



SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

Risposte della comunità lichenica epifita alla struttura forestale e al microclima nei boschi mediterranei

Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali
Dipartimento di Biologia Ambientale
Corso di laurea in Ecobiologia

Mirko Legnaro Diamanti
Matricola 1804775

Relatrice
Sabina Burrascano

Correlatore
Lorenzo Balducci

Risposte della comunità lichenica epifita alla struttura forestale e al microclima nei boschi mediterranei

Sommario

1. INTRODUZIONE	4
1.1 La biodiversità nei boschi mediterranei: importanza e fragilità	4
1.2 La comunità lichenica epifita: ruoli e legami con gli ecosistemi forestali	12
1.3 I licheni come bioindicatori dello stato degli ecosistemi forestali	18
1.4 L'importanza dei campionamenti multi- <i>taxon</i> nelle foreste europee.....	22
2. OBIETTIVI	26
3. MATERIALI E METODI.....	27
3.1 Area di studio.....	27
3.2 Il progetto LIFE GoProForMed	35
3.3 La comunità lichenica epifita su <i>Quercus spp.</i>	36
3.4 Rilievo della biodiversità lichenica e dei parametri strutturali degli alberi sul campo	37
3.5 Identificazione dei licheni <i>ex situ</i>	42
3.6 Modellizzazione delle dinamiche idroecologiche a scala dei singoli alberi e parametri legati alle cortecce	43
3.7 Apertura della chioma a livello della comunità epifita	46
3.8 Modello per il calcolo di <i>Stemflow</i> e <i>Throughfall</i>	48
3.9 Analisi statistiche	54
4. RISULTATI	61
4.1 Biodiversità	61
4.2 Struttura arborea e modelli tree regression.....	69
4.3 Analisi fourth corner.....	72
5. DISCUSSIONE	75
5.1 La ricchezza lichenica epifita nelle foreste mediterranee dipende da habitat e parametri strutturali degli alberi.....	76
5.2 La distribuzione dei tratti funzionali dei licheni epifiti nelle foreste mediterranee dipende dalle condizioni microclimatiche legate al regime idrologico	78

6. CONCLUSIONI	81
BIBLIOGRAFIA	81
SITOGRAFIA.....	103

1. INTRODUZIONE

1.1 La biodiversità nei boschi mediterranei: importanza e fragilità

Il bacino del Mediterraneo è un'area geografica dall'elevata peculiarità sotto vari punti di vista. In generale, il clima è caratterizzato da inverni miti e umidi ed estati secche. Inoltre le aree che si affacciano sul bacino del Mediterraneo presentano caratteristiche uniche dovute alla presenza del Mar Mediterraneo, una grande massa d'acqua che condiziona caratteristiche climatiche come il vento, le temperature stagionali e l'umidità (Lionello et al., 2006a). A rendere particolare il macroclima dell'area è anche la struttura dei rilievi che la circondano: in particolare Pirenei, Alpi e rilievi Balcanici schermano l'area dai freddi venti del nord, lasciandola esposta invece ai venti caldi di origine africana (Mennella, 1967). Ha importanza notevole sul macroclima mediterraneo anche l'alternarsi delle situazioni di alta e bassa pressione determinate principalmente dall'andamento dell'Anticiclone delle Azzorre: una vasta area di alta pressione che sostituisce l'anticiclone di origine euro-asiatica (o anticiclone russo-siberiano), impedendo la formazione di nuvole e precipitazioni e caratterizzando l'estate mediterranea. In inverno l'anticiclone delle Azzorre si ritira verso sud, permettendo ai cicloni di origine atlantica di penetrare nel Mediterraneo, determinando il clima freddo di questa stagione; la stagione primaverile è definita soprattutto dal ritorno dell'anticiclone di origine euro-asiatica con i suoi rovesci (Federico et al., 2004; Mennella, 1967).

