppo di dati e viene spesso utilizzato dopo aver condotto un test statistico che confronta le medie (in questo caso, il test di Kruskal-Wallis). Lo scopo è identificare quali coppie di medie sono significativamente diverse tra loro: da ciò risulta in effetti che vi è una significativa differenza fra Pineta e Sughereta (test di Dunn-Bonferroni, p-value = 0.0103).



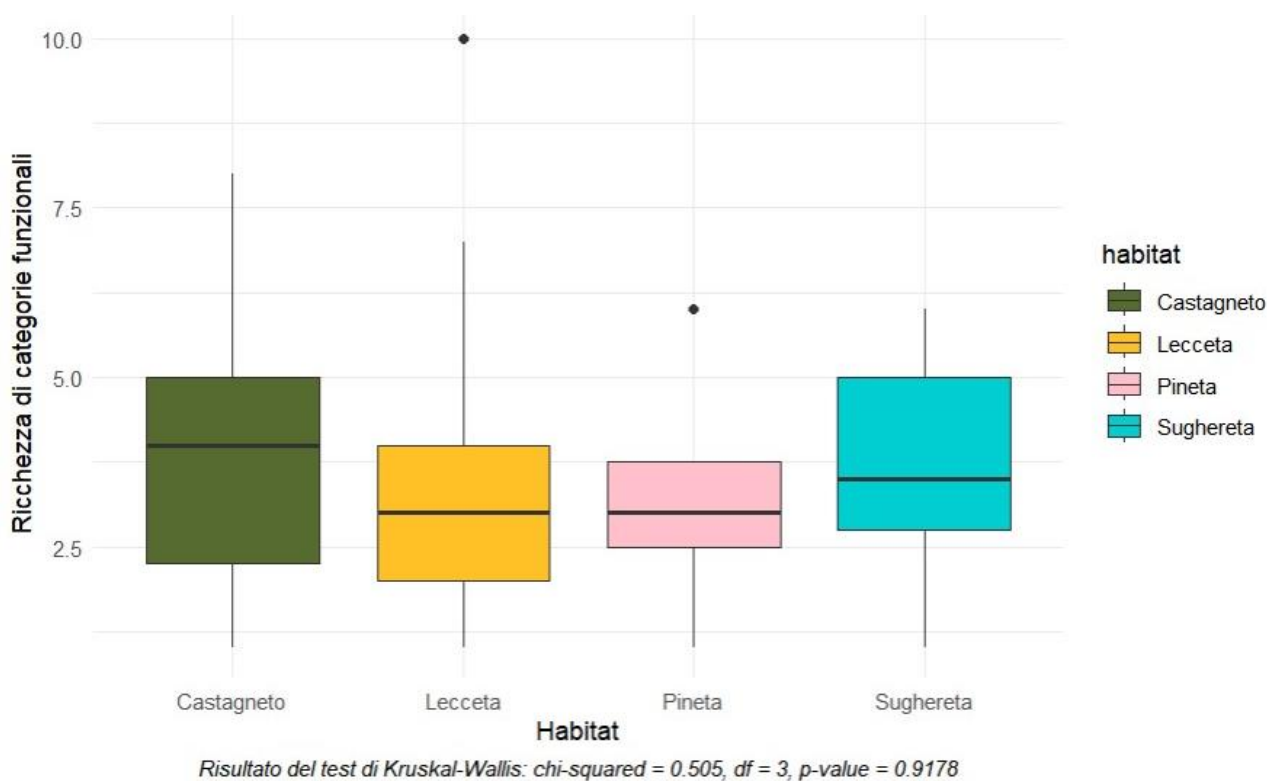


Figura 8. Boxplot della distribuzione della ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra all'interno di ciascun habitat forestale.

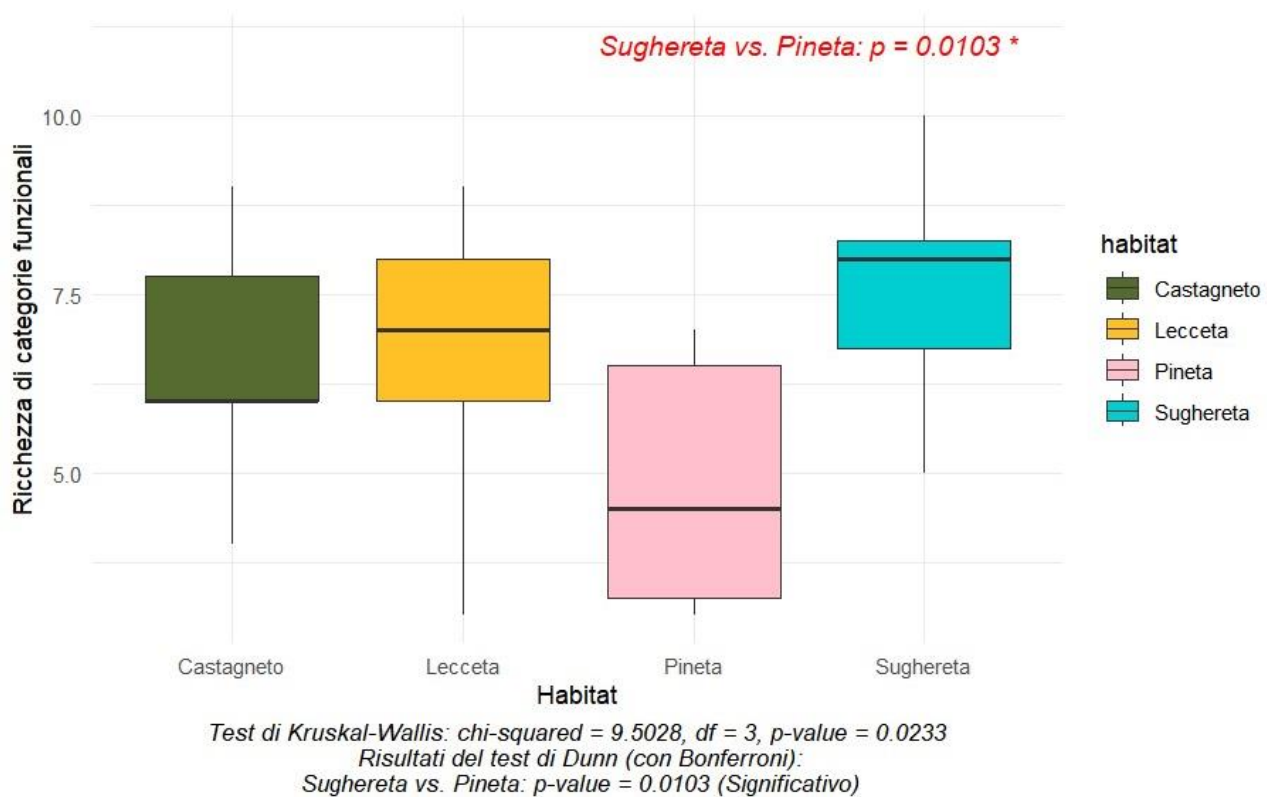


Figura 9. Boxplot della distribuzione della ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati vegetazionali all'interno di ciascun habitat forestale.

#### 4.1.2. Dati riguardanti la struttura forestale

Sono state inoltre indagate in primo luogo le distribuzioni dei frammenti di legno morto a terra in ogni habitat, in base alla classe diametrica (**Fig. 10**) e alla classe di decadimento (**Fig. 11**).

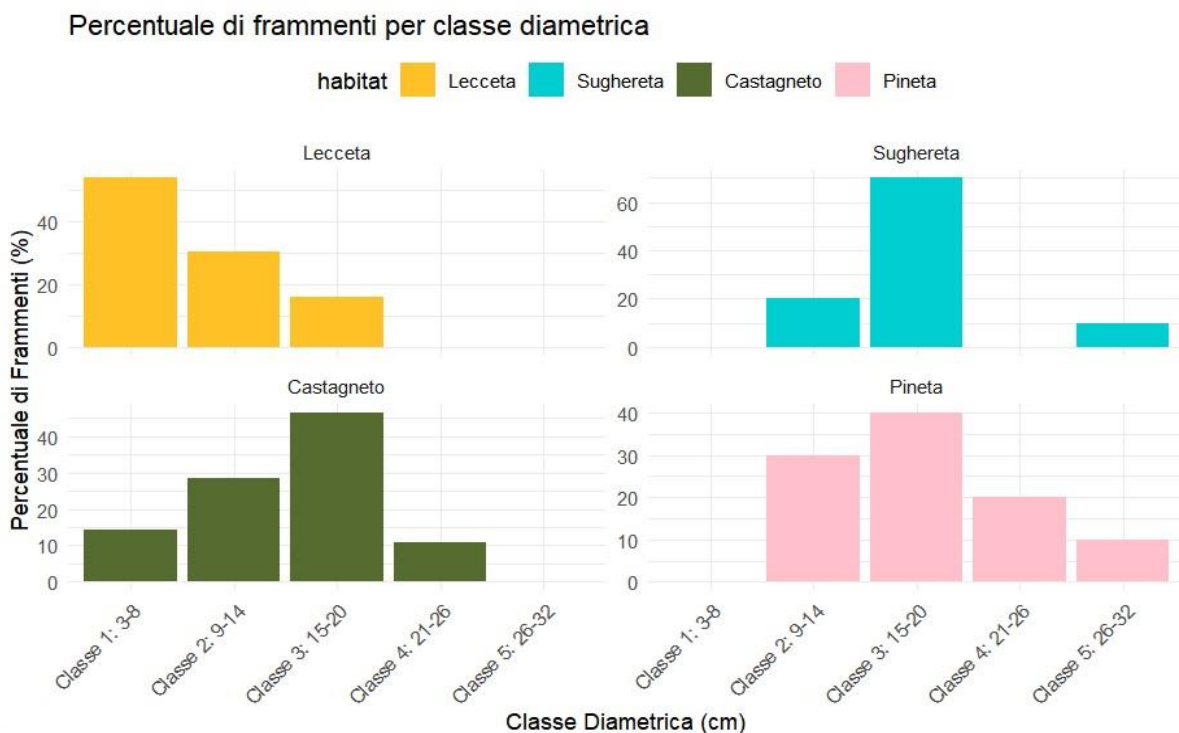


Figura 10. Istogramma della distribuzione percentuale dei frammenti di legno morto a terra per classi diametriche

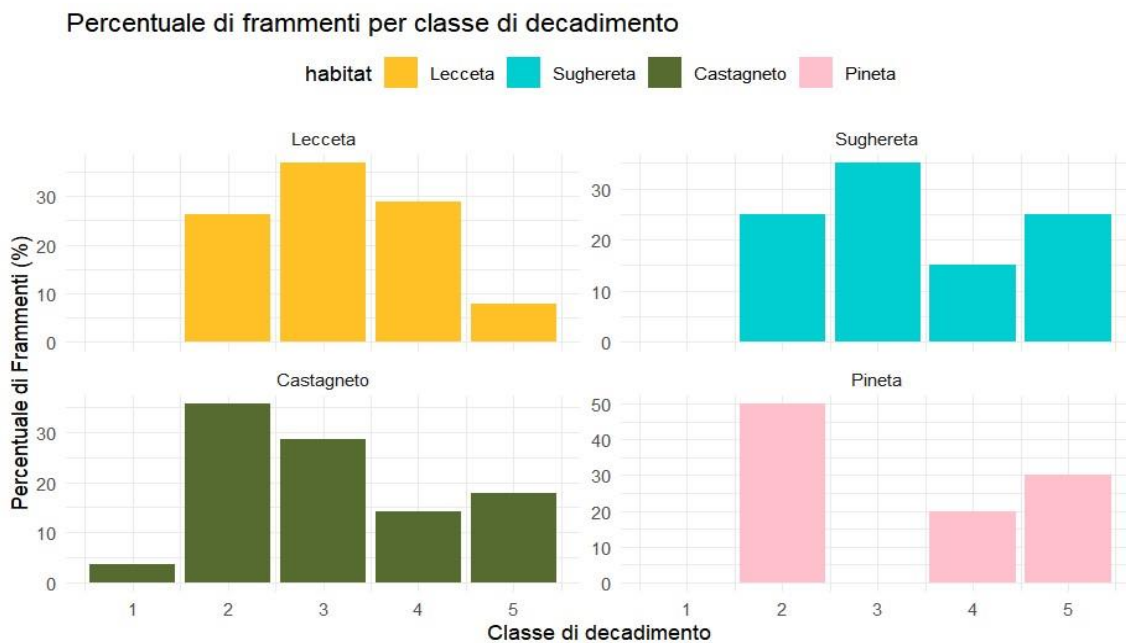


Figura 11. Istogramma della distribuzione dei frammenti di legno morto a terra per classi di decadimento

Come evidenziato dalla **Fig. 10**, all'interno dell'habitat 9340 - lecceta le classi diametriche più frequenti sono quelle corrispondenti alla prima, seconda e terza classe, mentre non sono

stati rilevati frammenti di legno morto classificati in quarta e quinta classe. Di conseguenza, all'interno di questa tipologia di habitat i frammenti di legno morto a terra presentavano diametri metri dai 3 ai 20 cm massimo. Viceversa, nell'habitat 9330 - sughereta la classe diametrica in assoluto più frequente è la terza, sono poco rappresentati diametri di seconda e quinta classe mentre non sono stati rinvenuti frammenti il cui diametro rientrasse in prima e quinta classe diametrica. Anche all'interno dell'habitat 9260 - castagneto, sono stati rinvenuti più di frequente frammenti appartenenti alla terza classe diametrica, di media rappresentanza è la classe seconda mentre la prima e quarta classe sono poco rappresentate; sono risultati assenti frammenti appartenenti alla quinta classe diametrica. Viceversa, nell'habitat 9530\* sono stati maggiormente riscontrati frammenti appartenenti alla terza classe diametrica, una frequenza intermedia per la seconda e quinta classe, relativamente esigua la presenza di frammenti in quinta classe diametrica e assente la prima.

La **Fig. 11** evidenzia invece la presenza di frammenti di legno morto appartenenti a tutte le classi di decadimento, tranne la prima, all'interno dell'habitat 9340 - leccete, con una prevalenza di frammenti classificati in terzo stadio di decadimento; la classe meno frequente fra quelle riscontrate è la quinta, rappresentata da solamente 5 frammenti in totale. Anche all'interno dell'habitat 9330 - sugherete sono stati riscontrati frammenti di legno morto a terra in tutti gli stadi di decomposizione tranne il primo, con una prevalenza di frammenti in terzo stadio di decadimento; in questo caso, la classe meno frequente è la quarta. In habitat 9260 sono stati campionati frammenti di legno morto a terra corrispondenti a tutte e 5 le classi di decadimento: la più frequente è risultata essere la seconda, a seguire la terza, la quarta e la quinta sono risultate avere la stessa frequenza; la meno frequente è risultata essere la prima. All'interno dell'habitat 9530\* sono stati campionati frammenti in secondo, quarto e quinto stadio di decadimento, il secondo stadio era il più frequente, a seguire il quinto, il quarto è meno frequente, mancanti invece il primo e il terzo stadio.

Tabella 4. Principali statistiche riguardo l'area basimetrica coperta dalle quattro classi diametriche, per tipologie di habitat forestale

		Lecceta	Sughereta	Castagneto	Pineta
<b>BAxCD1</b>	range (min - max)	0.100 - 18.741	0.916 - 10.111	0.134 - 18.741	0.246 - 4.337
	media	6.536,000	5.396	6.536	2.242
	dev. Standard	5.494	2.713	5.493	1.95
<b>BAxCD2</b>	range (min - max)	0.617 - 35.987	9.439 - 39.500	1.068 - 48.103	13.493 - 46.141
	media	11.037	24.224	21.107,000	27.194
	dev. Standard	8.71	10.253	14.506,000	13.386
<b>BAxCD3</b>	range (min - max)	1.691 - 31.811	1.648 - 14.810	1.648 - 27.596	1.961 - 17.608
	media	12.438	4.78	11.942	8.281
	dev. Standard	10.623	3.94	8.322	5.615
<b>BAxCD4</b>	range (min - max)	4.412 - 94.852	<i>Na</i>	4.002 - 68.145	<i>Na</i>
	media	32.157	<i>Na</i>	23.093	<i>Na</i>
	dev. Standard	31.629	<i>Na</i>	23.072	<i>Na</i>

Sono state infine indagate le statistiche principali dell'area basimetrica coperta da quattro classi diametriche (CD1: 7.5 - 17.5 cm DBH; CD2: 17.6 - 37.5 cm DBH; CD3: 37.6 - 57.5 cm DBH; CD4: >57.5 cm DBH) ed in particolare il valore minimo e valore massimo, la media e la deviazione standard per ogni classe diametrica in ogni tipologia di habitat forestale (Tabella 4). Il campionamento degli individui arborei è stato effettuato da tecnici esperti facenti parti del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR).

## 4.2. Modelli lineari generalizzati misti (GLMM)

### 4.2.1. GLMM per categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra

Per analizzare la comunità di invertebrati associati al legno morto a terra sono stati prodotti due modelli lineari generalizzati misti, in cui sono state inserite diverse variabili predittive. I suddetti dati rappresentano dei conteggi, per cui per stimare i relativi modelli la prima scelta circa la famiglia di distribuzione è stata quella di Poisson. Per utilizzare questa distribuzione è necessario che media e varianza della variabile risposta abbiano uguale valore. Calcolando questi due valori per la variabile "ricchezza di categorie funzionali" è risultata una leggera discrepanza:

- Media: 3.734694
- Varianza: 4.157313

Essendo minima la differenza fra questi valori, si è proceduto ad utilizzare la distribuzione di Poisson all'interno dei modelli, validati poi utilizzando il parametro di dispersione. Di seguito i valori di dispersione di ogni modello:

- $GLMM\_diam\_decsta\_T1$ , dispersion = 0.8932276
- $GLMM\_shannon\_decsta$ , dispersion = 0.6947202
- $GLMM\_shannon\_classdiam$ , dispersion = 0.8765049

I modelli con distribuzione Poisson raramente presentano sotto-dispersione (Zuur et al., 2013). Nonostante ciò, questo può capitare quando ad esempio l'intervallo di valori di conteggio forniti nella risposta è fortemente concentrato o raggruppato (Zuur et al., 2013).

#### 4.2.1.1. Modelli lineari generalizzati - diametri e classe di decadimento di frammenti T1 di legno morto a terra

In un primo caso, l'analisi è stata condotta utilizzando come variabili predittive la classe di decadimento ("decstaT1") ed il diametro medio ("diamT1") di un singolo frammento di legno morto a terra per plot (in particolare del primo dei tre frammenti campionati, il frammento T1). Gli ultimi due modelli sono stati stimati usando variabili predittive riguardanti il legno morto totale presente all'interno del plot, ovvero in un primo caso l'indice di Shannon dei volumi per classi di decadimento ("shannon\_decsta") e infine l'indice di Shannon dei volumi per classi diametriche ("shannon\_diamclass"). All'interno di questi due modelli sono state inserite altre due variabili: il numero totale di frammenti di legno morto presente in ciascun plot e l'effetto dell'interazione fra quest'ultimo e l'indice di Shannon considerato. Ciò è stato fatto per valutare la presenza di effetti sulla variabile risposta che dipendessero o dall'abbondanza di frammenti di legno morto a terra all'interno del plot, o dell'effetto dell'interazione fra questo e l'indice di Shannon specifico. La variabile risposta considerata era in ogni caso la ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra. L'effetto randomico è relativo ai siti ("siteID") all'interno dei quali sono stati costruiti le unità di campionamento (plot o singoli frammenti di legno morto a terra).