Dal punto di vista storico e sociale, il bacino del Mediterraneo è una delle aree del pianeta più lungamente popolate, avendo visto sin dal neolitico la presenza di civiltà sviluppate dal punto di vista urbanistico e agricolo (Lionello et al., 2006b). Questa presenza storica dell'essere umano nell'area mediterranea si è tradotta in una complessa "coevoluzione" tra componenti dell'ecosistema e società umane con ripercussioni sulla biodiversità e sui

processi ecosistemici (Blondel, 2006). In particolare, i boschi sono stati lungamente utilizzati per ricavare beni utili come legname (per la costruzione di edifici, infrastrutture, utensili e come combustibile), selvaggina, risorse edibili (miele, funghi, frutta) e foraggio per il bestiame (sia dalle foglie che dai frutti). Proprio per questa duratura storia comune tra società umane e boschi, questi ultimi sono stati quasi tutti gestiti in passato e lo sono tuttora (Blondel, 2006; Latterini et al., 2023).

Secondo dati rilevati della FAO (2013), gli ecosistemi boschivi del Mediterraneo si estendono per circa 25.5 milioni di ettari di foresta, a cui si aggiungono circa 50 milioni di ettari di altre terre boscate, detti anche *Other Wooded Land*, OWL: aree non classificabili come bosco, ma con una copertura della volta arborea pari al 5-10%, con alberi potenzialmente in grado di raggiungere un'altezza di 5 m; oppure aree con una copertura della volta arborea che supera il 10% se vengono inclusi alberi, arbusti e cespugli più piccoli (FAO, 2013).

Le foreste hanno un importante ruolo nel benessere delle società umane in quanto, oltre a fornire prodotti legnosi e non, sono produttori essenziali di servizi ecosistemici (Fisher et al., 2009; *United Nations Forum on Forests - 17th session, 2022*) di regolazione, es. purificazione di aria e acqua; di supporto, es. mitigazione dei cambiamenti climatici tramite lo stoccaggio di CO₂, nel controllo dei processi di erosione del suolo; e culturali, es. servizi ricreativi (Orsi et al., 2020; Thompson et al., 2011).

Il fatto che gli ecosistemi boschivi supportino elevati livelli di biodiversità rientra nei servizi ecosistemici di supporto (Azzurro et al., 2019; Blondel, 2006). A sua volta la biodiversità determina la funzionalità e la stabilità degli ecosistemi e ha un ruolo cruciale per l'adattamento al cambiamento climatico e per il mantenimento in prospettiva degli innumerevoli servizi ecosistemici offerti dai boschi mediterranei (Oliver et al., 2015; FAO, 2013). Una diminuzione del 50% nella ricchezza in specie di un ecosistema può potenzialmente annullare i servizi ecosistemici offerti da questo (Gamfeldt et al., 2008) e un'eccessiva alterazione nella composizione specifica e nei tratti funzionali delle specie presenti potrebbe avere ripercussioni negative e di vasta portata su un ecosistema e sulle società umane che utilizzano i servizi e i beni offerti da questo (Etard et al., 2022).

Ad esempio nel bacino del Mediterraneo più di 6000 specie, ossia circa il 20% delle specie note, sono a rischio estinzione (*The IUCN Red List of Threatened Species*, 2024).

Gli ambienti forestali europei, e in particolare quelli mediterranei, sono spesso eccessivamente sfruttati o gestiti tramite strategie selvicolturali che ne riducono l'eterogeneità strutturale e la biodiversità, con un effetto negativo diretto o indiretto sui servizi ecosistemici (Jaeger et al., 2022; Latterini et al., 2023).

Un aumento dell'intensità con cui viene sfruttato un territorio rende meno diversificate le interazioni tra biodiversità, funzioni ecosistemiche che si sviluppano tramite la biodiversità e i servizi ecosistemici che si possono ricavare dalle funzioni ecosistemiche (Felipe-Lucia et al., 2020).

Ad oggi gli effetti che la gestione forestale ha sui diversi gruppi tassonomici non sono sufficientemente conosciuti (Burrascano et al., 2023; Paillet et al., 2010). In Europa le foreste sono largamente protette, ma solo una minima frazione di queste (circa il 2%) non è soggetta a nessun intervento per la raccolta di legname (*State of Europe's Forests 2020* - Köhl et al., 2020). In questo contesto, capire la risposta di diversi gruppi tassonomici ai cambiamenti nelle pratiche di gestione e ai cambiamenti ambientali è essenziale per capire quali sono le pratiche di gestione che mantengono meglio la multifunzionalità di questi ecosistemi (dal punto di vista della produzione di beni e servizi ecosistemici) impattando il meno possibile sulla biodiversità.

In quest'ottica vari enti governativi, intergovernativi e di ricerca hanno iniziato ad adottare le definizioni di "pratiche di gestione sostenibile" o *Sustainable Forest Management* (SFM). La definizione di SFM viene data durante la conferenza di Helsinki del 1993, come una tipologia di gestione ed utilizzo delle risorse forestali con modalità e intensità che permettano di mantenere elevate alcune caratteristiche del bosco come la biodiversità o il livello di produttività, a vari livelli (locale, nazionale, globale) (MCPFE - *Helsinki*, 1993). Successivamente O'Laughlin et al. in un articolo del 1994 identificano il SFM come condizione in cui un ecosistema forestale riesce a sostenere la propria complessità in termini biologici, pur venendo incontro alle richieste della popolazione umana. In particolare nel loro lavoro O'Laughlin et al. identificano degli step per misurare il livello di gestione

sostenibile a livello forestale: bisogna selezionare degli indicatori che siano rappresentativi dell'ecosistema preso in considerazione e sulla base della comparazione tra i valori di questi indicatori e su come sono variati nel tempo, stabilire un adeguato programma di intervento (qualora fosse necessario) e monitoraggio (Alananbeh et al., 2023; O'Laughlin et al., 1994). Attualmente la definizione vigente di *Sustainable Forest Management* è quella presente nel comma 32 del *Sustainable Finance Taxonomy regulation* (EU 2020/852) del 18 giugno 2020: “[...] l'espressione «gestione sostenibile delle foreste» dovrebbe essere intesa tenendo conto delle pratiche e degli utilizzi delle foreste e delle superfici boschive che contribuiscono a migliorare la biodiversità o ad arrestare o prevenire il degrado degli ecosistemi, la deforestazione e la perdita di habitat, tenendo conto della responsabilità di gestione (*stewardship*) e dell'utilizzo delle foreste e delle superfici boschive secondo modalità e a una frequenza tali da mantenerne la biodiversità, la produttività, la capacità di rigenerazione, la vitalità e la possibilità di svolgere, sia attualmente sia in futuro, importanti funzioni ecologiche, economiche e sociali a livello locale, nazionale e mondiale, e senza danneggiare altri ecosistemi [...]”.

Ma se a scala di singolo individuo arboreo l'assenza di malattia è già di per sé indice di una corretta gestione, con l'aumentare della scala (bosco, paesaggio, bioma, ecc...) diventa necessario un approccio olistico che prenda in considerazione vari aspetti dell'ecosistema forestale, col fine di garantire una corretta gestione che mantenga elevata la biodiversità e i servizi ad essa legati su più scale. Ad esempio utilizzare la produttività per calcolare il benessere a livello di stand forestale è limitante, perché trascura importanti caratteristiche del bosco in quanto ecosistema, come la biodiversità, la composizione in specie, il ciclo dei nutrienti e la struttura vegetazionale (Trumbore et al., 2015). Altri indicatori molto utilizzati per definire se un bosco viene gestito in maniera sostenibile sono, ad esempio, il carbon stock che il bosco rappresenta e la composizione delle specie arboree (*Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management*, 2002; Santopuoli et al., 2021).