Il modello lineare generalizzato che considera come variabile predittiva la classe di decadimento ("decstaT1", *decay stage*) e il diametro ("diamT1") dei frammenti T1 di legno morto a terra (**Tabella 5**), stima un valore di intercetta pari a 1.045: questo corrisponde al numero di categorie funzionali presenti quando tutte le altre variabili sono pari a zero (4.5

categorie funzionali). L'intercetta risulta statisticamente significativa poiché il p-value associato è minore di 0.05 (p.value = 0.001) e gli intervalli di confidenza escludono lo 0. La misura reale dell'intercetta cade in un intervallo di valori che va da 0.499 e 1.641. Il coefficiente del diametro del frammento T1 viene stimato pari a -0.005: questo indica che l'aumento di un'unità nel diametro dei frammenti di legno morto a terra sarebbe associato ad una diminuzione di circa lo 0.5% nel numero di categorie funzionali di invertebrati. Tuttavia, questo effetto non risulta essere significativo, poiché il p-value è maggiore di 0.05 (p.value = 0.719) e l'intervallo di confidenza include lo 0. Pertanto, non c'è evidenza che il diametro del legno morto influenzi significativamente la variabile dipendente. La stima del coefficiente per la variabile classe di decadimento è di 0.092: ogni aumento nella classe di decadimento del legno morto sarebbe associato a un aumento del 9.2% nella variabile dipendente attesa. Tuttavia, non è possibile affermare con certezza che la classe di decadimento del legno abbia un effetto sulla variabile dipendente, poiché il p-value associato è maggiore di 0.05 (p.value = 0.173) e l'intervallo di confidenza include lo 0. Inoltre, i siti hanno effetti causali diversi sul numero di categorie funzionali, poiché esiste una variazione fra i siti. La deviazione standard è pari a 0.161, indicando che esiste una leggera variabilità tra i siti, ma che questa non è molto pronunciata. In conclusione, poiché l'intercetta risulta statisticamente significativa risulta che il numero di categorie funzionali è pari a 4.5 anche in assenza degli effetti delle variabili indipendenti. Inoltre, sia il diametro che la classe di decadimento del legno morto a terra non hanno effetti statisticamente significativi sulla variabile dipendente. Il modello è stato validato attraverso il parametro di dispersione di quest'ultimo, calcolato come il rapporto tra la devianza e i gradi di libertà residui (df.residual). Il valore di dispersione è maggiore di 1 (dispersion value = 1.126689), ad indicare una leggera sovradisersione.

Tabella 5. Risultati del modello lineare generalizzato misto per diametri e classi di decadimento dei frammenti T1 di legno morto a terra. Dispersion value = 1.126689

Termine	Stima	Err.std.	Lim. Inf. C.I.	Lim. sup. C.I.	Statistica	p-value
(Intercetta)	1.045	0.304	0.449	1.641	3.435	0.001
Diametro	-0.005	0.014	-0.033	0.023	-0.359	0.719
Classe di decadimento	0.092	0.068	-0.040	0.225	1.364	0.173
Effetto random (siteID)	-	-	-	-	0.026	-
Dev. Std. (siteID)	0.161	-	-	-	-	-

#### 4.2.1.2. Modelli lineari generalizzati - indici di Shannon del legno morto

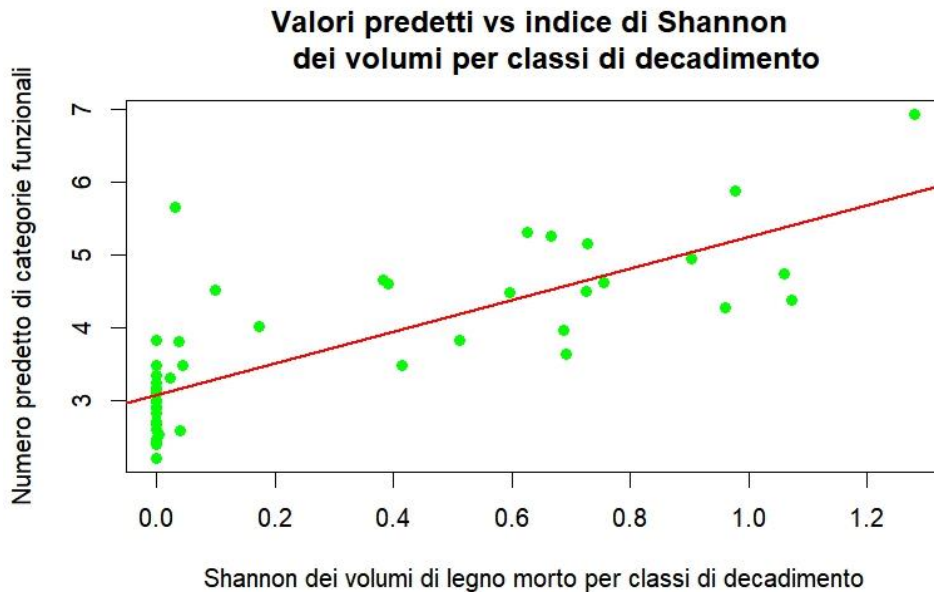
Il modello lineare generalizzato misto che considera come variabile predittiva l'indice di Shannon dei volumi per stadi di decadimento ("Indice di Shannon") del legno morto presente in ogni plot (Tabella 6 e Figura 12), stima un valore di intercetta pari a 0.970 quando la variabile predittiva "Indice di Shannon dei volumi di legno morto per classi di decadimento" è zero. Ciò significa che, quando l'indice di Shannon dei volumi per classi di decadimento è pari a zero, il valore atteso di numeri di gruppi funzionali di invertebrati è approssimativamente 9.7. Inoltre, poiché l'intercetta ha un valore p inferiore a 0.05 (p-value = 0.001) e l'intervallo di confidenza al 95% non include lo zero ( $0.865 < C.I. < 1.351$ ), l'intercetta è statisticamente significativa e ha un valore reale compreso tra 0.674 e 1.267, con un errore standard dal valore basso a indicare una stima piuttosto precisa (Std..Error = 0.151). Viene inoltre stimato che il coefficiente dell'indice di Shannon abbia un valore di 0.758, ad indicare la variazione prevista del numero di gruppi funzionali di invertebrati per plot, per ogni aumento di un'unità di indice di Shannon dei volumi per classi di decadimento. Ovvero ogni aumento di un'unità dell'indice di Shannon corrisponde un aumento del 75.8% nella variabile risposta. L'errore standard associato a questa stima è moderatamente grande rispetto alla stessa (Std.Error = 0.271), suggerendo una certa incertezza nella dimensione dell'effetto previsto. In ogni caso la stima risulta statisticamente significativa poiché il valore di p è inferiore a 0.05 (p-value = 0.001) e l'intervallo di confidenza al 95% non include lo zero ( $0.266 < C.I. < 1.290$ ). Infine, la deviazione standard dell'effetto casuale dei siti indica che c'è una variabilità moderata tra i gruppi nei siti (dev. standard = 0.199), di cui il modello tiene conto. La stima del coefficiente del numero di frammenti di legno morto nel plot ("Abbondanza frammenti") è di 0.028, ad indicare che

ogni frammento di legno morto aggiuntivo è associato a un aumento di circa 0.028 nel numero atteso di categorie funzionali. Tuttavia, il p-value associato a questo parametro è maggiore di 0.05: questo effetto, quindi, non è statisticamente significativo al livello del 5% (p.value = 0.104). Infine, il coefficiente del fattore di interazione tra l'indice di Shannon e il numero di frammenti ("Fattore di interazione") ha un valore negativo, pari a -0.036: questo suggerisce che l'effetto combinato delle due variabili è più basso di quanto ci si aspetterebbe considerando i loro effetti individuali. Tuttavia, il p-value associato a questo coefficiente è maggiore di 0.05, di conseguenza questo effetto non è statisticamente significativo (p.value = 0.120). In conclusione, sia l'intercetta che l'indice di Shannon sono statisticamente significativi, con quest'ultimo che indica un effetto positivo sostanziale sul numero di gruppi funzionali di invertebrati per plot. Il numero di frammenti, singolarmente, non ha un effetto significativo; l'interazione tra l'indice di Shannon e il numero di frammenti ha un effetto negativo, ma non significativo, indicando che l'effetto combinato delle due variabili non è chiaramente distinto dall'effetto delle singole variabili. Il modello è stato validato attraverso la valutazione della dispersione di quest'ultimo, calcolata come il rapporto tra la devianza e i gradi di libertà residui (df.residual). Il valore di dispersione è minore di 1 (dispersion value = 0.6947202), ad indicare una sottodispersione dei dati.

Tabella 6. Risultati del modello lineare generalizzato misto per l'indice di Shannon dei volumi per classi di decadimento del legno morto all'interno dei plot. Dispersion value = 0.6947202

Termine	Stima	Err.std.	Lim. Inf. C.I.	Lim. sup. C.I.	Statistica	p-value
(Intercetta)	0.970	0.151	0.674	1.267	6.416	<b>0.001</b>
Indice di Shannon	0.758	0.2711	0.226	1.290	2.794	<b>0.005</b>
Abbondanza frammenti	0.028	0.017	-0.006	0.061	1.624	0.104
Fattore di interazione	-0.036	0.023	-0.082	0.009	-1.555	0.120
Effetto random (siteID)	-	-	-	-	0.038	-
Dev. Std. (siteID)	0.194	-	-	-	-	-





*Figura 12.* Valori predetti del numero di categorie funzionali di invertebrati secondo l'indice di Shannon dei volumi per classe di decadimento all'interno del modello lineare generalizzato misto

Il modello lineare generalizzato misto che considera come variabile predittiva l'indice di Shannon dei volumi per classi diametriche ("Indice di Shannon") del legno morto presente in ogni plot (**Tabella 7**), stima un valore di intercetta pari a 1.057 quando la variabile predittiva "Indice di Shannon dei volumi di legno morto per classe diametrica" è zero. Ciò significa che, quando l'indice di Shannon dei volumi per classi diametriche è zero, il valore atteso di numeri di gruppi funzionali di invertebrati è approssimativamente 5.7. Inoltre, poiché l'intercetta ha un p-value inferiore a 0.05 (p-value = 0.001) e l'intervallo di confidenza al 95% non include lo zero ( $0.783 < C.I. < 1.331$ ), l'intercetta è statisticamente significativa. Il valore basso dell'errore standard indica una stima piuttosto precisa (Err.std. = 0.140). Viene inoltre stimato che il coefficiente dell'indice di Shannon abbia un valore di 0.187, ad indicare la variazione prevista del numero di gruppi funzionali di invertebrati per plot, per ogni aumento di un'unità di indice di Shannon dei volumi per classi di decadimento. Ovvero ogni aumento di un'unità dell'indice di Shannon corrisponde un aumento del 18.7% nella variabile risposta. Nonostante ciò, sia il p-value che l'intervallo di confidenza al 95% relativi alla variabile predittiva rendono l'effetto di quest'ultima statisticamente non significativo. Infatti, il valore p è maggiore di 0.05 (p-value = 0.376) e l'intervallo di confidenza al 95% include lo zero ( $-0.227 < C.I. < 0.602$ ).

Tabella 7. Modello lineare generalizzato misto per l'indice di Shannon dei volumi per classi diametriche del legno morto all'interno dei plot. Dispersion value = 0.8765049

Termine	Stima	Err.std.	Lim. Inf. C.I.	Lim. sup. C.I.	Statistica	p-value
(Intercetta)	1.057	0.140	0.783	1.331	7.560	<b>0.001</b>
Indice di Shannon	0.187	0.212	-0.227	0.602	0.885	0.376
Abbondanza frammenti	0.027	0.017	-0.006	0.059	1.605	0.109
Fattore di interazione	-0.013	0.010	-0.031	0.006	-1.343	0.179
Effetto random (siteID)	-	-	-	-	0.027	-
Dev. Std. (siteID)	0.164	-	-	-	-	-

La stima del coefficiente del numero di frammenti di legno morto nel plot ("Numero di frammenti") è di 0.027, ad indicare che ogni frammento di legno morto aggiuntivo è associato a un aumento di circa 0.027 nel logaritmo del numero atteso di categorie funzionali. Tuttavia, il p-value associato a questo parametro è maggiore di 0.05: questo effetto, quindi, non è statisticamente significativo (p.value = 0.109). Infine, il coefficiente del fattore di interazione tra l'indice di Shannon e il numero di frammenti ("Fattore di interazione") ha un valore negativo, pari a -0.013: questo indica che l'effetto combinato delle due variabili è minore della somma dei loro effetti individuali. Tuttavia, il p-value associato a questo coefficiente è maggiore di 0.05, di conseguenza anche questo effetto non è statisticamente significativo (p.value = 0.179). Infine, la deviazione standard dell'effetto casuale associato ai siti (Dev. Std. = 0.164) indica una variabilità moderata tra i gruppi nei diversi siti, di cui tiene conto il modello. In conclusione, mentre l'intercetta è statisticamente significativa, indicando un livello di base per la variabile di risposta, l'effetto dell'indice di Shannon non è statisticamente significativo, il che implica che il suo impatto sulla variabile di risposta potrebbe essere incerto o minimo nel contesto del modello. Il modello è stato validato attraverso la valutazione della dispersione di quest'ultimo, calcolata come il rapporto tra la devianza e i gradi di libertà residui (df.residual). Il valore di dispersione è minore di 1 (dispersion value = 0.6947202), ad indicare una leggera sotto-dispersione dei dati.

Le analisi sono state condotte tramite il pacchetto *lme4* versione 1.1-35.5 del software R versione 4.3.3

## 4.2.2. GLMM per categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione

### 4.2.2.1. Modelli lineari generalizzati – coperture degli strati vegetazionali

Il modello lineare generalizzato misto che considera come variabili predittive le coperture percentuali degli strati vegetazionali (“Copertura\_erbaceo”, “Copertura\_Shrubs”, “Copertura\_Aboreo”) (Tabella 8 e Figura 13) utilizzando la distribuzione di Poisson generalizzata presenta i seguenti risultati: la stima dell’intercetta è risultata essere di 1.894, questo significa che, quando tutte le variabili indipendenti sono uguali a zero, il valore atteso della variabile dipendente è di circa 8.94. L’intercetta è statisticamente significativa poiché il p-value è inferiore a 0.05 ( $p\text{-value} < 0.05$ ) e l’intervallo di confidenza non include lo 0, quindi questo valore di base è significativo. La stima del coefficiente della copertura dello strato erbaceo è risultata essere pari a -0.382: di conseguenza, un aumento dell’1% nella copertura erbacea è associato a una riduzione di circa il 61.8% del valore atteso della variabile dipendente (poiché  $1 - 0.382 = 0.618$ ). Questo effetto risulta statisticamente significativo poiché il p-value è inferiore a 0.05 ( $p\text{-value} = 0.020$ ) e l’intervallo di confidenza esclude lo 0.

La stima del coefficiente della copertura dello strato erbaceo è risultata essere pari a 0.155: da ciò si evince che l’aumento dell’1% nella copertura di arbusti sarebbe associato a un aumento dell’15.5% del valore atteso della variabile dipendente, ovvero di categorie funzionali di invertebrati. L’effetto però non risulta statisticamente significativo poiché il p-value è risultato maggiore di 0.05 ( $p\text{-value} = 0.267$ ). La stima del coefficiente della copertura dello strato arboreo è risultata essere pari a 0.109: di conseguenza, l’aumento dell’1% nella copertura arborea sarebbe associata ad un aumento del 10.9% del valore atteso della variabile dipendente. Tuttavia, anche in questo caso l’effetto non è statisticamente significativo poiché il p-value risulta maggiore di 0.05 ( $p\text{-value} = 0.686$ ). L’effetto casuale del sito (siteID) ha una varianza di 0.038, il che suggerisce che esiste una leggera variabilità tra i siti. Questo effetto non ha un p-value associato. La deviazione standard dell’effetto casuale (siteID) è 0.195, che indica una variabilità tra i siti di circa 19.5%.

In conclusione, l'intercetta indica che, senza gli effetti delle altre variabili, il valore atteso della variabile dipendente, ovvero il numero di categorie funzionali di invertebrati è circa 8.94. Una maggiore copertura erbacea è associata a una riduzione significativa del 61.8% della variabile dipendente, mentre un aumento nella copertura arborea e nella copertura dello strato arbustivo porterebbe all'aumento rispettivamente del 15.5%% e del 10.9%, ma

Tabella 8. Modello lineare generalizzato misto per le coperture percentuali degli strati vegetazionali. Dispersion value = 0.222

Termine	Stima	Err.std.	Lim. Inf. C.I.	Lim. sup. C.I.	Statistica	p-value
(Intercetta)	1.894	0.233	1.438	2.350	8.137	<b>0.01</b>
Copertura st. erbaceo	-0.359	0.154	-0.660	-0.057	-2.333	<b>0.02</b>
Copertura st. arbustivo	0.155	0.140	-0.119	0.429	1.109	0.267
Copertura st. arboreo	0.109	0.270	-0.420	0.638	0.404	0.686
Effetto random (siteID)	-	-	-	-	0.038	-
Dev. Std. (siteID)	0.195	-	-	-	-	-

Valori predetti vs copertura dello stato erbaceo

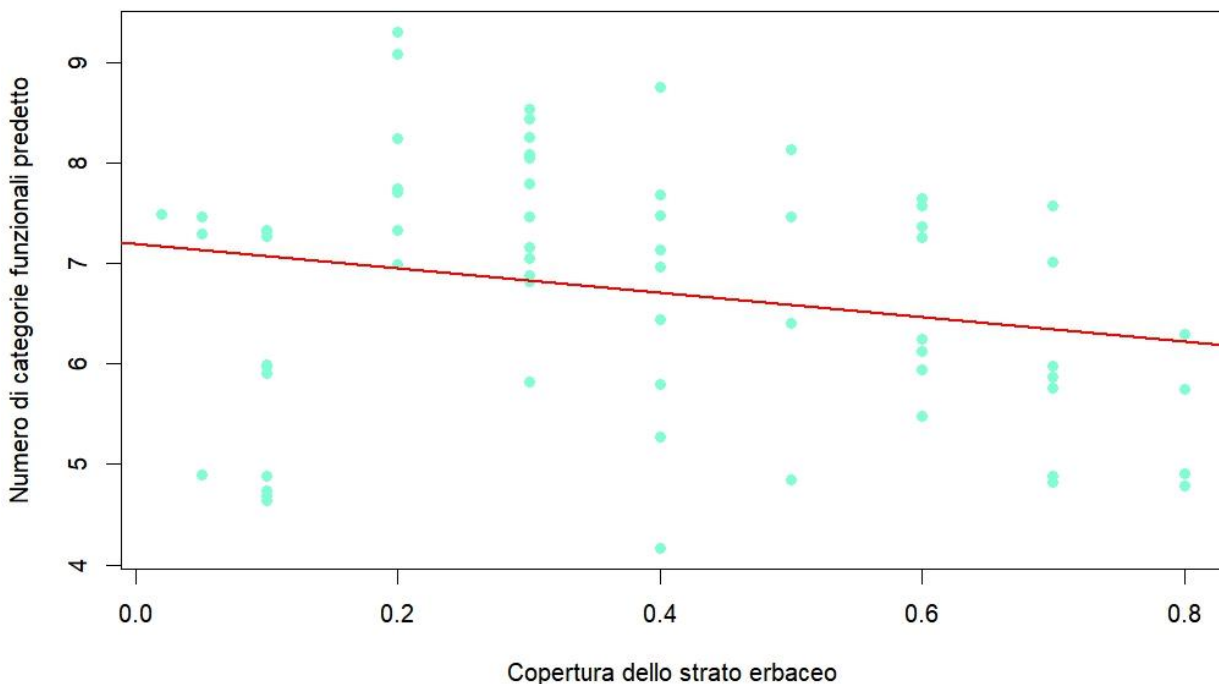


Figura 13. Rappresentazione della regressione lineare fra i valori predetti per il numero di categorie funzionali di invertebrati e la copertura percentuale dello strato erbaceo della vegetazione

questi effetti non sono statisticamente significativi. Esiste infine una variabilità contenuta tra i siti, ma risulta limitata. Il parametro di dispersione è inferiore ad 1 (Dispersion value = 0.222), a confermare la sotto-dispersione attesa data la natura dei dati.