Nonostante uno dei parametri che ha più potenzialità di rispecchiare lo stato di salute dei boschi su più scale sia proprio la biodiversità, nell'*Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management* (2002) gli indici legati alla biodiversità sono legati per lo più

alla biodiversità delle specie arboree o degli uccelli. Dunque la biodiversità di molti gruppi tassonomici non viene presa in considerazione come indicatore di gestione forestale sostenibile per la biodiversità. Comprendere meglio come specie differenti rispondono a uno stesso cambiamento in un ambiente comune è utile per studiare le conseguenze future a livello di ecosistema nella sua interezza (Bowler et al., 2015). Per fare ciò è importante considerare la biodiversità di più gruppi tassonomici, poiché gruppi di specie diverse reagiscono a pressioni e minacce in maniera diversa a seconda del ruolo funzionale del gruppo stesso (Palmer et al., 2017). Cambiamenti climatici (Bowler et al., 2015), disturbi di natura antropica (Etard et al., 2022; Iglesias-Carrasco et al., 2023) o semplici modificazioni nelle componenti biotica e abiotica del proprio ecosistema (Di Nuzzo et al., 2021; Gorta et al., 2023; Palmer et al., 2017) hanno un effetto diverso a seconda del gruppo di organismi considerato.

Lo studio dell'effetto diretto e indiretto dei vari tipi di gestione forestale sulla biodiversità risulta fondamentale per capire se una determinata pratica di gestione selvicolturale può essere definita come pratica di gestione sostenibile, ovvero che permetta di mantenere un bosco funzionale dal punto di vista sia dei prodotti che dei servizi, mantenendolo vicino al proprio grado di naturalità e ad un elevato livello di biodiversità (MCPFE - *Helsinki*, 1993; *Sustainable Forest Management - European Commission*, 2022).

Ad oggi la maggior parte delle foreste europee è classificata come semi-naturale con un generale aumento della biodiversità delle specie di alberi (*State of Europe's Forests 2020* - Köhl et al., 2020).

Va però tenuto conto che il grado di naturalità di una foresta riflette sia la frequenza che il livello di intensità degli interventi. Il concetto di vetustà di un bosco dipende da entrambi questi fattori e tuttora non ha una definizione univocamente legata al tempo dall'ultimo intervento (Burrascano et al., 2023). La storia della relazione tra società umana ed ecosistema forestale ha largamente influenzato sia l'area forestale, sia la struttura e la composizione in specie (Blondel, 2006; *State of Europe's Forests 2020* - Köhl et al., 2020).

Dunque negli ambienti forestali è necessario definire in maniera chiara i metodi per una protezione sostenibile ed efficace di biotopi e specie, con il fine di analizzare e conservare al

meglio la struttura della biodiversità presente in un determinato habitat. Questo senza trascurare il ruolo produttivo che le foreste ricoprono. Sono però necessari dei sistemi di gestione delle risorse forestali più esigenti, che portino ad una convergenza tra conservazione naturale e obiettivi della politica forestale (*State of Europe's Forests 2020* - Köhl et al., 2020). La carenza di armonizzazione nei metodi e integrazione di dati locali rendono i dati sulla biodiversità nelle foreste a scala continentale lacunosi (Burrascano et al., 2023), impedendo di avere una visione d'insieme dello stato delle foreste e di quali siano gli interventi e le modalità di gestioni più adatte per il mantenimento della biodiversità.

Importanti obiettivi a livello europeo nella conservazione delle risorse forestali prevedono l'aumento delle aree forestali protette (già circa il 24% delle foreste europee) e l'aumento dell'area forestale in generale tramite la politica *3 billion trees* (*New EU Forest Strategy for 2030* - European Commission, 2024); l'aumento delle aree facenti parte della rete Natura 2000, una rete ecologica diffusa su tutto il territorio dell'Unione Europea, istituita per garantire il mantenimento a lungo termine degli habitat naturali e delle specie di flora e fauna minacciati o rari a livello comunitario (Direttiva 92/43 CEE «Habitat» del 1992; Rete Natura 2000 | Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica); l'aumento di pratiche di gestione *close-to-nature* e il miglioramento del monitoraggio della biodiversità. È importante, per l'attuazione di questi obiettivi, armonizzare obiettivi di conservazione, politiche di gestione e tecniche di monitoraggio della biodiversità (*State of Europe's Forests 2020* - Köhl et al., 2020), la cui messa in pratica è fortemente dipendente dal contesto.

Nel contesto mediterraneo diventa importante considerare i molteplici stress ad alta intensità che, simultaneamente e per un lasso di tempo continuato durante l'anno, influenzano la ricchezza e la composizione specifica (Di Nuzzo et al., 2022; Lionello et al., 2006a; Martín-Sánchez et al., 2022; Vennetier & Ripert, 2009).

La regione del Mediterraneo ha subito negli ultimi decenni un aumento delle temperature più rapido rispetto alla media globale, ed è probabile che ci sarà un ulteriore aumento di temperatura e siccità nel prossimo futuro (Lionello et al., 2014). In particolare è probabile che aumenteranno le ondate di calore (in frequenza e in intensità) (Lionello et al., 2014); si avrà un prolungamento dei periodi di siccità, con un'alterazione della distribuzione delle

piogge nell'arco dell'anno (Ramos, 2001); un aumento più accentuato di temperatura e siccità nella stagione estiva con una generale modificazione di temperatura e precipitazioni rispetto alla stagionalità tipica del mediterraneo (Feng et al., 2022).

Sono molti i gruppi tassonomici in cui è stato riscontrato l'impatto dei cambiamenti climatici, che generalmente influenza la distribuzione geografica e la fenologia delle specie (Bowler et al., 2015; Calinger et al., 2013; Chen et al., 2011); già in queste prime decadi del 2000 uno dei maggiori problemi a livello di stress per la flora mediterranea è stato l'aumento della siccità (Vennetier & Ripert, 2009). Anche le specie arboree si trovano attualmente in difficoltà. Queste hanno diverse strategie adattative a seconda dello stadio di sviluppo. Quindi la nicchia ecologica occupata da individui giovani e adulti può differire, in questo caso le condizioni microclimatiche possono impattare enormemente sulla distribuzione di specie e sulla rigenerazione di una popolazione (Príncipe et al., 2019). Dunque l'impatto del clima sulla distribuzione delle specie è fortemente dipendente dalla scala.

Il macroclima rappresenta l'insieme delle condizioni climatiche che influenza aree geografiche estese (Dunlop, 2008a, 2008b). A sua volta il macroclima dipende da fattori a scala planetaria, continentale o regionale (ad esempio latitudine, altitudine, stagionalità). Questo influenza la biodiversità, la fenologia e la distribuzione di organismi in vari *taxa* (Chen et al., 2011), prevalentemente interagendo con questi tramite complessi pattern che implicano anche il microclima (Pateman et al., 2016). Il microclima rappresenta l'insieme delle condizioni climatiche a scala fine, di singoli organismi o comunità, ed è influenzato dal macroclima circostante ma anche dagli organismi stessi (De Frenne et al., 2021; Dunlop, 2008c). Ad esempio la presenza della chioma degli alberi che filtra la luce e devia le precipitazioni crea delle condizioni microclimatiche diverse rispetto alle condizioni macroclimatiche dell'ambiente circostante (De Frenne et al., 2021).

Il microclima è una delle variabili che più influisce sulla flora, anche su quella arborea agendo soprattutto sulla densità degli alberi (Príncipe et al., 2019).

Anche i licheni sono un gruppo di organismi che risulta svantaggiato in un contesto di aumento della temperatura media a causa delle caratteristiche fisiologiche e morfologiche di questo gruppo di tallofite (Di Nuzzo et al., 2022). Le osservazioni di Di Nuzzo et al. (2021)

hanno messo in luce come le specie peciloidriche come i licheni (ovvero prive di tessuti protettivi contro l'evaporazione) possano essere più suscettibili ai cambiamenti climatici rispetto alle piante vascolari.