#### 4.2.2.2. Modelli lineari generalizzati - indici di Shannon delle specie vegetali

Il modello lineare generalizzato misto che considera come variabili predittive l'indice di Shannon per le specie vegetali presenti nello strato arbustivo ("Shannon arbustivo") o nell'understory ("Shannon understory") (Tabella 9 e Figura 14) stima un intercetta di 1.735: quando tutte le variabili indipendenti sono pari a zero, il valore atteso del numero di categorie funzionali di invertebrati è di circa 7.35. Poiché il p-value risulta minore di 0.05 e l'intervallo di confidenza esclude lo zero, il coefficiente risulta statisticamente significativo. La stima del coefficiente dell'indice di Shannon per le specie presenti nell'understory è 0.008, rappresentando il logaritmo del valore atteso della variabile dipendente quando tutte le variabili indipendenti sono pari a zero: ogni aumento di un'unità dell'indice di Shannon dell'understory sarebbe associato a un aumento dello 0.8% del numero di categorie funzionali, ma poiché il p-value risulta maggiore di 0.05 (p.value = 0.906), questo effetto non è statisticamente significativo. È stato stimato un valore di 0.136 per il coefficiente dell'indice di Shannon delle specie vegetali dello strato arbustivo: di conseguenza, ogni aumento di un'unità nell'indice di Shannon delle specie nello strato arbustivo è associata a un aumento del 13.6% circa nel valore atteso del numero di categorie funzionali di invertebrati. Poiché il p-value risulta minore di 0.05 (p-value = 0.024) e l'intervallo di confidenza esclude lo 0, questo effetto è statisticamente significativo, suggerendo che una maggiore diversità nelle specie vegetali dello strato arbustivo è associata a un aumento del valore atteso del numero di categorie funzionali di invertebrati. La statistica degli effetti causali associati al sito è pari a 0.025, e la sua deviazione standard è 0.159, indicando che esiste una certa variabilità tra i siti stessi. Questo valore aiuta a comprendere quanto le osservazioni possano variare in base al sito. In sintesi, quando tutte le variabili indipendenti sono zero, il valore atteso del numero di categorie funzionali di invertebrati è di circa 7.35. L'indice di Shannon delle specie presenti nello strato arbustivo ha un effetto positivo e significativo, indicando che un aumento nella diversità di specie vegetali presenti nello strato arbustivo è associato a un aumento del 14.6% nel valore atteso della variabile dipendente. La variabilità tra i siti, espressa dalla deviazione standard, suggerisce che ci sono differenze nelle misurazioni tra i vari siti. Il modello è stato valutato attraverso alcuni test: il primo è il test di correlazione

fra i residui osservati e i residui predetti, da cui è risultato un valore di correlazione di 0.7816: questo valore indica una buona corrispondenza tra i valori osservati e quelli predetti dal modello.

```
cor(pred_values, observed_values)= 0.7816066
```

È stato valutato poi il parametro di dispersione del modello, che è risultato essere pari a 0.243: questo valore conferma che la variabile risposta è affetta da sottodispersione, ad indicare che si ha meno variabilità tra le osservazioni di quanto ci si aspetterebbe:

```
Dispersion parameter for genpois family (): 0.243.
```

Le analisi sono state condotte tramite il pacchetto *glmmTMB* versione 1.1.9 del software R versione 4.3.3.

*Tabella 9.* Risultati del modello lineare generalizzato misto per l'indice di Shannon delle specie vegetali presenti nello strato arbustivo della vegetazione nel plot

Termine	Stima	Err.std.	Lim. Inf. C.I.	Lim. sup. C.I.	Statistica	p-value
<b>(Intercetta)</b>	1.735	0.161	1.420	2.051	10.771	<b>0.001</b>
<b>Shannon understorey</b>	0.008	0.064	-0.118	0.133	0.119	0.906
<b>Shannon arbustivo</b>	0.136	0.060	0.018	0.253	2.265	<b>0.024</b>
<b>Effetto random (siteID)</b>	-	-	-	-	0.025	-
<b>Dev. Std. (siteID)</b>	0.159	-	-	-	-	-

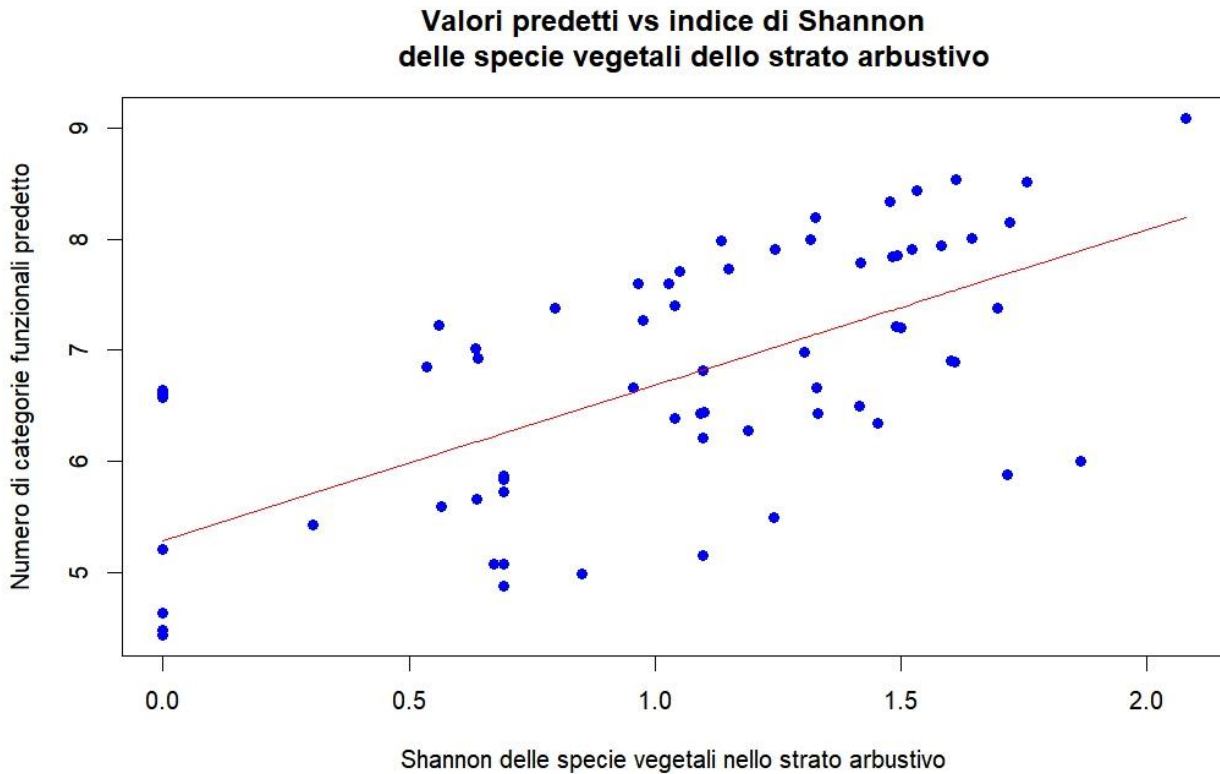


Figura 14. Valori predetti del numero di categorie funzionali in base all'indice di Shannon delle specie presenti nello strato arbustivo

### 4.3. Tree regression models

#### 4.3.1. Alberi di regressione per categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra

A partire dai dati di campionamento ottenuti per gli invertebrati associati al legno morto a terra, l'albero di regressione è stato costruito considerando come variabili esplicative due caratteristiche riguardanti i frammenti di legno morto da cui sono stati prelevati i campioni: il diametro del frammento (misurato in cm) e la sua classe di decadimento (**Fig. 15**). Come variabile risposta è stata considerata il numero di categorie funzionali diverse riconosciute all'interno di un frammento di legno morto selezionato per il campionamento. Le variabili sono state calcolate su un solo frammento di legno morto per plot ("T1") per evitare di includere frammenti che non rappresentassero campioni indipendenti (frammenti nella stessa unità di campionamento). Secondo questo modello, i frammenti legnosi che possono ospitare un maggior numero di categorie funzionali (parte destra del grafico) sono quelli

**Regression tree model per invertebrati associati al legno morto a terra**  
**R-squared: 0.610**

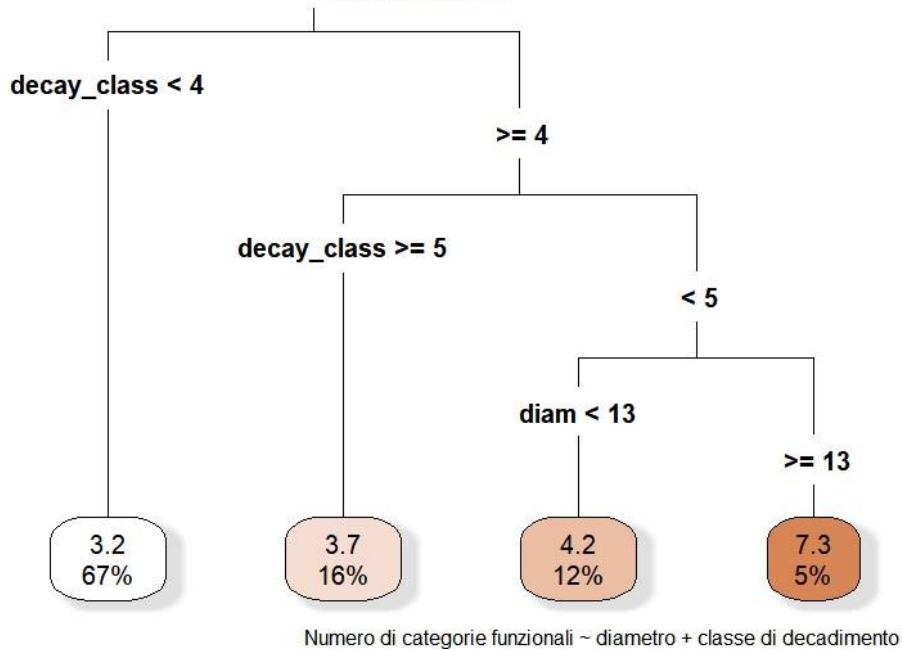


Figura 15. Albero di regressione per gli invertebrati associati al legno morto a terra

che presentano una classe di decadimento maggiore o uguale a quattro, e nello specifico per avere la possibilità di ospitare il maggior numero possibile di categorie funzionali (7.3 categorie funzionali) lo stadio di decadimento deve essere pari a 4 (non deve essere minore di 4 né maggiore o uguale a 5) ed il diametro medio deve superare i 13 centimetri; i frammenti che riportano queste caratteristiche sono rappresentati dal 5% del totale. Nel caso in cui invece il diametro fosse inferiore di 13 centimetri, il numero di categorie funzionali che il frammento può ospitare è pari a 4.2; queste tipologie di frammenti rappresentano il 12% del totale. Nel caso in cui il frammento invece sia in una classe di decadimento uguale o superiore a 5, il numero di categorie funzionali che possono essere ospitate è di 3.7 e questa tipologia di frammenti rappresenta il 16% del totale. Infine, nel caso in cui il frammento si trovi in uno stadio di decadimento inferiore a 4 (parte sinistra del grafico), il numero di categorie funzionali che può essere ospitato è pari a 3.2: il restante 67% di frammenti rispetto al totale è caratterizzato da questi parametri. Il modello è stato calcolato secondo la seguente formula:

$$\text{Functional categories richness} \sim \text{diametro frammenti T1} + \text{classe di decadimento frammenti T1}$$

method = ANOVA



$$R^2 = 0.610$$

### 4.3.2. Alberi di regressione per categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione

L'albero di regressione riguardante gli invertebrati associati agli strati della vegetazione è stato costruito considerando come variabili predittive due caratteristiche strutturali della vegetazione da cui sono stati prelevati i campioni di invertebrati: l'area basimetrica di quattro classi diametriche diverse ("BAxCD1", "BAxCD2", "BAxCD3", "BAxCD4") e la copertura percentuale dei tre strati vegetazionali ("Copertura\_Shrubs", "Copertura\_erbaceo", "Copertura\_Arboreo") (Figura 16). Come variabile risposta è stata considerata la ricchezza di categorie funzionali. Il modello è stato calcolato secondo la seguente formula:

$$\text{Functional categories richness} \sim \text{BAxCD1} + \text{BAxCD2} + \text{BAxCD3} + \text{BAxCD4} + \text{Copertura\_Shrubs} + \text{Copertura\_erbaceo} + \text{Copertura\_Arboreo}$$

method = ANOVA

$$R^2 = 0.678$$

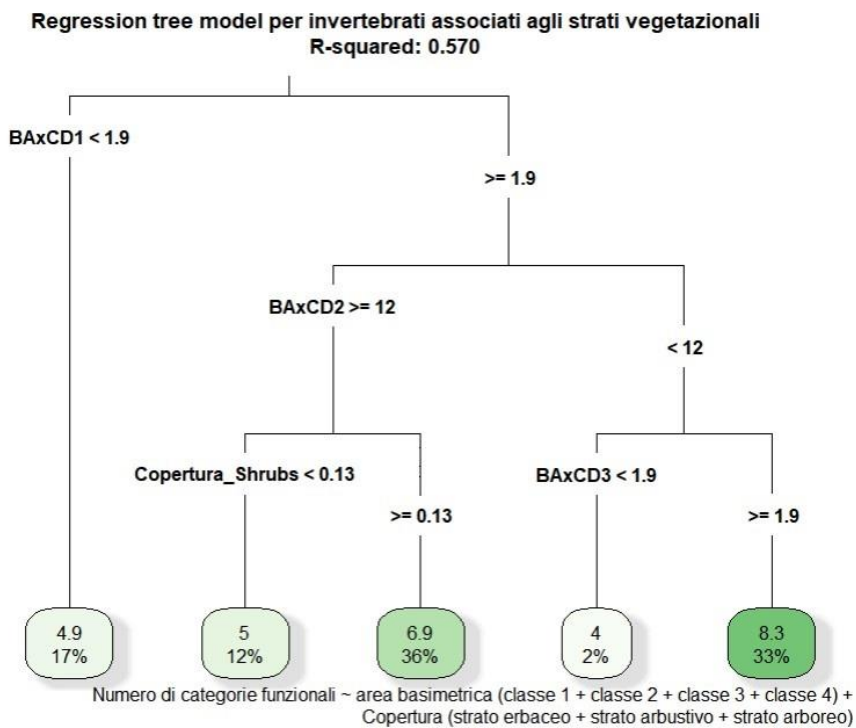


Figura 16. Albero di regressione della variabile dipendente "numero di gruppi funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione" rispetto all'area basimetrica di quattro classi diametriche diverse e le coperture relative dei tre strati vegetazionali.

Le analisi sono state condotte tramite il pacchetto *rpart* versione 4.1.23 del software R.

## 5. Discussione

### 5.1. Influenza dei parametri strutturali sul numero di categorie funzionali di invertebrati

Per indagare quale effetto abbia la quantità di risorsa trofica sulla ricchezza di gruppi funzionali di invertebrati, sono stati valutati due modelli lineari generalizzati misti, il primo relativo agli invertebrati associati al legno morto a terra, il secondo relativo agli invertebrati associati agli strati della vegetazione. Il primo modello è un modello lineare generalizzato misto con distribuzione di Poisson e considera come variabili esplicative il diametro medio e la classe di decadimento del primo dei tre frammenti di legno morto a terra campionati all'interno di ciascun plot. In base ai risultati ottenuti, poiché i coefficienti delle variabili esplicative non risultano statisticamente significativi, sia l'effetto del diametro medio che quello della classe di decadimento dei frammenti T1 hanno un impatto minimo o comunque trascurabile sulla ricchezza di gruppi funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra, nonostante quest'ultima - in quanto variabile risposta - risulti avere un intercetta statisticamente significativa. Per quanto riguarda gli invertebrati associati agli strati della vegetazione, il modello utilizzato per valutare l'effetto della quantità di risorsa trofica sulla ricchezza di questi ultimi ha considerato come variabile esplicativa la copertura in percentuale dei tre strati di vegetazione presenti in ciascun plot: strato erbaceo, arbustivo e arboreo. La distribuzione scelta, data la sotto-dispersione associata al dato iniziale, è quella di Poisson generalizzata. I risultati ottenuti da questo modello suggeriscono che la presenza di una maggiore copertura erbacea è associata ad una significativa riduzione del numero di categorie funzionali di invertebrati (circa il 61.8%), mentre l'aumento nella copertura arborea e in quella dello strato arbustivo porterebbe all'aumento del numero di categorie funzionali, ma questi effetti non sono statisticamente significativi. Di conseguenza, sembra che l'influenza principale da parte delle variabili quantitative della struttura forestale sulla ricchezza di categorie funzionali di invertebrati, sia legata solamente alla percentuale della copertura erbacea, ed è relativa solamente quindi agli invertebrati associati agli strati della vegetazione.