Gli effetti che il microclima esercita sulle comunità di licheni epifiti sono strettamente legati ai tratti funzionali di questi, ma le analisi di Di Nuzzo et al. (2022) suggeriscono che un drastico cambiamento delle condizioni climatiche in ambiente mediterraneo potrebbe intaccare fortemente la biodiversità delle comunità licheniche: molte specie non riuscirebbero ad adattarsi al cambiamento e gli alberi non offrirebbero condizioni microclimatiche sufficienti per la sopravvivenza e la propagazione dei talli (Di Nuzzo et al., 2022).

Inoltre, sempre Di Nuzzo et al. (2021) hanno messo in luce le relazioni contrastanti specie-clima e tratto funzionale-clima tra licheni e briofite, che indicano come diversi gruppi potrebbero essere sensibili a diverse componenti del cambiamento climatico. In questo caso, uno studio con approccio multi-tassonomico mostra le sue potenzialità applicative: due gruppi di organismi non reagiscono allo stesso modo agli stessi stress, e la loro biodiversità non diminuisce necessariamente in maniera simile.

La comprensione di come il cambiamento climatico impatti a livello di popolazioni e di comunità va ancora esplorato. Infatti, le dinamiche di popolazione dipendono da fattori multipli, sia biotici che abiotici. È dunque complicato isolare l'effetto che il cambiamento climatico ha sulle varie specie. Gli studi sulle singole specie, per quanto essenziali, raramente permettono estrapolazioni a livelli di comunità o di ecosistema (Bowler et al., 2015; Palmer et al., 2017).

Oltre al cambiamento climatico, secondo la Conferenza sullo Stato delle Foreste Europee del 2020 (*State of Europe's Forests* - Köhl et al., 2020) attualmente i boschi europei sono sottoposti a numerosi stress di varia natura che ne diminuiscono le funzionalità ecosistemiche, la produttività e ne mettono a rischio la biodiversità. Tra i principali stress troviamo inquinanti atmosferici, alterazioni drastiche dei suoli, defogliazione, aumento di disturbi con specifici pattern regionali (come gli incendi più frequenti nelle regioni mediterranee o eventi climatici estremi sempre più frequenti al nord), insetti patogeni, specie aliene invasive,

aumento dell'impatto dei grandi ungulati selvatici e della fauna pascoliva. Sono in aumento siccità estreme e ondate di caldo, epidemie più estese di coleotteri che attaccano la corteccia e un più ampio verificarsi di incendi boschivi (*State of Europe's Forests 2020* - Köhl et al., 2020). A minacciare la biodiversità sono anche fenomeni legati a frammentazione e perdita di habitat ottimale (Schlaepfer et al., 2018; Wilson et al., 2016), che alterano i processi di dispersal e colonizzazione, portando alla scomparsa di specie, *in primis* quelle che hanno bisogno di particolari condizioni, come i licheni epifiti adattati ad ambienti di foresta interna (Ellis, 2012; Trobajo et al., 2022).

1.2 La comunità lichenica epifita: ruoli e legami con gli ecosistemi forestali

Tipicamente un lichene si definisce come una simbiosi mutualistica tra una singola specie di fungo, il micobionte, e un partner fotosintetico principale, il fotobionte (occasionalmente con la presenza di un secondo fotobionte, spesso in strutture specializzate detti cefalodi; Grimm et al., 2021; Ravera et al., 2023). Ma sono sempre maggiori le prove che un lichene sia in realtà una relazione simbiotica molto più complessa, tra molti più partner, che assume complessivamente le caratteristiche di un organismo fotosintetico peciloidrico (Giordani & Incerti, 2008; Nash, 2008; Spribille et al., 2016).

Per semplicità da qui in avanti ci si riferirà ai licheni come organismi, ma in realtà questi sono una simbiosi che si fonda sulla coesistenza e le interazioni di molti microrganismi che ne compongono il microbiota (batteri, protozoi e funghi non lichenicoli) con i due partner principali, un fungo solitamente appartenente al gruppo degli ascomiceti (sul quale si fonda la divisione tassonomica) e un fotobionte principale (un'alga verde o un cianobatterio) (Bates et al., 2011; Cernava et al., 2017; Nash, 2008; Spribille et al., 2016). Va menzionato inoltre che, secondo Spribille et al. (2016), i partner fungini principali sarebbero due, un ascomicete e un lievito (basidiomicete).

Dal punto di vista morfologico i licheni sono delle tallofite, ovvero organismi privi di tessuti specifici e differenziati. Di conseguenza sono sprovvisti di tessuti protettivi veri e propri, il

che li rende organismi peciloidrici: ovvero il loro contenuto d'acqua varia direttamente in funzione dell'umidità ambientale, poiché non c'è nessuna struttura che regoli attivamente gli scambi idrici dall'esterno verso l'interno e viceversa. Questa morfologia condiziona la fisiologia di questi organismi, i quali vanno incontro a cicli continui di essiccamento (in cui le cellule perdono gran parte della loro acqua senza morire) e di reidratazione, in cui riacquisiscono acqua e riattivano le proprie funzioni metaboliche (Nash, 2008; Porada & Giordani, 2021).

Questa capacità di andare in criptobiosi (ovvero uno stato vitale ametabolico) li rende degli organismi estremofili, permettendogli di colonizzare e vivere in ambienti proibitivi per la flora vascolare, andando ad occupare micro-habitat diversi da questa (come ambienti rocciosi nudi e cortecce; Armstrong, 2019). Infatti in alcuni contesti possono rappresentare la forma di vita predominante (ad esempio in alcuni ambienti polari, in regioni alpine e in ambienti desertici; Kranner et al., 2008).

Questa assenza di tessuti protettivi li rende fisiologicamente dipendenti dalle condizioni atmosferiche e microclimatiche (sono legati soprattutto a temperatura, irraggiamento, scambi gassosi e precipitazioni), e impone loro di crescere nei periodi umidi e sospendere il proprio metabolismo nei periodi secchi. Sono quindi maggiormente influenzati da variazioni ambientali rispetto alle piante vascolari o ad altri gruppi di organismi (Di Nuzzo et al., 2021; Kranner et al., 2008; Nash, 2008).

La flora lichenica rappresenta una porzione minore della componente vegetale degli ecosistemi, sia in termini di biomassa che di numero di specie, ma questo non vuol dire che essa non eserciti un'influenza significativa sull'ecosistema, che spesso si ripercuote a cascata su altri organismi. La comunità epifita (unione di licheni, funghi, briofite e flora vascolare epifita) nel suo insieme rappresenta un ecosistema a sé stante, di cui fanno parte molti organismi (soprattutto microrganismi e microinvertebrati) (Rebecchi et al., 2006; Roberts & Zimmer, 1990; Šatkauskienė, 2012). La degradazione di questa comunità rappresenta già di per sé una perdita in termini di biodiversità e di funzionalità degli ecosistemi forestali. La comunità lichenica è una componente fondamentale del ciclo dell'acqua, una sua eccessiva

degradazione potrebbe avere conseguenze sui processi di evaporazione a livello dell'intero ecosistema forestale (Di Nuzzo et al., 2022).

I licheni sono in grado di modificare la componente idrologica degli ecosistemi, trattenendo grandi quantità di acqua con cui entrano in contatto tramite *stemflow* e *throughfall* (Di Nuzzo et al., 2022; Ellis et al., 2021; Mitchell et al., 2021) o con cui entrano in contatto direttamente dall'atmosfera (ad esempio con la nebbia; Stanton et al., 2014).

Questa capacità di intercettare l'acqua e cambiare i punti e le dinamiche di evaporazione modifica i moti convettivi dell'aria e il flusso di calore, con effetti di raffreddamento a scala mesoclimatica (Porada & Giordani, 2021).