In maniera analoga, studi precedenti non hanno riscontrato forti correlazioni tra volume di legno morto e biodiversità di invertebrati saproxilici (Lassauce et al., 2011); da questi risulta infatti che altri fattori svolgono un ruolo importante, fra cui le interazioni tra specie, come la predazione, la competizione o la facilitazione: queste possono influenzare la distribuzione delle specie, modificando la ricchezza totale delle stesse e la sua correlazione con la quantità di legno morto (Lassauce et al., 2011). Altri studi hanno invece identificato una correlazione significativa e positiva fra la quantità locale di legno morto e la ricchezza di specie di insetti saproxilici e in particolare di coleotteri (Müller et al., 2008; Similä et al., 2002). Non risultano studi precedenti, invece, che abbiano indagato l'effetto della quantità di legno morto sull'abbondanza di categorie funzionali di invertebrati, piuttosto che sulla diversità tassonomica. D'altra parte, studi sperimentali hanno evidenziato che l'aumento della quantità di legno morto causi l'aumento dell'abbondanza di alcuni artropodi che vivono a terra, fra cui i Coleotteri (Ulyshen & Hanula, 2009). Inoltre, una maggiore disponibilità di legno morto potrebbe essere vantaggiosa non solo per insetti saproxilici ma anche per quelli non saproxilici, nonostante l'effetto di questo sia incoerente fra i vari taxa (Binkenstein et al., 2018; Seibold et al., 2015); nonostante ciò, risulta anche che alcuni gruppi di artropodi potrebbero invece non trarre vantaggio da una maggior disponibilità di legno morto a terra, a causa dei diversi requisiti riguardo lo specifico habitat (Knuff et al., 2020). Riguardo gli effetti della vegetazione arbustiva, studi precedenti hanno correlato l'abbondanza di insetti e la composizione dei taxa ad alcuni elementi della struttura forestale, come l'altezza di alberi decidui e il DBH medio (Knuff et al., 2020; Yi & Moldenke, 2005): risulta che all'aumentare di questi parametri, aumenti l'abbondanza di taxa erbivori e venga contemporaneamente modellata anche la composizione dei taxa. Oltre ciò, risulta che le foreste in cui lo strato arbustivo è ben sviluppato riescano ad ospitare un maggior numero di insetti e, quindi, probabilmente anche una maggiore ricchezza specifica (Knuff et al., 2020). Inoltre, nelle foreste con una vegetazione dello strato arbustivo ben sviluppato gli insetti traggono vantaggio sia dalla maggiore disponibilità di risorse che da una maggiore eterogeneità dell'habitat, che aumenta la diversità stessa delle risorse (Fornoff et al., 2019; Knuff et al., 2020).

## 5.2. Influenza dell'eterogeneità del legno morto e del sottobosco sui gruppi funzionali di invertebrati

Per indagare l'effetto dell'eterogeneità della risorsa trofica sulla ricchezza di categorie funzionali di invertebrati, sono stati valutati tre modelli lineari generalizzati misti. Con i primi due modelli viene valutato l'effetto suddetto nei confronti di gruppi funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra; nel terzo modello viene valutato l'effetto nei confronti di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione. I primi due modelli considerano come variabili esplicative l'indice di Shannon dei volumi per classe di decadimento e per classe diametrica dei frammenti di legno morto all'interno di ogni plot; poiché l'indice di Shannon, per come viene calcolato, è influenzato dall'abbondanza della variabile  $i$ -esima, in questi due modelli sono stati valutati anche l'abbondanza dei frammenti di legno morto, per indagare se esistesse qualche effetto di quest'ultima sulla variabile risposta, nonché il fattore di interazione tra l'abbondanza di frammenti e l'indice di Shannon considerato. Il risultato del modello che considera l'indice di Shannon dei volumi per classi di decadimento indica che questo ha un effetto positivo sostanziale sul numero di categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra all'interno di ciascun plot, poiché sia l'intercetta che l'indice di Shannon risultano statisticamente significativi. Poiché i coefficienti delle restanti variabili (ossia il numero di frammenti di legno morto a terra e l'interazione fra questo e l'indice di Shannon) non sono statisticamente significativi, il risultato suggerisce che una maggiore diversità nelle classi di decadimento dei volumi del legno morto, misurata dall'indice di Shannon, è fortemente associata all'aumento del numero di categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra. Viceversa, i risultati del modello che considera come variabile l'indice di Shannon per classi diametriche suggeriscono che la diversità delle classi diametriche non ha impatto sull'abbondanza di categorie funzionali di invertebrati, nonostante l'intercetta sia statisticamente significativa, poiché il coefficiente associato a questa variabile non è statisticamente significativo come non lo sono quelli associati all'abbondanza di frammenti di legno morto e all'interazione tra questa variabile e l'indice di Shannon.

Per quanto riguarda gli invertebrati associati agli strati della vegetazione, i modelli hanno valutato l'effetto dell'eterogeneità della risorsa sull'abbondanza di categorie funzionali è stato valutato attraverso due indici di diversità di Shannon: uno per le specie vegetali presenti nello strato arbustivo vegetazionale e l'altro per le specie presenti nell'understory. I risultati di questo modello indicano che l'intercetta e l'indice di Shannon per le specie arbustive sono statisticamente significativi, con quest'ultimo che ha un effetto positivo significativo sulla ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione. Al contrario, il coefficiente stimato per l'indice di Shannon relativo alle specie dell'understory non è significativo. Ciò suggerisce che la diversità delle specie presenti nello strato arbustivo è associata positivamente all'abbondanza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione, all'interno del modello. Di conseguenza, l'effetto dell'eterogeneità della struttura forestale sulla ricchezza di categorie funzionali di invertebrati sembra dipendere dalla natura della variabile stessa. Infatti, la maggior diversità fra le classi di decadimento dei volumi di legno morto (misurata dall'indice di Shannon) risulta associata all'aumento di categorie funzionali di invertebrati associati al legno morto a terra. Allo stesso modo, la diversità di specie vegetali presenti all'interno dello strato arbustivo in ogni plot risulta essere associata ad una maggior ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati della vegetazione. Al contrario, la diversità fra i diametri dei volumi di legno morto non sembra essere associata ad un aumento significativo della ricchezza di gruppi funzionali di artropodi associati al legno morto a terra, come non risulta esserlo nemmeno la diversità delle specie presenti nell'understory per gli invertebrati associati agli strati della vegetazione. A tal proposito, secondo studi precedenti hanno rilevato che l'abbondanza di alcuni ordini di insetti, come Coleotteri e Lepidotteri è stata correlata positivamente alla diversità del legno morto (Knuff et al., 2020): in particolare, per i Lepidotteri, il legno morto può fornire riparo e fungere da fonte di umidità o cuscinetto termico (Ulyshen et al., 2011), mentre studi sperimentali confermano l'importanza del legno morto di grande diametro per la conservazione dei coleotteri saproxilici (Grove & Forster, 2011). Ulteriori indagini hanno mostrato che la diversità di specie vegetali nello strato arbustivo di foreste europee decidue sembra supportare una

maggior ricchezza complessiva di insetti (Stiegel et al., 2020), ed in particolare di emitteri, che vedono aumentare la propria abbondanza lungo gradienti di diversità delle specie arboree (Sobek et al., 2009); è stato riscontrato anche un aumento dell'abbondanza generale di insetti con l'aumento della fitodiversità (Schuldt et al., 2019).

### 5.3. Implicazioni gestionali relative ai gruppi funzionali di invertebrati

Da una prima analisi circa la numerosità, la presenza e l'assenza delle categorie funzionali degli invertebrati associati al legno morto a terra all'interno degli habitat considerati, appare evidente una maggior numerosità all'interno dell'habitat 9340 (foreste di *Quercus ilex*), a differenza degli altri tre habitat in cui il numero di categorie è minore. Questo risultato viene relazionato in parte al fatto che, in primo luogo, la lecceta può essere ascritta come unico habitat semi-naturale fra quelli considerati e campionati. Infatti, solitamente le foreste dominate da *Quercus ilex* non vengono gestite in maniera intensa, se non addirittura vi è mancanza di gestione, a differenza di quelle dominate da *Quercus suber* e *Castanea sativa*; riguardo l'habitat 9530\* vi è menzionare il fatto che nel precedente anno rispetto a quello in cui è avvenuto il campionamento, l'area in cui si trova la pineta è stata interessata da un vasto fenomeno incendiario: di conseguenza, gli strati erbaceo ed arbustivo era quasi completamente assenti. Inoltre, il fatto che l'unica categoria funzionale mancante all'interno della lecceta sia quella degli spermofagi, non è di particolare rilevanza, poiché questi sono stati rinvenuti solamente in un altro habitat (habitat 9260) dei quattro totali e soprattutto il numero di individui rappresentanti questa categoria era esiguo. All'interno della sughereta non sono state riscontrate le seguenti categorie funzionali: "micofagi", "fitofagi", "fitosaprofagi", "saproxilofagi", "zoosaprofagi"; eccetto la categoria "fitofagi", queste rappresentano categorie strettamente correlate alla presenza di legno morto a terra, che generalmente è carente all'interno delle sugherete per le pratiche di utilizzo del sughero. Si ipotizza invece che non sia stata rinvenuta la categoria dei "fitofagi" per pratiche di pest control nei confronti di *Lymantria dispar*, un lepidottero polifago appartenente alla famiglia dei Lymantridae, che in alcune situazioni può esplodere demograficamente e arrecare danni agli individui di *Q. suber*, portando ad allungamento del periodo che intercorre tra una

cercinatura e l'altra e di conseguenza a importanti perdite economiche. All'interno dell'habitat 9260 risultano mancanti le categorie "micofagi", "zoosaprofagi", "spermofagi", "fitosaprofagi": anche in questo caso, queste categorie mancanti sono tutte strettamente correlate alla presenza di legno morto a terra, tranne per ciò che riguarda quella degli "spermofagi": questi probabilmente sono risultati assenti per questioni relative alla fenologia. Nella pineta le categorie assenti sono risultate essere "micofagi", "zoosaprofagi", "saproxilofagi", "fitosaprofagi": anche in questo caso si tratta di categorie strettamente legate alla presenza di legno morto a terra, che è risultato essere molto esiguo probabilmente anche per l'avvenuto incendio nei mesi precedenti il campionamento.

Riguardo invece gli invertebrati associati agli strati vegetazionali, le differenze nella ricchezza di categorie funzionali fra i diversi habitat non sono state così marcate; in particolare, la categoria "antofagi" è risultata essere presente solo all'interno della sughereta, mentre non è stata riscontrata nei restanti habitat. L'esigua quantità di individui rappresentanti questa categoria funzionale ha fatto sì che non venissero implicate conseguenze importanti circa l'assenza della stessa categoria nei restanti tre habitat. Poiché lo studio si è concentrato sulla diversità funzionale e non tassonomica, il presupposto iniziale era che non ci sarebbe stato un'influenza importante da parte dell'habitat o del sito, come di altre variabili ambientali (come le variabili climatiche) nella distribuzione della ricchezza di categorie funzionali. In ogni caso, ulteriori studi avranno la premura di indagare questo aspetto, attraverso l'utilizzo di Boosted Regression Tree Models, in cui verrà considerata anche la variabile "Habitat", per comprendere a fondo come questa variabile influenzi effettivamente la ricchezza di categorie funzionali.

Infine, l'obiettivo ai fini gestionali era stabilire le soglie nei parametri strutturali forestali che permettessero la presenza e sussistenza di una maggior ricchezza di categorie funzionali all'interno del plot preso in esame. In particolare, per quanto riguarda gli invertebrati associati al legno morto a terra l'obiettivo era stabilire quali soglie diametriche e quali classi di decadimento, caratteristiche di un frammento legnoso, permettono una maggior ricchezza di categorie funzionali di invertebrati stessi; riguardo invece gli

invertebrati associati agli strati della vegetazione, l'obiettivo è stabilire quali soglie di aree basimetriche, per diverse classi diametriche, e quali percentuali di copertura di strati vegetazionali permettono una maggior ricchezza di categorie funzionali di invertebrati stessi. In base ai risultati ottenuti tramite gli alberi di regressione, la maggiore ricchezza di categorie funzionali viene sostenuta da frammenti di legno morto a terra che rientrano nelle classi di decadimento 4 o 5 (parte destra del grafico). Con i valori maggiori (7.3 gruppi funzionali per frammento) per i frammenti in classe 5 con diametro maggiore o uguale di 13 cm. Quest'ultimo riquadro indica anche come i frammenti di legno che possiedono queste caratteristiche sono solamente il 5% dei frammenti totali campionati. Nel caso in cui il frammento legnoso rientri in una classe di decadimento da 1 a 3 (parte sinistra del grafico), il frammento che può ospitare una maggior ricchezza di gruppi funzionali dovrebbe presentare un diametro di maggiore di 18 cm, o quantomeno maggiore di 11 cm ma minore di 23 cm. Nella creazione di legno morto, sembra quindi essenziale promuovere la presenza di classi di decadimento avanzate (4 o 5) o per il legno creato più recentemente attestarsi su diametri tra gli 11 e i 23 cm, o dove possibile tra i 18 e i 23 cm. Riguarda gli invertebrati associati agli strati della vegetazione, il maggior numero categorie funzionali associati ad essi sembrano essere presente quando all'interno della vegetazione arborea la prima classe diametrica (7.5 - 17.5 cm DBH) e la terza classe diametrica (37.6 - 57.5 cm DBH) sono ben rappresentate, ovvero entrambe le classi devono coprire almeno 1.9 m<sup>2</sup>/ha; viceversa, alberi di dimensioni intermedie dovrebbero essere rappresentati da una quantità esigua (<12 m<sup>2</sup>/ha): in queste condizioni infatti, uno stand forestale può ospitare 8.3 categorie funzionali. I plot che rispettano queste condizioni in questo studio rappresentano il 33% del totale. Nel caso in cui, invece, la seconda classe diametrica (17.6 - 37.5 cm DBH) copra più di 12 m<sup>2</sup>/ha e la copertura arbustiva fosse maggiore del 13%, lo stand potrebbe ospitare 6.9 categorie funzionali. Un ruolo importante sembra quindi essere giocato o dalla presenza discreta di alberi di grandi dimensioni, quelli di terza classe diametrica e dalla presenza di abbondante strato arbustivo.



## 6. Conclusioni

I risultati dell'analisi condotta riguardo il macrogruppo di invertebrati associato al legno morto a terra hanno evidenziato come sia importante il mantenimento di frammenti di legno in diverse classi di decomposizione, e in particolar modo l'abbondanza di classe di decomposizione 4, poiché questa risulta essere quella che permette la presenza della maggior ricchezza di categorie funzionali. Inoltre, questa classe di decomposizione è risultata essere quella più rara all'interno dei siti campionati in questo studio, nonostante in altri contesti mediterranei forestali sia più presente. Risulta inoltre importante la presenza di legno morto a terra che presenti un diametro minimo (13 centimetri), considerando anche il fatto che è necessario al contempo che questo possa raggiungere nel breve termine diversi stadi di decomposizione, soprattutto avanzati. Di conseguenza, le pratiche gestionali dovrebbero essere strutturate in modo da rilasciare legno morto a terra che abbia diametri di diverse dimensioni, e non solo frammenti dai diametri maggiori, al fine di garantire la presenza di diverse classi di decadimento del legno morto a terra poiché la dimensione del diametro influenza il tempo necessario affinché si raggiungano i diversi stadi di decomposizione.

Inoltre, per garantire un'elevata ricchezza di categorie funzionali di invertebrati associati agli strati vegetazionali, risulta importante la presenza abbondante di strato arbustivo, come anche il fatto che quest'ultimo è necessario che sia diversificato dal punto di vista delle specie vegetali in esso presenti. Inoltre, è fondamentale che le foreste non siano caratterizzate da spazi aperti, poiché una copertura erbacea estesa porta alla diminuzione del numero di categorie funzionali; è interessante notare che, probabilmente, analizzando la ricchezza di specie questo risultato sarebbe stato opposto, poiché in strutture aperte, come quelle pratensi ad esempio, la ricchezza di specie di invertebrati è tipicamente alta. Infine, gli interventi selvicolturali dovrebbero tentare di ottenere una buona equiripartizione delle classi diametriche degli individui arborei, in cui siano ben rappresentati gli individui più giovani e al contempo siano presenti anche alberi dai diametri maggiori, poiché queste

condizioni risultano essere quelle che permettono la presenza del maggior numero di categorie funzionali.

Ulteriori studi saranno condotti per indagare come la ricchezza tassonomica di invertebrati sia influenzata dalle variabili e dai parametri strutturali degli habitat forestali considerati in questo studio, nonché l'influenza delle variabili proprie di ciascun habitat sulla ricchezza di categorie funzionali di invertebrati.

## 7. Bibliografia

- Agnoletti, Mauro, e Antonio Santoro. «Cultural values and sustainable forest management: the case of Europe». *Journal of Forest Research* 20 (1 ottobre 2015). <https://doi.org/10.1007/s10310-015-0500-7>.
- Alday, Josu G., Pilar Zaldívar, Paloma Torroba-Balmori, Belén Fernández-Santos, e Carolina Martínez-Ruiz. «Natural Forest Expansion on Reclaimed Coal Mines in Northern Spain: The Role of Native Shrubs as Suitable Microsites». *Environmental Science and Pollution Research* 23, fasc. 14 (luglio 2016): 13606–16. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5681-2>.
- Alsterberg, C., F. Roger, K. Sundbäck, J. Juhanson, S. Hulth, S. Hallin, e L. Gamfeldt. «Habitat Diversity and Ecosystem Multifunctionality—The Importance of Direct and Indirect Effects». *Science Advances* 3, fasc. 2 (2017). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601475>.
- Altieri, S., F. Niccoli, J.P. Kabala, I. Liyaqat, e G. Battipaglia. «Influence of Drought and Minimum Temperature on Tree Growth and Water Use Efficiency of Mediterranean Species». *Dendrochronologia* 83 (2024). <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2023.126162>.
- Altman, J., P. Fibich, V. Trotsiuk, e N. Altmanova. «Global Pattern of Forest Disturbances and Its Shift under Climate Change». *Science of the Total Environment* 915 (2024). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170117>.
- Anderegg, W.R.L., A.T. Trugman, G. Badgley, C.M. Anderson, A. Bartuska, P. Ciais, D. Cullenward, et al. «Climate-Driven Risks to the Climate Mitigation Potential of Forests». *Science* 368, fasc. 6497 (2020). <https://doi.org/10.1126/science.aaz7005>.
- Andersen, Alan. «Using Ants as Bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology». *Conservation Ecology* 1, fasc. 1 (13 giugno 1997). <https://doi.org/10.5751/ES-00014-010108>.
- Andrés, Cristina, e Fernando Ojeda. «Effects of Afforestation with Pines on Woody Plant Diversity of Mediterranean Heathlands in Southern Spain». *Biodiversity & Conservation* 11, fasc. 9 (1 settembre 2002): 1511–20. <https://doi.org/10.1023/A:1016850708890>.
- Angiolini, Claudia, Bruno Foggi, Simona Sarmati, Antonio Gabellini, Matilde Gennai, Paolo Castagnini, Michele Mugnai, Daniele Viciani, Emanuele Fanfarillo, e Simona Maccherini. «Assessing the Conservation Status of EU Forest Habitats: The Case of Quercus Suber Woodlands». *Forest Ecology and Management* 496 (settembre 2021): 119432. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119432>.
- Annighöfer, Peter. «Stress Relief through Gap Creation? Growth Response of a Shade Tolerant Species ( Fagus Sylvatica L.) to a Changed Light Environment». *Forest Ecology and Management* 415–416 (maggio 2018): 139–47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.027>.
- Aponte, Cristina, Luis V. García, e Teodoro Marañón. «Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: A feedback mechanism favouring species coexistence». *Forest Ecology and Management*, Influence of tree species on forest soils: New evidence from field studies, 309 (1 dicembre 2013): 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.035>.
- «Area Naturale Protetta di Interesse Locale Foresta di Sant’Antonio: L’Area Protetta». Consultato 22 maggio 2024. <https://www.parks.it/anp.foresta.s.antonio/par.php>.
- Aronson, James, Joao Pereira, e Juli Pausas. «Cork Oak Woodlands on the Edge: Ecology, Adaptive Management, and Restoration». *Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press* 18 (4 dicembre 2008). <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00701.x>.

- «As Planet Warms, Pathogens on the March». Consultato 9 ottobre 2024. <https://www.conservation.org/blog/as-planet-warms-pathogens-on-the-march>.
- «Assessment and Reporting under Article 17 of the Habitats Directive», s.d.
- Attignon, Serge Eric Kokou. «Invertebrate Diversity and the Ecological Role of Decomposer Assemblages in Natural and Plantation Forests in Southern Benin». Thesis, University\_of\_Basel, 2004. <https://doi.org/10.5451/unibas-003316557>.
- Attignon, Serge, Daniel Weibel, Thibault Lachat, Brice Sinsin, Peter Nagel, e Ralf Peveling. «Leaf litter breakdown in natural and plantation forests of the Lama forest reserve in Benin». *Applied Soil Ecology* 27 (1 ottobre 2004): 109–24. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.05.003>.
- Badalamenti, Emilio, Tommaso La Mantia, Giovanni La Mantia, Antonino Cairone, e Donato Salvatore La Mela Veca. «Living and Dead Aboveground Biomass in Mediterranean Forests: Evidence of Old-Growth Traits in a Quercus Pubescens Willd. s.l. Stand». *Forests* 8, fasc. 6 (giugno 2017): 187. <https://doi.org/10.3390/f8060187>.
- Barbati, A., P. Corona, e M. Marchetti. «A Forest Typology for Monitoring Sustainable Forest Management: The Case of European Forest Types». *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology* 141, fasc. 1 (marzo 2007): 93–103. <https://doi.org/10.1080/11263500601153842>.
- Barbati, A., M. Marchetti, G. Chirici, e P. Corona. «European Forest Types and Forest Europe SFM indicators: Tools for monitoring progress on forest biodiversity conservation». *Forest Ecology and Management, Mechanisms and predictors of ecological change in managed forests: A selection of papers from the second international conference on biodiversity in forest ecosystems and landscapes*, 321 (1 giugno 2014): 145–57. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.004>.
- Barbati, Anna, Barbara Ferrari, Alessandro Alivernini, Alessandro Quatrini, Paolo Merlini, Nicola Puletti, e Piermaria Corona. «Forest ecosystems and carbon sequestration in Italy». *L'italia forestale e montana*, 2014, 205–12. <https://doi.org/10.4129/ifm.2014.4.01>.
- Barbato, Debora, Andrea Benocci, e Giuseppe Manganelli. «Does Forest Age Affect Soil Biodiversity? Case Study of Land Snails in Mediterranean Secondary Forests». *Forest Ecology and Management* 455 (gennaio 2020): 117693. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117693>.
- Barredo, José I., Giovanni Caudullo, e Alessandro Dosio. «Mediterranean Habitat Loss under Future Climate Conditions: Assessing Impacts on the Natura 2000 Protected Area Network». *Applied Geography* 75 (ottobre 2016): 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.08.003>.
- Basile, Marco, Thomas Asbeck, João M. Cordeiro Pereira, Grzegorz Mikusiński, e Ilse Storch. «Species Co-Occurrence and Management Intensity Modulate Habitat Preferences of Forest Birds». *BMC Biology* 19, fasc. 1 (dicembre 2021): 210. <https://doi.org/10.1186/s12915-021-01136-8>.
- Basile, Marco, Francesco Parisi, Roberto Tognetti, Saverio Francini, Fabio Lombardi, Marco Marchetti, Davide Travaglini, Elena De Santis, e Gherardo Chirici. «Diversity of Beetle Species and Functional Traits along Gradients of Deadwood Suggests Weak Environmental Filtering». *Forest Ecosystems* 10 (2023): 100090. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2023.100090>.
- Bateman, Amber, Wolfgang Lewandrowski, Jason C. Stevens, e Miriam Muñoz-Rojas. «Ecophysiological Indicators to Assess Drought Responses of Arid Zone Native Seedlings in Reconstructed Soils». *Land Degradation & Development* 29, fasc. 4 (aprile 2018): 984–93. <https://doi.org/10.1002/ldr.2660>.

- Bazan, Giuseppe, Claudia Speciale, Angelo Castrorao Barba, Salvatore Cambria, Roberto Miccichè, e Pasquale Marino. «Historical Suitability and Sustainability of Sicani Mountains Landscape (Western Sicily): An Integrated Approach of Phytosociology and Archaeobotany». *Sustainability* 12, fasc. 8 (gennaio 2020): 3201. <https://doi.org/10.3390/su12083201>.
- Bengtsson, Jan, Sven G Nilsson, Alain Franc, e Paolo Menozzi. «Biodiversity, Disturbances, Ecosystem Function and Management of European Forests». *Forest Ecology and Management* 132, fasc. 1 (giugno 2000): 39–50. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00378-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00378-9).
- Bense, Ulrich. *Longhorn Beetles: Illustrated Key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe*. Weikersheim: Margraf, 1995.
- Benz, J. Philipp, Shaolin Chen, Shuangren Dang, Matthias Dieter, Eric R. Labelle, Guangzhe Liu, Lin Hou, et al. «Multifunctionality of Forests: A White Paper on Challenges and Opportunities in China and Germany». *Forests* 11, fasc. 3 (marzo 2020): 266. <https://doi.org/10.3390/f11030266>.
- Bignell, David E. «Termite Ecology in the First Two Decades of the 21st Century: A Review of Reviews». *Insects* 10, fasc. 3 (26 febbraio 2019): 60. <https://doi.org/10.3390/insects10030060>.
- Binkenstein, Julia, Alexandra-Maria Klein, Thorsten Assmann, François Buscot, Alexandra Erfmeier, Keping Ma, Katherina A. Pietsch, et al. «Multi-trophic Guilds Respond Differently to Changing Elevation in a Subtropical Forest». *Ecography* 41, fasc. 6 (giugno 2018): 1013–23. <https://doi.org/10.1111/ecog.03086>.
- «Biodiversity and conservation of forest species in the Mediterranean basin», 6 marzo 2024. <https://www.fao.org/3/x1880e/x1880e05.htm>.
- Biondi, E., C. Blasi, S. Burrascano, S. Casavecchia, R. Copiz, E. Del Vico, D. Galdenzi, et al. «Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE.», 2009. <https://research.unipg.it/handle/11391/148229>.
- Birdsey, Richard, Yude Pan, Maria Janowiak, Susan Stewart, Sarah Hines, Linda Parker, Stith Gower, et al. «Past and Prospective Carbon Stocks in Forests of Northern Wisconsin: A Report from the Chequamegon-Nicolet National Forest Climate Change Response Framework». Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 2014. <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-127>.
- Bleu, FAO and Plan. *State of Mediterranean Forests 2018*. FAO & Plan Bleu ;, 2018. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/ca2081en>.
- Blondel, Jacques. «The ‘Design’ of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period». *Human Ecology* 34 (24 ottobre 2006): 713–29. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>.
- Bugalho, Miguel, Maria Caldeira, Joao Pereira, James Aronson, e Juli Pausas. «Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services». *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (10 agosto 2011): 278. <https://doi.org/10.2307/23034413>.
- Burns, Moya L., Mike Smith, Eleanor M. Slade, e Richard A. Ennos. «The Saproxylic Activity Index: A New Tool for the Rapid Assessment of Deadwood Species during Forest Restoration». *Open Journal of Forestry* 4, fasc. 2 (14 febbraio 2014): 144–50. <https://doi.org/10.4236/ojf.2014.42020>.
- Burrascano, Sabina, Francesco Chianucci, Giovanni Trentanovi, Sebastian Kepfer-Rojas, Tommaso Sitzia, Flóra Tinya, Inken Doerfler, et al. «Where Are We Now with European Forest Multi-Taxon Biodiversity and Where Can We Head To?» *Biological Conservation* 284 (agosto 2023): 110176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110176>.

- Byrnes, Jarrett, Lars Gamfeldt, Forest Isbell, Jonathan Lefcheck, John Griffin, Andrew Hector, Bradley Cardinale, David Hooper, Laura Dee, e J. Duffy. «Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: Challenges and solutions». *Methods in Ecology and Evolution* 5 (8 maggio 2013). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12143>.
- Cárdenas, A.M., P. Gallardo, Á. Salido, e J. Márquez. «Effects of Environmental Traits and Landscape Management on the Biodiversity of Saproxyllic Beetles in Mediterranean Oak Forests». *Diversity* 12, fasc. 12 (2020): 1–16. <https://doi.org/10.3390/d12120451>.
- Carmona-Yáñez, M.D., M.E. Lucas-Borja, D.A. Zema, X. Jing, Y. Kooch, P. Garrido Gallego, P.A. Plaza-Alvarez, G. Zhou, e M. Delgado-Baquerizo. «Influence of Management and Stand Composition on Ecosystem Multifunctionality of Mediterranean Tree Forests». *Trees - Structure and Function* 37, fasc. 6 (2023): 1801–16. <https://doi.org/10.1007/s00468-023-02462-w>.
- Castagneri, Daniele, Giorgio Vacchiano, Andrew Hackett-Pain, R. Justin DeRose, Tamir Klein, e Alessandra Bottero. «Meta-Analysis Reveals Different Competition Effects on Tree Growth Resistance and Resilience to Drought». *Ecosystems* 25, fasc. 1 (gennaio 2022): 30–43. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00638-4>.
- «Catena del Marghine e del Goceano - Sardegna Natura». Consultato 22 maggio 2024. <https://www.sardegnanatura.com/esplora-la-sardegna/aree-naturali-protette-sardegna/siti-di-importanza-comunitaria-sardegna/921-catena-del-marghine-e-del-goceano.html>.
- Cavanagh, Rachel D., Eugene J. Murphy, Thomas J. Bracegirdle, John Turner, Cheryl A. Knowland, Stuart P. Corney, Walker O. Jr Smith, et al. «A Synergistic Approach for Evaluating Climate Model Output for Ecological Applications». *Frontiers in Marine Science* 4 (26 settembre 2017). <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00308>.
- Chandler, Mark, Linda See, Kyle Copas, Astrid M. Z. Bonde, Bernat Claramunt López, Finn Danielsen, Jan Kristoffer Legind, et al. «Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring». *Biological Conservation*, SI:Measures of biodiversity, 213 (1 settembre 2017): 280–94. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.004>.
- Chaudhary, Abhishek, Zuzana Burivalova, Lian Pin Koh, e Stefanie Hellweg. «Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs». *Scientific Reports* 6, fasc. 1 (4 aprile 2016): 23954. <https://doi.org/10.1038/srep23954>.
- Collado, Eduardo. «Effects of forest management, tree growth and climate on fungal communities», 2021.
- Collado, Eduardo, Míriam Piqué, Jaime Coello, Javier de-Dios-García, Carla Fuentes, e Lluís Coll. «Close-to-Nature Management Effects on Tree Growth and Soil Moisture in Mediterranean Mixed Forests». *Forest Ecology and Management* 549 (dicembre 2023): 121457. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121457>.
- Comunale, All'Amministrazione. «PARTE SECONDA GESTIONE DELL'AREA NATURALE PROTETTA DI INTERESSE LOCALE», s.d.
- Corney, P. M., M. G. Le Duc, S. M. Smart, K. J. Kirby, R. G. H. Bunce, e R. H. Marrs. «Relationships between the Species Composition of Forest Field-layer Vegetation and Environmental Drivers, Assessed Using a National Scale Survey». *Journal of Ecology* 94, fasc. 2 (marzo 2006): 383–401. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01094.x>.
- Corona, Piermaria, Davide Ascoli, Anna Barbati, Giovanni Bovio, Giuseppe Colangelo, Mario Elia, Vittorio Garfi, et al. «Integrated Forest Management to Prevent Wildfires under Mediterranean Environments». *Annals of Silvicultural Research* 39, fasc. 1 (26 febbraio 2015). <https://doi.org/10.12899/asr-946>.

- Cowling, R.M., F. Ojeda, B.B. Lamont, P.W. Rundel, e R. Lechmere-Oertel. «Rainfall Reliability, a Neglected Factor in Explaining Convergence and Divergence of Plant Traits in Fire-Prone Mediterranean-Climate Ecosystems». *Global Ecology and Biogeography* 14, fasc. 6 (2005): 509–19. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00166.x>.
- Croitoru, Lelia. «How much are Mediterranean forests worth?» *Forest Policy and Economics* 9, fasc. 5 (2007): 536–45.
- Curtis, P.G., C.M. Slay, N.L. Harris, A. Tyukavina, e M.C. Hansen. «Classifying Drivers of Global Forest Loss». *Science* 361, fasc. 6407 (2018): 1108–11. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>.
- D’Amen, Manuela, Heidi K. Mod, Nicholas J. Gotelli, e Antoine Guisan. «Disentangling Biotic Interactions, Environmental Filters, and Dispersal Limitation as Drivers of Species Co-occurrence». *Ecography* 41, fasc. 8 (agosto 2018): 1233–44. <https://doi.org/10.1111/ecog.03148>.
- Das Gupta, Sanatan, e Bradley D. Pinno. «Drivers of Understory Species Richness in Reconstructed Boreal Ecosystems: A Structural Equation Modeling Analysis». *Scientific Reports* 10, fasc. 1 (14 luglio 2020): 11555. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68353-z>.
- De Bello, Francesco, Wilfried Thuiller, Jan Lepš, Philippe Choler, Jean-Christophe Clément, Petr Macek, Maria-Teresa Sebastià, e Sandra Lavorel. «Partitioning of Functional Diversity Reveals the Scale and Extent of Trait Convergence and Divergence». *Journal of Vegetation Science* 20, fasc. 3 (giugno 2009): 475–86. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01042.x>.
- De Cáceres, Miquel, Maurizio Mencuccini, Nicolas Martin-StPaul, Jean-Marc Limousin, Lluís Coll, Rafael Poyatos, Antoine Cabon, et al. «Unravelling the effect of species mixing on water use and drought stress in Mediterranean forests: A modelling approach». *Agricultural and Forest Meteorology* 296 (1 gennaio 2021): 108233. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108233>.
- Di Febbraro, Mirko, Federica Roscioni, Ludovico Frate, Maria Laura Carranza, Lorenzo De Lisio, Davide De Rosa, Marco Marchetti, e Anna Loy. «Long-Term Effects of Traditional and Conservation-Oriented Forest Management on the Distribution of Vertebrates in Mediterranean Forests: A Hierarchical Hybrid Modelling Approach». A cura di Lluís Brotons. *Diversity and Distributions* 21, fasc. 10 (ottobre 2015): 1141–54. <https://doi.org/10.1111/ddi.12362>.
- Díaz, Sandra, Andy Purvis, Johannes H. C. Cornelissen, Georgina M. Mace, Michael J. Donoghue, Robert M. Ewers, Pedro Jordano, e William D. Pearse. «Functional Traits, the Phylogeny of Function, and Ecosystem Service Vulnerability». *Ecology and Evolution* 3, fasc. 9 (settembre 2013): 2958–75. <https://doi.org/10.1002/ece3.601>.
- Edwards, David P., Joseph A. Tobias, Douglas Sheil, Erik Meijaard, e William F. Laurance. «Maintaining Ecosystem Function and Services in Logged Tropical Forests». *Trends in Ecology & Evolution* 29, fasc. 9 (settembre 2014): 511–20. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>.
- Elia, Mario, Raffaele Laforteza, Eustachio Tarasco, Giuseppe Colangelo, e Giovanni Sanesi. «The Spatial and Temporal Effects of Fire on Insect Abundance in Mediterranean Forest Ecosystems». *Forest Ecology and Management* 263 (gennaio 2012): 262–67. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.09.034>.
- Ellison, David, e Sven Wunder. «Question 7 What Role Do Forests Play in the Water Cycle?», s.d. «EUFORGEN European forest genetic resources programme». Consultato 10 luglio 2024. <https://www.euforgen.org/>.
- European Environment Agency. «SOER 2015 — The European Environment — State and Outlook 2015». Folder. Consultato 8 luglio 2024. <https://www.eea.europa.eu/soer/2015>.
- FAO Publications Catalogue 2023. FAO, 2023. <https://doi.org/10.4060/cc7285en>.

- Finkel, Herman J., Moshe Finkel, e Ze'ev Naveh. *Semiarid Soil and Water Conservation*. 1ª ed. CRC Press, 2018.  
<https://doi.org/10.1201/9781351076586>.
- Flohr, H., e W. Breull. «Effect of Etafenone on Total and Regional Myocardial Blood Flow». *Arzneimittel-Forschung* 25, fasc. 9 (settembre 1975): 1400–1403.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. *The State of Food and Agriculture 2015: Social Protection and Agriculture - Breaking the Cycle of Rural Poverty*. The State of Food and Agriculture. UN, 2015.  
<https://doi.org/10.18356/88b78e6f-en>.
- «Forest management and regional tree composition drive the host preference of saproxylic beetle communities - Müller - 2015 - Journal of Applied Ecology - Wiley Online Library». Consultato 7 marzo 2024.  
<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.12421>.
- «Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta-analysis - Zhang - 2012 - Journal of Ecology - Wiley Online Library». Consultato 6 marzo 2024.  
<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x>.
- «Forests | Free Full-Text | Coastal Pine-Oak Glacial Refugia in the Mediterranean Basin: A Biogeographic Approach Based on Charcoal Analysis and Spatial Modelling». Consultato 8 luglio 2024. <https://www.mdpi.com/1999-4907/11/6/673>.
- «Forests | Free Full-Text | The New EU Forest Strategy for 2030: A New Understanding of Sustainable Forest Management?» Consultato 10 luglio 2024. <https://www.mdpi.com/1999-4907/13/2/245>.
- Forister, Matthew L., Emma M. Pelton, e Scott H. Black. «Declines in Insect Abundance and Diversity: We Know Enough to Act Now». *Conservation Science and Practice* 1, fasc. 8 (agosto 2019): e80. <https://doi.org/10.1111/csp2.80>.
- Fornoff, Felix, Alexandra-Maria Klein, Nico Blüthgen, e Michael Staab. «Tree Diversity Increases Robustness of Multi-Trophic Interactions». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286, fasc. 1898 (13 marzo 2019): 20182399.  
<https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2399>.
- Frago, Enric, Miguel Guara, Juli Pujade-Villar, e Jesús Selfa. «Winter Feeding Leads to a Shifted Phenology in the Browntail Moth *Euproctis Chrysorrhoea* on the Evergreen Strawberry Tree *Arbutus Unedo*». *Agricultural and Forest Entomology* 12, fasc. 4 (novembre 2010): 381–88. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2010.00489.x>.
- García-Palacios, Pablo, Brendan G. McKie, Ira Tanya Handa, André Frainer, e Stephan Hättenschwiler. «The Importance of Litter Traits and Decomposers for Litter Decomposition: A Comparison of Aquatic and Terrestrial Ecosystems within and across Biomes». A cura di Hefin Jones. *Functional Ecology* 30, fasc. 5 (maggio 2016): 819–29.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.12589>.
- Gastón, A., S. Blázquez-Cabrera, C. Ciudad, M. C. Mateo-Sánchez, M. A. Simón, e S. Saura. «The Role of Forest Canopy Cover in Habitat Selection: Insights from the Iberian Lynx». *European Journal of Wildlife Research* 65, fasc. 2 (20 marzo 2019): 30. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1266-6>.
- Gauquelin, Thierry, Geneviève Michon, Richard Joffre, Robin Duponnois, Didier Genin, Bruno Fady, Magda Bou Dagher-Kharrat, et al. «Mediterranean forests, land use and climate change : a social-ecological perspective». *Regional Environmental Change* 18, fasc. 3 (marzo 2018): 623–36. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0994-3>.
- Gauquelin, Thierry, Geneviève Michon, Richard Joffre, Robin Duponnois, Didier Genin, Bruno Fady, Magda Bou Dagher, et al. «Sub-Chapter 2.4.1. Mediterranean Forests, Biocultural Heritage and Climate Change : A Social-Ecological Perspective». In *The Mediterranean Region under Climate Change : A Scientific Update*, a cura di Jean-Paul Moatti e



- Stéphane Thiébaud, 339–48. Synthèses. Marseille: IRD Éditions, 2016.  
<https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.23604>.
- Gerlach, Justin, Michael Samways, e James Pryke. «Terrestrial Invertebrates as Bioindicators: An Overview of Available Taxonomic Groups». *Journal of Insect Conservation* 17, fasc. 4 (1 agosto 2013): 831–50.  
<https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9>.
- Ghaleb, Ayed, e Mohammad Adam. «The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses». *CATENA* 81 (1 maggio 2010): 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.008>.
- giamba. «Il parco Marghine Goceano». goceano. Consultato 22 maggio 2024. <http://www.goceano.it/il-parco-marghine-goceano.html>.
- Gigante, Daniela, Fabio Attorre, Roberto Venanzoni, Alicia Acosta, Emiliano Agrillo, Michele Aleffi, Nicola Alessi, et al. «A methodological protocol for Annex I Habitats monitoring: the contribution of Vegetation science». *Plant Sociology* 53 (1 dicembre 2016): 77–87. <https://doi.org/10.7338/pls2016532/06>.
- González-González, Borja D., Hortensia Sixto, Iciar Alberdi, Luis Esteban, Silvia Guerrero, María Pasalodos, Antonio Vázquez, e Isabel Cañellas. «Estimation of Shrub Biomass Availability along Two Geographical Transects in the Iberian Peninsula for Energy Purposes». *Biomass and Bioenergy* 105 (ottobre 2017): 211–18.  
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.07.011>.
- Gracia, C. A., S. Sabaté, e A. Sánchez. «El cambio climático y la reducción de la reserva de agua en el bosque mediterráneo»: *Ecosistemas* 11, fasc. 2 (2002). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/613>.
- Griffiths, Hannah M., Paul Eggleton, Nicole Hemming-Schroeder, Tom Swinfield, Joel S. Woon, Steven D. Allison, David A. Coomes, Louise A. Ashton, e Catherine L. Parr. «Carbon Flux and Forest Dynamics: Increased Deadwood Decomposition in Tropical Rainforest Tree-fall Canopy Gaps». *Global Change Biology* 27, fasc. 8 (aprile 2021): 1601–13. <https://doi.org/10.1111/gcb.15488>.
- Grove, Simon J. «Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests». *Annual Review of Ecology and Systematics* 33 (2002): 1–23.
- Grove, Simon J., e Lynette Forster. «A Decade of Change in the Saproxylic Beetle Fauna of Eucalypt Logs in the Warra Long-Term Log-Decay Experiment, Tasmania. 2. Log-Size Effects, Succession, and the Functional Significance of Rare Species». *Biodiversity and Conservation* 20, fasc. 10 (settembre 2011): 2167–88. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0080-6>.
- Habel, Jan C., Livia Rasche, Uwe A. Schneider, Jan O. Engler, Erwin Schmid, Dennis Rödder, Sebastian T. Meyer, et al. «Final Countdown for Biodiversity Hotspots». *Conservation Letters* 12, fasc. 6 (2019): e12668.  
<https://doi.org/10.1111/conl.12668>.
- Halofsky, Jessica E., David L. Peterson, e Brian J. Harvey. «Changing Wildfire, Changing Forests: The Effects of Climate Change on Fire Regimes and Vegetation in the Pacific Northwest, USA». *Fire Ecology* 16, fasc. 1 (dicembre 2020): 4.  
<https://doi.org/10.1186/s42408-019-0062-8>.
- Hättenschwiler, Stephan, Alexei V. Tiunov, e Stefan Scheu. «Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, fasc. 1 (2005): 191–218.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932>.
- Hawlena, Dror, Michael S. Strickland, Mark A. Bradford, e Oswald J. Schmitz. «Fear of Predation Slows Plant-Litter Decomposition». *Science* 336, fasc. 6087 (15 giugno 2012): 1434–38. <https://doi.org/10.1126/science.1220097>.

Heděnc, Petr, Juan Jose Jiménez, Jabbar Moradi, Xavier Domene, Davorka Hackenberger, Sebastien Barot, Aline Frossard, et al. «Global Distribution of Soil Fauna Functional Groups and Their Estimated Litter Consumption across Biomes». *Scientific Reports* 12, fasc. 1 (17 ottobre 2022): 17362. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21563-z>.

Heidrich, Lea, Soyeon Bae, Shaun Levick, Sebastian Seibold, Wolfgang Weisser, Peter Krzystek, Paul Magdon, et al. «Heterogeneity–Diversity Relationships Differ between and within Trophic Levels in Temperate Forests». *Nature Ecology & Evolution* 4, fasc. 9 (13 luglio 2020): 1204–12. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1245-z>.

Heidrich, Lea, Roland Brandl, Christian Ammer, Soyeon Bae, Claus Bässler, Inken Doerfler, Markus Fischer, et al. «Effects of Heterogeneity on the Ecological Diversity and Redundancy of Forest Fauna». *Basic and Applied Ecology* 73 (dicembre 2023): 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2023.10.005>.

Hoogen, Johan van den, Stefan Geisen, Diana H. Wall, David A. Wardle, Walter Traunspurger, Ron G. M. de Goede, Byron J. Adams, et al. «A Global Database of Soil Nematode Abundance and Functional Group Composition». *Scientific Data* 7, fasc. 1 (26 marzo 2020): 103. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0437-3>.

Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, et al. «EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE». *Ecological Monographs* 75, fasc. 1 (febbraio 2005): 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>.

«<https://www.fao.org/family-farming/detail/en/c/336805/>». Consultato 6 marzo 2024. <https://www.fao.org/family-farming/detail/en/c/336805/>.

Hutto, Richard L. «Toward Meaningful Snag-Management Guidelines for Postfire Salvage Logging in North American Conifer Forests». *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 20, fasc. 4 (agosto 2006): 984–93. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00494.x>.

Huuskonen, Saija, Timo Domisch, Leena Finér, Jarkko Hantula, Jari Hynynen, Juho Matala, Jari Miina, et al. «What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia?» *Forest Ecology and Management* 479 (1 gennaio 2021): 118558. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118558>.

Hyvärinen, Esko, Jari Kouki, e Petri Martikainen. «Fire and Green-Tree Retention in Conservation of Red-Listed and Rare Deadwood-Dependent Beetles in Finnish Boreal Forests». *Conservation Biology* 20, fasc. 6 (2006): 1710–19. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00511.x>.

Ings, Thomas C., José M. Montoya, Jordi Bascompte, Nico Blüthgen, Lee Brown, Carsten F. Dormann, François Edwards, et al. «Ecological Networks--beyond Food Webs». *The Journal of Animal Ecology* 78, fasc. 1 (gennaio 2009): 253–69. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01460.x>.

«Insects | Free Full-Text | Termite Ecology in the First Two Decades of the 21st Century: A Review of Reviews». Consultato 14 marzo 2024. <https://www.mdpi.com/2075-4450/10/3/60>.

ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. «Millennium Ecosystem Assessment». Consultato 6 marzo 2024. <https://www.isprambiente.gov.it/it/attivita/biodiversita/documenti/millennium-ecosystem-assessment>.

ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. «Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend». Consultato 10 luglio 2024. <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/specie-e-habitat-di-interesse-comunitario-in-italia-distribuzione-stato-di-conservazione-e-trend>.

«IT-1409 Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno». Consultato 22 maggio 2024. <https://example.com/>.

- Jacob, Mascha, Nadine Weland, Christian Platner, Matthias Schaefer, Christoph Leuschner, e Frank M. Thomas. «Nutrient Release from Decomposing Leaf Litter of Temperate Deciduous Forest Trees along a Gradient of Increasing Tree Species Diversity». *Soil Biology and Biochemistry* 41, fasc. 10 (ottobre 2009): 2122–30. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.07.024>.
- Jones, Clive G., John H. Lawton, e Moshe Shachak. «Organisms as Ecosystem Engineers». *Oikos* 69, fasc. 3 (1994): 373–86. <https://doi.org/10.2307/3545850>.
- Junninen, Kaisa, e Atte Komonen. «Conservation ecology of boreal polypores: A review». *Biological Conservation* 144, fasc. 1 (1 gennaio 2011): 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.010>.
- Kashian, Daniel M., William H. Romme, Daniel B. Tinker, Monica G. Turner, e Michael G. Ryan. «Carbon Storage on Landscapes with Stand-replacing Fires». *BioScience* 56, fasc. 7 (1 luglio 2006): 598–606. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[598:CSOLWS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[598:CSOLWS]2.0.CO;2).
- Kass, Jamie M., Benoit Guénard, Kenneth L. Dudley, Clinton N. Jenkins, Fumika Azuma, Brian L. Fisher, Catherine L. Parr, et al. «The global distribution of known and undiscovered ant biodiversity». *Science Advances* 8, fasc. 31 (3 agosto 2022): eabp9908. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abp9908>.
- Knuff, Anna Katharina, Michael Staab, Julian Frey, Carsten F. Dormann, Thomas Asbeck, e Alexandra-Maria Klein. «Insect Abundance in Managed Forests Benefits from Multi-Layered Vegetation». *Basic and Applied Ecology* 48 (novembre 2020): 124–35. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.09.002>.
- Köbel, M., A. Príncipe, C. Soares, P. Pinho, A. Nunes, e C. Branquinho. «More than Trees: Stand Management Can Be Used to Improve Ecosystem Diversity, Structure and Functioning 20 Years after Forest Restoration in Drylands». *Science of the Total Environment* 902 (2023). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166107>.
- Korboulewsky, Nathalie, Gabriel Perez, e Matthieu Chauvat. «How tree diversity affects soil fauna diversity: A review». *Soil Biology and Biochemistry* 94 (1 marzo 2016): 94–106. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.024>.
- Kotze, D. Johan, Elizabeth C. Lowe, J. Scott MacIvor, Alessandro Ossola, Briony A. Norton, Dieter F. Hochuli, Luis Mata, et al. «Urban Forest Invertebrates: How They Shape and Respond to the Urban Environment». *Urban Ecosystems* 25, fasc. 6 (1 dicembre 2022): 1589–1609. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01240-9>.
- Kurokawa, Hiroko, e Tohru Nakashizuka. «Leaf Herbivory and Decomposability in a Malaysian Tropical Rain Forest». *Ecology* 89, fasc. 9 (settembre 2008): 2645–56. <https://doi.org/10.1890/07-1352.1>.
- Lasanta, T., M. Khorchani, F. Pérez-Cabello, P. Errea, R. Sáenz-Blanco, e E. Nadal-Romero. «Clearing Shrubland and Extensive Livestock Farming: Active Prevention to Control Wildfires in the Mediterranean Mountains». *Journal of Environmental Management* 227 (dicembre 2018): 256–66. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.104>.
- Lassauce, Aurore, Yoan Paillet, Hervé Jactel, e Christophe Bouget. «Deadwood as a Surrogate for Forest Biodiversity: Meta-Analysis of Correlations between Deadwood Volume and Species Richness of Saproxylous Organisms». *Ecological Indicators* 11, fasc. 5 (settembre 2011): 1027–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>.
- Laughlin, Daniel C., Chaitanya Joshi, Peter M. van Bodegom, Zachary A. Bastow, e Peter Z. Fulé. «A Predictive Model of Community Assembly That Incorporates Intraspecific Trait Variation». *Ecology Letters* 15, fasc. 11 (2012): 1291–99. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01852.x>.
- Lavelle, Patrick, Jérôme Mathieu, Alister Spain, George Brown, Carlos Fragoso, Emmanuel Lapiéd, Adriana De Aquino, et al. «Soil Macroinvertebrate Communities: A World-Wide Assessment». *Global Ecology and Biogeography* 31, fasc. 7 (2022): 1261–76. <https://doi.org/10.1111/geb.13492>.

- Lawrence, K.L., e D.H. Wise. «Spider Predation on Forest-Floor Collembola and Evidence for Indirect Effects on Decomposition». *Pedobiologia* 44, fasc. 1 (2000): 33–39. [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70026-8](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70026-8).
- Lehmann, Johannes, e Markus Kleber. «The Contentious Nature of Soil Organic Matter». *Nature* 528, fasc. 7580 (dicembre 2015): 60–68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
- Liang, Jingjing, Thomas Crowther, Nicolas Picard, Susan Wiser, Mo Zhou 周沫, Giorgio Alberti, Schulze Ernst Detlef, et al. «Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests». *Science* 354 (13 ottobre 2016). <https://doi.org/10.1126/science.aaf8957>.
- Lier, Markus, Michael Köhl, Kari T. Korhonen, Stefanie Linser, Kit Prins, e Andrzej Talarczyk. «The New EU Forest Strategy for 2030: A New Understanding of Sustainable Forest Management?» *Forests* 13, fasc. 2 (5 febbraio 2022): 245. <https://doi.org/10.3390/f13020245>.
- Lieutier, Francois, Driss Ghaïoule, e Institut Nationale de la Recherche Agronomique, a c. di. *Entomological research in Mediterranean forest ecosystems*. Paris: Institut National de la Recherche Agronomique, 2005.
- «LIFE GOPROFOR MED, Proposal», 2021.
- Liu, Chang-Cheng, Yu-Guo Liu, Ke Guo, Guo-Qing Li, Yuan-Run Zheng, Li-Fei Yu, e Rui Yang. «Comparative Ecophysiological Responses to Drought of Two Shrub and Four Tree Species from Karst Habitats of Southwestern China». *Trees* 25, fasc. 3 (giugno 2011): 537–49. <https://doi.org/10.1007/s00468-010-0533-7>.
- López-Marcos, Daphne, María Belén Turrión, e Carolina Martínez-Ruiz. «Linking Soil Variability with Plant Community Composition along a Mine-Slope Topographic Gradient: Implications for Restoration». *Ambio* 49, fasc. 1 (gennaio 2020): 337–49. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01193-y>.
- Lopezosa, P., M. Berdugo, e S. Soliveres. «On the Relative Importance of Land Use, Landscape Characteristics, Bird and Plant Assemblages as Drivers of Mediterranean Ecosystem Functioning». *Landscape Ecology* 38, fasc. 12 (2023): 3605–19. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01739-2>.
- Lopezosa, P., S. Soliveres, L. Serra, S. Constán-Nava, e M. Berdugo. «Land Use Determines Mediterranean Ecosystems' Multifunctionality More than Plant Richness or Habitat Composition». *Journal of Applied Ecology*, 2024. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14568>.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, et al. «Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges». *Science (New York, N.Y.)* 294, fasc. 5543 (26 ottobre 2001): 804–8. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>.
- Lovrić, Marko, Riccardo Da Re, Enrico Vidale, Irina Prokofieva, Jennifer Wong, Davide Pettenella, Hans Verkerk, e Robert Mavsar. «Collection and consumption of non-wood forest products in Europe». *Forestry: An International Journal of Forest Research* 94 (3 maggio 2021). <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab018>.
- Maccherini, Simona, Giovanni Bacaro, Giangiacomo Giovannetti, Claudia Angiolini, e Alessandro Chiarucci. «Analysing Methodological Issues in Short-Term Monitoring of Rare European Beech Forests Restoration». *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology* 153, fasc. 1 (2 gennaio 2019): 60–67. <https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1454529>.
- Maciejewski, Lise. «ÉTAT DE CONSERVATION DES HABITATS FORESTIERS D'INTÉRÊT COMMUNAUTAIRE», s.d.
- Maestre, Fernando T., Matthew A. Bowker, María D. Puche, M. Belén Hinojosa, Isabel Martínez, Pablo García-Palacios, Andrea P. Castillo, et al. «Shrub Encroachment Can Reverse Desertification in Semi-arid Mediterranean Grasslands». *Ecology Letters* 12, fasc. 9 (settembre 2009): 930–41. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01352.x>.

- Maestre, Fernando T., José L. Quero, Nicholas J. Gotelli, Adrián Escudero, Victoria Ochoa, Manuel Delgado-Baquerizo, Miguel García-Gómez, et al. «Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands». *Science (New York, N.Y.)* 335, fasc. 6065 (13 gennaio 2012): 214–18. <https://doi.org/10.1126/science.1215442>.
- Majer, Jonathan D., Karl E. C. Brennan, e Melinda L. Moir. «Invertebrates and the Restoration of a Forest Ecosystem: 30 Years of Research Following Bauxite Mining in Western Australia». *Restoration Ecology* 15, fasc. s4 (dicembre 2007). <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00298.x>.
- Marques, Joana F., Hong-Lei Wang, Glenn P. Svensson, Enric Frago, e Olle Anderbrant. «Genetic Divergence and Evidence for Sympatric Host-Races in the Highly Polyphagous Brown Tail Moth, *Euproctis Chrysorrhoea* (Lepidoptera: Erebidae)». *Evolutionary Ecology* 28, fasc. 5 (settembre 2014): 829–48. <https://doi.org/10.1007/s10682-014-9701-3>.
- Martínez-Núñez, C., M.M. Gossner, C. Maurer, F. Neff, M.K. Obrist, M. Moretti, K. Bollmann, et al. «Land-Use Change in the Past 40 Years Explains Shifts in Arthropod Community Traits». *Journal of Animal Ecology* 93, fasc. 5 (2024): 540–53. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.14062>.
- McDowell, Nate, William T. Pockman, Craig D. Allen, David D. Breshears, Neil Cobb, Thomas Kolb, Jennifer Plaut, et al. «Mechanisms of Plant Survival and Mortality during Drought: Why Do Some Plants Survive While Others Succumb to Drought?» *New Phytologist* 178, fasc. 4 (giugno 2008): 719–39. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>.
- McGill, Brian J., Brian J. Enquist, Evan Weiher, e Mark Westoby. «Rebuilding community ecology from functional traits». *Trends in Ecology & Evolution* 21, fasc. 4 (1 aprile 2006): 178–85. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>.
- «Mediterranean Forest Research Agenda 2030 | European Forest Institute», 1 dicembre 2022. <https://efi.int/publications-bank/mediterranean-forest-research-agenda-2030>.
- «Mediterranean Forests, Woodlands and Scrub | WWF», 11 gennaio 2017. [https://web.archive.org/web/20170111005657/http://wwf.panda.org/about\\_our\\_earth/ecoregions/mediterranean\\_forests\\_scrub.cfm](https://web.archive.org/web/20170111005657/http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/mediterranean_forests_scrub.cfm).
- Mennickent, R. E., G. Djurašević, I. Vince, J. Garcés, P. Hadrava, M. Cabezas, J. Petrović, M. I. Jurkovic, D. Korčáková, e H. Markov. «New insights on the massive interacting binary UU Cassiopeiae». *Astronomy & Astrophysics* 642 (ottobre 2020): A211. <https://doi.org/10.1051/0004-6361/202038938>.
- Merganiov, Katarna, Jn Mergani, Miroslav Svoboda, Radek Bae, e Vladimr Ebe. «Deadwood in Forest Ecosystems». In *Forest Ecosystems - More than Just Trees*, a cura di Juan A. Blanco. InTech, 2012. <https://doi.org/10.5772/31003>.
- Mieem, Chris Cathrine. «Invertebrates and Ecosystem Services: The Oil in the Ecological Machine», s.d.
- Miina, Jari, Timo Pukkala, e Mikko Kurttila. «Optimal Multi-Product Management of Stands Producing Timber and Wild Berries». *European Journal of Forest Research* 135, fasc. 4 (agosto 2016): 781–94. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0972-9>.
- Minelli, Alessandro, Marco Bologna, e Daniele Birtere. *Sistematica ed Evoluzione degli Esapodi*. Liguori Editore S.r.l., 2023.
- Minelli, Alessandro, Marco Bologna, e Birtele Daniele. *Sistematica ed evoluzione degli esapodi*, 2023.
- «Montes | SardegnaForeste». Consultato 22 maggio 2024. <https://www.sardegnaforeste.it/foresta/montes>.
- Moreno-Fernández, Daniel, Isabel Cañellas, Álvaro Rubio-Cuadrado, e Iciar Alberdi. «National Scale Variability in Forest Stand Variables among Regions of Provenances in Spain». *Annals of Forest Science* 77, fasc. 2 (giugno 2020): 1–21. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00943-3>.
- Moreno-Fernández, Daniel, Alicia Ledo, Darío Martín-Benito, Isabel Cañellas, e Guillermo Gea-Izquierdo. «Negative Synergistic Effects of Land-Use Legacies and Climate Drive Widespread Oak Decline in Evergreen Mediterranean Open

- Woodlands». *Forest Ecology and Management* 432 (gennaio 2019): 884–94.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.023>.
- Moroi, K., e T. Sato. «Comparison between Procaine and Isocarboxazid Metabolism in Vitro by a Liver Microsomal Amidase-Esterase». *Biochemical Pharmacology* 24, fasc. 16 (15 agosto 1975): 1517–21. [https://doi.org/10.1016/0006-2952\(75\)90029-5](https://doi.org/10.1016/0006-2952(75)90029-5).
- Müller, Alexandra, Roland Olschewski, Christian Unterberger, e Thomas Knoke. «The valuation of forest ecosystem services as a tool for management planning – A choice experiment». *Journal of Environmental Management* 271 (1 ottobre 2020): 111008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111008>.
- Müller, Jörg, Heinz Bußler, e Thomas Kneib. «Saproxylic Beetle Assemblages Related to Silvicultural Management Intensity and Stand Structures in a Beech Forest in Southern Germany». *Journal of Insect Conservation* 12, fasc. 2 (aprile 2008): 107–24. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9065-2>.
- Müller, Jörg, e Rita Bütler. «A Review of Habitat Thresholds for Dead Wood: A Baseline for Management Recommendations in European Forests». *European Journal of Forest Research* 129, fasc. 6 (1 novembre 2010): 981–92.  
<https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>.
- Müller, Jörg, Reed Noss, Heinz Bussler, e Roland Brandl. «Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation». *Biological Conservation* 143 (1 novembre 2010): 2559–69. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.024>.
- Müller, Jörg, Beate Wende, Carolin Strobl, Manuel Eugster, Iris Gallenberger, Andreas Floren, Ingolf Steffan-Dewenter, Karl Eduard Linsenmair, Wolfgang W. Weisser, e Martin M. Gossner. «Forest Management and Regional Tree Composition Drive the Host Preference of Saproxylic Beetle Communities». *Journal of Applied Ecology* 52, fasc. 3 (2015): 753–62.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12421>.
- Mumme, Steffen, Malte Jochum, Ulrich Brose, Noor Farikhah Haneda, e Andrew D. Barnes. «Functional Diversity and Stability of Litter-Invertebrate Communities Following Land-Use Change in Sumatra, Indonesia». *Biological Conservation* 191 (novembre 2015): 750–58. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.033>.
- Muys, Bart, Jari Hynynen, Marc Palahí, Manfred Lexer, Marek Fabrika, Hans Pretzsch, François Gillet, Elemer Briceño, Gert-Jan Nabuurs, e Vincent Kint. «Simulation tools for decision support to adaptive forest management in Europe». *Forest Systems* 19 (12 gennaio 2011). <https://doi.org/10.5424/fs/201019S-9310>.
- Muys, Bart, Jan Nyssen, Ben du Toit, Enrico Vidale, Irina Prokofieva, Robert Mavsar, e Marc Palahi. «Water-Related Ecosystem Services of Forests: Learning from Regional Cases». In *Forests under Pressure : Local Responses to Global Issues*, 32:423–40. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), 2014.  
<http://hdl.handle.net/1854/LU-5717996>.
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. da Fonseca, e Jennifer Kent. «Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities». *Nature* 403, fasc. 6772 (febbraio 2000): 853–58.  
<https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Nasi, R. «Forest Ecosystem Services: Can They Pay Our Way out of Deforestation?», s.d.
- Naveh, Z. «Landscape Ecology and Sustainability». *Landscape Ecology* 22, fasc. 10 (2007): 1437–40.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-007-9171-x>.
- . «Pasture and Forest Management in the Mediterranean Uplands». In *Semiarid Soil and Water Conservation*, 55–74, 2018. <https://doi.org/10.1201/9781351076586>.

- Nelson, Amanda E., e Andrew A. Forbes. «Urban Land Use Decouples Plant-Herbivore-Parasitoid Interactions at Multiple Spatial Scales». A cura di Robert B. Srygley. *PLoS ONE* 9, fasc. 7 (14 luglio 2014): e102127. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102127>.
- Nilsson, Sven G, Mats Niklasson, Jonas Hedin, Gillis Aronsson, Jerzy M Gutowski, Per Linder, Håkan Ljungberg, Grzegorz Mikusiński, e Thomas Ranius. «Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests». *Forest Ecology and Management* 161, fasc. 1 (15 maggio 2002): 189–204. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00480-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00480-7).
- Nocentini, Susanna, Davide Travaglini, e Bart Muys. «Managing Mediterranean Forests for Multiple Ecosystem Services: Research Progress and Knowledge Gaps». *Current Forestry Reports* 8, fasc. 2 (1 giugno 2022): 229–56. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00167-w>.
- Nock, Charles A, Richard J Vogt, e Beatrix E Beisner. «Functional Traits». In *Encyclopedia of Life Sciences*, di Wiley, 1–8, 1<sup>a</sup> ed. Wiley, 2016. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026282>.
- «Non-Wood Forest Products in Europe: Seeing the Forest around the Trees | European Forest Institute», 11 settembre 2019. <https://efi.int/publications-bank/non-wood-forest-products-europe-seeing-forest-around-trees>.
- Noriega, Jorge Ari, Joaquín Hortal, Francisco M. Azcárate, Matty P. Berg, Núria Bonada, Maria J.I. Briones, Israel Del Toro, et al. «Research trends in ecosystem services provided by insects». *Basic and Applied Ecology* 26 (febbraio 2018): 8–23. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.006>.
- Olthoff, Adriana E., Cristina Gómez, Josu G. Alday, e Carolina Martínez-Ruiz. «Mapping Forest Vegetation Patterns in an Atlantic–Mediterranean Transitional Area by Integration of Ordination and Geostatistical Techniques». *Journal of Plant Ecology*, 14 ottobre 2016, rtw112. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw112>.
- Ondik, Mercedes M., Michael Bennell, Richard J. -P. Davies, Mark K. J. Ooi, e Miriam Muñoz-Rojas. «Fire and land use impact soil properties in a Mediterranean dry sclerophyll woodland». *Journal of Environmental Management* 324 (15 dicembre 2022): 116245. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116245>.
- Ou, Z., Z. Su, J. Zhu, Y. Peng, Y. Cao, e W. Shen. «Effect of woody plant canopies on species composition, diversity and distribution of vascular ground flora in karst mountains: A case study in Southwest China». *Journal of Food, Agriculture and Environment* 11 (1 gennaio 2013): 2682–88.
- Paine, Timothy D., e Francois Lieutier, a c. di. *Insects and Diseases of Mediterranean Forest Systems*. Cham: Springer International Publishing, 2016. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24744-1>.
- Palahi, M, R Mavsar, C Gracia, e Y Birot. «Mediterranean Forests under Focus». *International Forestry Review* 10, fasc. 4 (dicembre 2008): 676–88. <https://doi.org/10.1505/ifor.10.4.676>.
- Palahí, Marc, José Bonet, Timo Pukkala, Christine Fischer, Juan Martínez de Aragón, e Carlos Colinas. «Modelling the production of wild mushrooms in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in Catalonia (North-East of Spain)». *EFI Proceedings* 57 (1 gennaio 2009): 29–37.
- Paler, Keely, Adrian Monks, Richard A.B. Leschen, e Darren F. Ward. «Determining Species Diversity and Functional Traits of Beetles for Monitoring the Effects of Environmental Change in the New Zealand Alpine Zone». *Ecological Indicators* 121 (febbraio 2021): 107100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107100>.
- Paletto, A., F. Ferretti, P. Cantiani, e I. De Meo. «Multi-functional approach in forest landscape management planning: an application in Southern Italy». *Forest Systems* 21, fasc. 1 (28 marzo 2012): 68. <https://doi.org/10.5424/fs/2112211-11066>.

- Pan, Yude, Richard Birdsey, Jingyun Fang, Richard Houghton, Pekka Kauppi, Werner Kurz, Oliver Phillips, et al. «A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests». *Science (New York, N.Y.)* 333 (19 agosto 2011): 988–93. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>.
- Parisi, F., M. Di Febbraro, F. Lombardi, A. B. Biscaccianti, A. Campanaro, R. Tognetti, e M. Marchetti. «Relationships between stand structural attributes and saproxylic beetle abundance in a Mediterranean broadleaved mixed forest». *Forest Ecology and Management* 432 (15 gennaio 2019): 957–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.040>.
- Parisi, Francesco, Fabio Lombardi, Andrea Sciarretta, Roberto Tognetti, Alessandro Campanaro, Marco Marchetti, e Pasquale Trematerra. «Spatial Patterns of Saproxylic Beetles in a Relic Silver Fir Forest (Central Italy), Relationships with Forest Structure and Biodiversity Indicators». *Forest Ecology and Management* 381 (dicembre 2016): 217–34. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.041>.
- Parker, Thomas J., Karen M. Clancy, e Robert L. Mathiasen. «Interactions among Fire, Insects and Pathogens in Coniferous Forests of the Interior Western United States and Canada». *Agricultural and Forest Entomology* 8, fasc. 3 (agosto 2006): 167–89. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00305.x>.
- Pasalodos-Tato, Maria, Ricardo Ruiz-Peinado, Miren Del Río, e Gregorio Montero. «Shrub Biomass Accumulation and Growth Rate Models to Quantify Carbon Stocks and Fluxes for the Mediterranean Region». *European Journal of Forest Research* 134, fasc. 3 (maggio 2015): 537–53. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0870-6>.
- Pausas, Juli G., e William J. Bond. «On the Three Major Recycling Pathways in Terrestrial Ecosystems». *Trends in Ecology & Evolution* 35, fasc. 9 (1 settembre 2020): 767–75. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.04.004>.
- «(PDF) Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition». Consultato 14 marzo 2024. [https://www.researchgate.net/publication/313092455\\_Linkages\\_between\\_soil\\_biota\\_plant\\_litter\\_quality\\_and\\_decomposition](https://www.researchgate.net/publication/313092455_Linkages_between_soil_biota_plant_litter_quality_and_decomposition).
- Peñuelas, Josep, Jordi Sardans, Iolanda Filella, Marc Estiarte, Joan Llusà, Romà Ogaya, Jofre Carnicer, et al. «Impacts of Global Change on Mediterranean Forests and Their Services». *Forests* 8, fasc. 12 (24 novembre 2017): 463. <https://doi.org/10.3390/f8120463>.
- Pérez-Ramos, I.M., M.A. Zavala, T. Marañón, M.D. Díaz-Villa, e F. Valladares. «Dynamics of Understorey Herbaceous Plant Diversity Following Shrub Clearing of Cork Oak Forests: A Five-Year Study». *Forest Ecology and Management* 255, fasc. 8–9 (maggio 2008): 3242–53. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.069>.
- Petchey, Owen, e Kevin Gaston. «Functional diversity (FD), species richness, and community composition». *Ecology Letters* 5 (17 maggio 2002): 402–11. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>.
- Petermann, Jana S., Anastasia L. Roberts, Christin Hemmerling, Felizitas Bajerski, Javier Pascual, Jörg Overmann, Wolfgang W. Weisser, Liliane Ruess, e Martin M. Gossner. «Direct and indirect effects of forest management on tree-hole inhabiting aquatic organisms and their functional traits». *Science of The Total Environment* 704 (20 febbraio 2020): 135418. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135418>.
- Pettersson, Roger B., John P. Ball, Karl-Erik Renhorn, Per-Anders Esseen, e Kjell Sjöberg. «Invertebrate Communities in Boreal Forest Canopies as Influenced by Forestry and Lichens with Implications for Passerine Birds». *Biological Conservation* 74, fasc. 1 (1995): 57–63. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00015-V](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00015-V).
- Phillips, Helen R. P., Elizabeth M. Bach, Marie L. C. Bartz, Joanne M. Bennett, Rémy Beugnon, Maria J. I. Briones, George G. Brown, et al. «Global Data on Earthworm Abundance, Biomass, Diversity and Corresponding Environmental Properties». *Scientific Data* 8, fasc. 1 (21 maggio 2021): 136. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00912-z>.



- Pignatti, Sandro. *I boschi d'Italia. Sinecologia e biodiversità*, 1998.
- Pohjanmies, Tähti, Kyle Eyvindson, María Triviño, Jan Bengtsson, e Mikko Monkkonen. «Forest multifunctionality is not resilient to intensive forestry». *European Journal of Forest Research* 140 (1 giugno 2021): 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01348-7>.
- Porrà, Alessandro. «Foresta Demaniale Montes Scheda Tecnica», s.d.
- Porro, Zeno, Maurizio Odicino, Giuseppe Bogliani, e Gianpasquale Chiatante. «Intensive Forestry and Biodiversity: Use of Poplar Plantations by Woodpeckers in a Lowland Area of Northern Italy». *Forest Ecology and Management* 497 (ottobre 2021): 119490. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119490>.
- «Promoting the Sustainable Management of Mediterranean Forests». Consultato 6 marzo 2024. <https://www.pefc.org/what-we-do/our-collective-impact/our-campaigns/promoting-the-sustainable-management-of-mediterranean-forests>.
- Pulido, Fernando, e Mario Díaz. «Dinámica de la regeneración natural del arbolado de encina y alcornoque». *La gestión forestal de las dehesas*, 1 gennaio 2002, 39–62.
- Quézel, Pierre, e Frédéric Médail. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, 2003.
- Raupp, Michael J., Paula M. Shrewsbury, e Daniel A. Herms. «Ecology of Herbivorous Arthropods in Urban Landscapes». *Annual Review of Entomology* 55, fasc. 1 (1 gennaio 2010): 19–38. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085351>.
- Reddy, M.V., e B. Venkataiah. «Influence of Microarthropod Abundance and Climatic Factors on Weight Loss and Mineral Nutrient Contents of Eucalyptus Leaf Litter during Decomposition». *Biology and Fertility of Soils* 8, fasc. 4 (1989): 319–24. <https://doi.org/10.1007/BF00263162>.
- «Reporting Direttiva Habitat». Consultato 27 giugno 2024. <https://reportingdirettivahabitat.isprambiente.it/habitat-basic-search#>.
- Rodríguez, Antonio, e Jari Kouki. «Emulating natural disturbance in forest management enhances pollination services for dominant *Vaccinium* shrubs in boreal pine-dominated forests». *Forest Ecology and Management* 350 (15 agosto 2015): 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.029>.
- Rodríguez, Jon Paul, T. Douglas Beard, Jr., Elena M. Bennett, Graeme S. Cumming, Steven J. Cork, John Agard, Andrew P. Dobson, e Garry D. Peterson. «Trade-Offs across Space, Time, and Ecosystem Services». *Ecology and Society* 11, fasc. 1 (2006): art28. <https://doi.org/10.5751/ES-01667-110128>.
- Röschel, Lina, Rebecca Noebel, Ulf Stein, Sandra Naumann, Carlos Romão, Eleni Tryfon, Zelmira Gaudillat, et al. *State of Nature in the EU -Methodological paper Methodologies under the Nature Directives reporting 2013-2018 and analysis for the State of Nature 2000*, 2020. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34531.99363>.
- Ruiz-Peinado, Ricardo, Andrés Bravo-Oviedo, Eduardo López-Senespleda, Felipe Bravo, e Miren Del Rio. «Forest management and carbon sequestration in the Mediterranean region: A review». *Forest Systems* 26, fasc. 2 (8 settembre 2017): eR04S. <https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11205>.
- Rusch, A., M. D'Ottavio, N. Hénon, B. Joubard, D. Thiéry, e L. Muneret. «Functional Identity of Dominant Species in a Predator Community Prevails over Functional Diversity in Shaping the Top-down Control of Herbivores». *Functional Ecology* 37, fasc. 10 (2023): 2666–76. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14427>.

- S, Morelli, Paletto A, e Tosi V. «Il Legno Morto Dei Boschi: Indagine Sulla Densità Basale Del Legno Di Alcune Specie Del Trentino». *Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology* 4, fasc. 4 (20 dicembre 2007): 395. <https://doi.org/10.3832/efor0492-0040395>.
- Sakschewski, Boris, Werner von Bloh, Alice Boit, Lourens Poorter, Marielos Peña-Claros, Jens Heinke, Jasmin Joshi, e Kirsten Thonicke. «Resilience of Amazon Forests Emerges from Plant Trait Diversity». *Nature Climate Change* 6, fasc. 11 (novembre 2016): 1032–36. <https://doi.org/10.1038/nclimate3109>.
- Schuldt, Andreas, Anne Ebeling, Matthias Kunz, Michael Staab, Claudia Guimarães-Steinicke, Dörte Bachmann, Nina Buchmann, et al. «Multiple Plant Diversity Components Drive Consumer Communities across Ecosystems». *Nature Communications* 10, fasc. 1 (29 marzo 2019): 1460. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09448-8>.
- Seibold, Sebastian, Claus Bässler, Petr Baldrian, Simon Thorn, Jörg Müller, e Martin Gossner. «Wood resource and not fungi attract early-successional saproxylic species of Heteroptera – an experimental approach». *Insect Conservation and Diversity* 7 (1 maggio 2014). <https://doi.org/10.1111/icad.12076>.
- Seibold, Sebastian, Claus Bässler, Roland Brandl, Martin M. Gossner, Simon Thorn, Michael D. Ulyshen, e Jörg Müller. «Experimental Studies of Dead-Wood Biodiversity — A Review Identifying Global Gaps in Knowledge». *Biological Conservation* 191 (novembre 2015): 139–49. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006>.
- Selvi, Federico, e Michele Valleri. «Cork Oak Woodlands in the North Tyrrhenian Area (Italy): Distribution and Plant Species Diversity of a Relict Forest Ecosystem». *Biodiversity and Conservation* 21, fasc. 12 (novembre 2012): 3061–78. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0354-7>.
- Similä, Maarit, Jari Kouki, Mikko Mönkkönen, e Anna-Liisa Sippola. «Beetle Species Richness along the Forest Productivity Gradient in Northern Finland». *Ecography* 25, fasc. 1 (febbraio 2002): 42–52. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250106.x>.
- Smit, Christian, Jan Den Ouden, e Mario Díaz. «Facilitation of *Quercus Ilex* Recruitment by Shrubs in Mediterranean Open Woodlands». *Journal of Vegetation Science* 19, fasc. 2 (aprile 2008): 193–200. <https://doi.org/10.3170/2007-8-18352>.
- Sobek, Stephanie, Martin M. GOßNER, Christoph Scherber, Ingolf Steffan-Dewenter, e Teja Tscharntke. «Tree Diversity Drives Abundance and Spatiotemporal B-diversity of True Bugs (Heteroptera)». *Ecological Entomology* 34, fasc. 6 (dicembre 2009): 772–82. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2009.01132.x>.
- Sobek, Stephanie, Teja Tscharntke, Christoph Scherber, Susanne Schiele, e Ingolf Steffan-Dewenter. «Canopy vs. Understory: Does Tree Diversity Affect Bee and Wasp Communities and Their Natural Enemies across Forest Strata?» *Forest Ecology and Management* 258, fasc. 5 (agosto 2009): 609–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.026>.
- Spada, F., E. Agrillo, L. Casella, G. Dowgiallo, e B. Schirone. «PHYTOGEOGRAPHY OF QUERCUS SUBER L. IN LAZIO (CENTRAL ITALY): A CAUSALISTIC APPROACH». *Annali Di Botanica* 8 (2008). <https://doi.org/10.4462/annbotrm-9100>.
- «Speight, M. C. D. (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation. Nature and environment. Strasbourg Council of Europe. - References - Scientific Research Publishing». Consultato 11 marzo 2024. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1101183>.
- Speight, Martin Christopher Dean S. *Saproxylic invertebrates and their conservation*, 1989.
- «State of nature in the EU - Publications Office of the EU». Consultato 8 luglio 2024. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/a514da34-4058-4870-8bce-beee74715968/language-en>.
- Stehr, Frederic W. *Immature Insects: Volume I: 1*. New edizione. Kendall/Hunt Publishing Co ,U.S., 2005.

- Stiegel, Stephanie, Anna Korfhage, e Jasmin Mantilla-Contreras. «Does the shrub layer act as an intermediary? Effects on abundance of insects and abundances of particular insect orders caught flying in the canopies of deciduous forests in Central Germany». *European Journal of Entomology* 117 (27 ottobre 2020): 409–19.  
<https://doi.org/10.14411/eje.2020.045>.
- Stireman, John O., Harold F. Greeney, e Lee A. Dyer. «Species Richness and Host Associations of Lepidoptera-Attacking Tachinidae in the Northeast Ecuadorian Andes». *Journal of Insect Science* 9 (2 giugno 2009): 39.  
<https://doi.org/10.1673/031.009.3901>.
- Stireman, John, e Michael Singer. «Determinants of Parasitoid-Host Associations: Insights From a Natural Tachinid-Lepidopteran Community». *Ecology* 84, fasc. 2 (1 febbraio 2003): 296–310. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0296:DOPHAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0296:DOPHAI]2.0.CO;2).
- Strong, Donald R., John H. Lawton, Richard Southwood, Donald Raymond Strong, J. H. Lawton, e Thomas Richard Edmund Southwood. *Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms*. Oxford: Blackwell, 1984.
- «Structure and Evolution of Mediterranean Forest Research: A Science Mapping Approach | PLOS ONE». Consultato 27 febbraio 2024. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0155016>.
- «Sustainability | Free Full-Text | Assessment of Forest Biomass and Carbon Storage in Habitat 9340 Quercus ilex L. to Support Management Decisions for Climate Change Mitigation». Consultato 23 maggio 2024.  
<https://www.mdpi.com/2071-1050/16/4/1403>.
- «The global distribution of known and undiscovered ant biodiversity | Science Advances». Consultato 14 marzo 2024.  
<https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abp9908>.
- Tilman, David. «Functional Diversity». In *Encyclopedia of Biodiversity*, 109–20. Elsevier, 2001. <https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2>.
- Torras, Olga, e Santiago Saura. «Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean». *Forest Ecology and Management* 255, fasc. 8 (15 maggio 2008): 3322–30.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.013>.
- Tshering Peldon e Yonten Dorji. «Assessment of deadwood as a key habitat for invertebrates in a forest ecosystem», 2022.  
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25620.99201>.
- Ulyshen, Michael D., e James L. Hanula. «Responses of Arthropods to Large-Scale Manipulations of Dead Wood in Loblolly Pine Stands of the Southeastern United States». *Environmental Entomology* 38, fasc. 4 (1 agosto 2009): 1005–12.  
<https://doi.org/10.1603/022.038.0407>.
- Ulyshen, Michael D., Wendy S. Klooster, William T. Barrington, e Daniel A. Herms. «Impacts of Emerald Ash Borer-Induced Tree Mortality on Leaf Litter Arthropods and Exotic Earthworms». *Pedobiologia* 54, fasc. 5–6 (ottobre 2011): 261–65.  
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.05.001>.
- Vacek, Zdeněk, Stanislav Vacek, e Jan Cukor. «European Forests under Global Climate Change: Review of Tree Growth Processes, Crises and Management Strategies». *Journal of Environmental Management* 332 (aprile 2023): 117353.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117353>.
- Vilhelmsson, Oddur. «J.N. Stokland, J. Siitonen and B.G. Jonsson, Biodiversity in Dead Wood (Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2012)». *Nordicum-Mediterraneum* 8 (1 gennaio 2013). <https://doi.org/10.33112/nm.8.1.27>.
- Villar-Salvador, Pedro. «Restoration of Spanish pine plantations: A main challenge for the 21st century». *REFORESTA*, fasc. 1 (5 giugno 2016): 53–66. <https://doi.org/10.21750/REFOR.1.04.4>.

- Violle, Cyrille, Marie-Laure Navas, Denis Vile, Elena Kazakou, Claire Fortunel, Irène Hummel, e Eric Garnier. «Let the Concept of Trait Be Functional!» *Oikos* 116, fasc. 5 (maggio 2007): 882–92. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.
- Vítková, Lucie, Radek Bače, Petr Kjučukov, e Miroslav Svoboda. «Deadwood Management in Central European Forests: Key Considerations for Practical Implementation». *Forest Ecology and Management* 429 (dicembre 2018): 394–405. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.034>.
- «Wachendorf: Relationships between litter fauna and... - Google Scholar». Consultato 14 marzo 2024. [https://scholar.google.com/scholar\\_lookup?title=Relationships%20between%20litter%20fauna%20and%20chemical%20changes%20of%20litter%20during%20decomposition%20under%20different%20moisture%20conditions&publication\\_year=1997&author=C.%20Wachendorf&author=U.%20Irmiler&author=H.-P.%20Blume](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Relationships%20between%20litter%20fauna%20and%20chemical%20changes%20of%20litter%20during%20decomposition%20under%20different%20moisture%20conditions&publication_year=1997&author=C.%20Wachendorf&author=U.%20Irmiler&author=H.-P.%20Blume).
- Wardle, David, e Patrick Lavelle. «Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition». *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*, 1 gennaio 1997, 107–24.
- Wardle, David, Gregor Yeates, Gary Barker, e Karen Bonner. «The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity». *Soil Biology and Biochemistry* 38 (1 maggio 2006): 1052–62. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.003>.
- «Wayback Machine», 15 febbraio 2017. [https://web.archive.org/web/20170215065849/http://www.cnrs.fr/inee/recherche/fichiers/Biodiversite\\_hotspots.pdf](https://web.archive.org/web/20170215065849/http://www.cnrs.fr/inee/recherche/fichiers/Biodiversite_hotspots.pdf).
- Wermelinger, Beat. *Forest Insects in Europe: Diversity, Functions and Importance*. Boca Raton: CRC Press, 2021. <https://doi.org/10.1201/9781003186465>.
- «What role do forests play in the water cycle? | European Forest Institute». Consultato 10 luglio 2024. [https://efi.int/forestquestions/q7\\_en](https://efi.int/forestquestions/q7_en).
- Wieder, W. R., A. S. Grandy, C. M. Kallenbach, P. G. Taylor, e G. B. Bonan. «Representing Life in the Earth System with Soil Microbial Functional Traits in the MIMICS Model». *Geoscientific Model Development* 8, fasc. 6 (17 giugno 2015): 1789–1808. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1789-2015>.
- Winkel, Georg, Marko Lovrić, Bart Muys, Pia Katila, Thomas Lundhede, Mireia Pecurul, Davide Pettenella, et al. «Governing Europe’s Forests for Multiple Ecosystem Services: Opportunities, Challenges, and Policy Options». *Forest Policy and Economics* 145 (dicembre 2022): 102849. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102849>.
- Yeeles, Peter, Lori Lach, Richard J. Hobbs, Mary van Wees, e Raphael K. Didham. «Woody plant richness does not influence invertebrate community reassembly trajectories in a tree diversity experiment». *Ecology* 98, fasc. 2 (2017): 500–511.
- Yi, Hoonbok, e Andrew Moldenke. «Response of Ground-Dwelling Arthropods to Different Thinning Intensities in Young Douglas Fir Forests of Western Oregon». *Environmental Entomology* 34, fasc. 5 (1 ottobre 2005): 1071–80. <https://doi.org/10.1093/ee/34.5.1071>.
- Yumpu.com. «Speight, M.C.D. 1989. Saproxyllic Invertebrates and Their ...» yumpu.com. Consultato 11 marzo 2024. <https://www.yumpu.com/en/document/view/17412687/speight-mcd-1989-saproxyllic-invertebrates-and-their->.
- Zeng, Xiaoyi, Huilin Gao, Runxi Wang, Bartosz Machjer, Joel Woon, Cheng Wenda, Paul Eggleton, Hannah Griffiths, e Louise Ashton. «Soil invertebrates are the key drivers of litter decomposition in tropical forests». Preprint. Preprints, 2 marzo 2023. <https://doi.org/10.22541/au.167776750.08748069/v1>.

Zhang, Yu, Han Y. H. Chen, e Peter B. Reich. «Forest Productivity Increases with Evenness, Species Richness and Trait Variation: A Global Meta-Analysis». *Journal of Ecology* 100, fasc. 3 (2012): 742–49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x>.

Zhang, Zhi-Qiang. «Animal biodiversity: An introduction to higher-level classification and taxonomic richness». *Zootaxa* 3148 (23 dicembre 2011). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3148.1.3>.

Zuur, Alain F., Joseph M. Hilbe, e Elena N. Ieno. *A Beginners Guide to GLM and GLMM with R: A Frequentist and Bayesian Perspective for Ecologists*. Newburgh: Highland Statistics Ltd, 2013.

## Ringraziamenti

*Soddisfazione, stanchezza, voglia di portare a termine, voglia di lasciar stare tutto. Determinazione, sopraffazione, amore, odio. Sogno, incubo. Potrei andare avanti ancora, usando aggettivi, nomi, sensazioni, fra loro contrastanti per descrivere quello che ho provato. Nel vivere questo viaggio iniziato più di un anno e mezzo fa, che ha portato a produrre questo elaborato durante il periodo più complicato mai vissuto finora.*

*Partirei dall'inizio perché un inizio vero e proprio c'è stato, era maggio del 2023 e non ricordo nemmeno il giorno. Non ha importanza, perché l'organizzazione del viaggio è iniziata ben prima del viaggio vero e proprio. Il giorno in cui siamo andati a vedere il camper, quanti posti-letto effettivi avesse, quanto fosse grande (o piccolo) il bagno, se ci entrassero una chitarra e due bonghi. "Sabrina", il nostro camper è stato ribattezzato così un giorno in Spagna, dopo l'ennesimo giorno consecutivo di campionamento, quando la sangria aveva finalmente appesantito le gambe e alleggerito la mente, dileguato le congetture sul futuro e i dubbi del tipo "E io mo' con tutti 'sti poveri insettini che ho fatto fuori, che ci faccio?". Grazie quindi ai miei compagni di viaggio: Mirko, Lorenzo, Francesco; vivere quelle settimane di letterale avventura è stato pazzesco. "Andiamo un mese e mezzo in camper in giro per i boschi d'Europa a campionare insetti, licheni e flora". Ripartirei adesso. Grazie alla Professoressa Sabina Burrascano, una guida sul campo e una guida in Dipartimento, nei giorni feriali e in quelli festivi. Grazie per averci permesso di vivere questa esperienza letteralmente irripetibile. Grazie al Professor Pierfilippo Cerretti, per aver creduto in me, ben cosciente della mia inesperienza.*

*Grazie ai miei compagni di mille altri viaggi, alcuni leggeri e troppo veloci che fanno di pranzi sull'erba del pratone, di compleanni, di risate, di Luppolo13 alle 18, di appartamento da dieci persone a Zompo Lo Schioppo; altri più disperati e lenti da preparazione d'esame, di power point, di toast e aperol spritz preparati alla rinfusa per smaltire la noia della conta dei cervi-muli americani. Grazie per aver reso questi anni in magistrato degni di essere vissuti in presenza, per avermi tenuto il posto a lezione ogni giorno, grazie per essere rimasti stati sempre. Ah, e per avermi convinta a partire insieme un weekend piovoso a Barcellona, a caso. Sari, Sofi, Leo, Ari, Peppe, Davidone, Edo, Ste, Ricky.*

*Grazie Sole, perché abbiamo scoperto insieme che l'amicizia non ha bisogno di un contatto costante, che basta volersi bene davvero per continuare a farlo e non smettere probabilmente mai. Anche quando ci si riesce a vedere due o tre volte l'anno. Anche quando la vita gioca qualche scherzo strano e finisci per cambiare corso di laurea. Sì, anche in quel caso lì.*

*Grazie Silvia, Alice, Matteo per avermi ascoltata in ogni momento, per aver compreso, per essere l\* amic\* migliori che si possano immaginare. Per ogni risata e ogni lacrima condivise, ogni bottiglia di vino, ogni album da colorare, ogni finale di volley in tv, ogni giornata al mare, ogni pomeriggio e nottata insieme. Grazie per non aver mai dato per scontato nulla. Starei con voi ogni secondo della mia giornata. Grazie Marco, Andrea, Giulia, Irene. Grazie ai miei amici del paesello, dove batte il cuore fra gli alberi.*

*Grazie Jeff, per avermi insegnato il valore della pazienza, per essere la mia ombra e per aver lasciato che diventassi io la tua di ombra, piano piano, un piccolo passo alla volta in questi quindici anni vissuti zampa a cuore. Non vedo l'ora di portarti in montagna ancora e ancora.*

*Grazie a te. Te, che non sei andata da nessuna parte. Sei qui con me tutti i giorni, ci sarai il giorno in cui discuterò questo elaborato. Ti vedrò lì, con una delle tue magliette colorate ma sobrie, con gli occhiali con la montatura rosa antico, elegante e silenziosa, soddisfatta mentre ascolti anche se pensi "lo non ce capisciu nulla". Sei il mio fiore. Ci sei quando mi manca il fiato dal dolore e dalla mancanza, per risollevarmi il viso e ricordarmi che non sei andata da nessuna parte. Ti do un bacio sulle tue mani ruvide, sulle rughe del viso, ti dico che ti voglio bene, ti aspetto sempre. Grazie per avermi aiutata a sopportare l'insopportabile. Non vedo l'ora di abbracciarti ancora.*

*Grazie a Daniele. Grazie per avermi dato la possibilità di imparare che insieme si è davvero più forti, anche dopo tutto questo tempo. Grazie per essere esattamente come sei. Per avermi supportata sempre, anche quando c'era più da sopportare che da supportare. Grazie per i tuoi occhi dolci. Per le tue mani che mi hanno tenuta in piedi quando non ho avuto più terra sotto i piedi. Grazie per quello che vivremo in questo strano futuro, che è un po' il presente di tutti i giorni.*

*Grazie a Carla, Fabio, Antonio, Emilia, Luca, Chiara, alla mia famiglia, per avermi insegnato che l'unione fa la forza per davvero. Che insieme si superano i momenti difficili. Se non ci foste stati voi, tutti voi, non avrei saputo che fare, come fare. Grazie per avermi fatto (ri)scoprire i legami antichi, quelli che non ti scegli, che te li ritrovi e magari non sai che farci quando sei più giovane ma che impari ad apprezzare da adulto.*

*Grazie ma', grazie pa'. Senza di voi non sarebbe stato possibile nulla di tutto questo. Grazie per avermi accolta quando ho deciso di lasciare Medicina per tornare a Biologia, per avermi creduto quando vi ho detto che "Cambio per fare poi la magistrale in Ecobiologia". Grazie per non avermi lasciata mai sola in questa vita, al di là di ogni percorso di studio.*

*Dalla parte più sincera del mio cuore, che ha lottato anche per scrivere questa pagina e poche righe di ringraziamenti.*

*Vi voglio bene.*