Un'importante caratteristica che lega i licheni all'idroecologia nelle foreste è la varietà di interazioni tra le specie di licheni e l'acqua. Molti licheni sono idrofili, mentre altri sono estremamente idrofobi. Essendo organismi peciloidrici, l'interazione tra la loro superficie esterna (cortex) e l'acqua è fondamentale nell'assorbimento dei liquidi, nella capacità di trattenerli e dunque nella resistenza al disseccamento (Fleischbein et al., 2005; Koch et al., 2024; Kranner et al., 2008). La composizione della comunità epifita modifica la quantità finale di acqua che giunge al suolo, che dipende da quanta ne viene assorbita dalle varie specie (Pypker et al., 2006).

Questi modificano inoltre la composizione chimica dell'acqua con cui interagiscono senza assorbirla, rendendo disponibili alcuni elementi tramite lisciviazione e quindi prendendo parte al ciclo biogeochimico dei nutrienti (Knops et al., 1991). I licheni possono alterare la composizione chimica delle acque piovane tramite un attivo scambio di ioni a scopo metabolico (principalmente Ca^{2+} , K^+ e Na^+). Un altro meccanismo con cui i licheni alterano la composizione chimica dell'acqua è attraverso la propria morfologia: ad esempio le rizine (strutture con funzione di ancoraggio al substrato presenti soprattutto nei licheni fogliosi) possono intrappolare particelle provenienti da atmosfera e pioggia, accumulando e rilasciando micro- e macronutrienti in un secondo momento; anche i talli morti di alcuni licheni agiscono da trappole per i cationi, alterando in questo modo la composizione chimica delle acque (Van Stan & Pypker, 2015).

Le relazioni tra licheni e altri componenti dell'ecosistema sono anche più complesse. Molto importante è il legame tra corteccia degli alberi, comunità epifita, comunità batterica e suolo. La corteccia degli alberi varia in caratteristiche da specie a specie. Questo crea delle condizioni microambientali che, insieme alle caratteristiche climatiche, atmosferiche e al diverso uso del suolo circostante, agiscono selezionando la comunità epifita e batterica presente. Questa comunità influenza a sua volta la componente batterica del suolo, poiché l'acqua piovana che attraversa la volta arborea (arricchendosi di nutrienti) fluisce su rami e corteccia, dove incontra la comunità epifita che altera la composizione microbica e chimica dell'acqua. Quest'acqua trasferisce sul terreno attorno all'albero la comunità batterica e i nutrienti, creando delle porzioni di suolo attorno alle piante che saranno più fertili e differenti in composizione microbica rispetto alle aree circostanti (Hudson et al., 2023; Van Stan II et al., 2020).

Oltre alla modificazione della distribuzione di pioggia e soluti le comunità licheniche hanno un'importanza chiave sia per i servizi ecosistemici (azoto-fissazione, fotosintesi, rifugio e risorse trofiche per la fauna selvatica; Will-Wolf et al., 2002) sia per il valore di bioindicazione. I licheni sono strettamente legati all'alterazione di diversi fattori ambientali (Giordani et al., 2012; per ulteriori informazioni sul ruolo di bioindicazione dei licheni si veda il paragrafo 1.3 della presente tesi).

Ad esempio, l'azotofissazione da parte di alcuni licheni è sostanziosa e porta ad un aumento significativo della concentrazione di azoto disciolto sotto forma di NH_4^+ , aminoacidi ed N-ammidi che diventano disponibili tramite *stemflow* (ovvero il processo di lisciviazione delle precipitazioni lungo volta arborea, rami, fusto e comunità epifita degli alberi) (Van Stan & Pypker, 2015).

Da un punto di vista ecologico, le due risorse limitanti per i licheni sono la luce e l'umidità. Il compromesso tra i livelli di questi due fattori gioca un ruolo fondamentale nel processo di attecchimento e nella permanenza dei talli (Nash, 2008). L'importanza di queste componenti microclimatiche è ancora maggiore per le specie adattate alle zone *core* degli ecosistemi forestali, in quanto eccessivi spostamenti dalle condizioni climatiche all'interno di queste zone (come si verificano ad esempio nelle zone più marginali delle tessere

ambientali) possono causare una drastica diminuzione dell'attività metabolica (Renhorn et al., 1996).

Per molti licheni epifiti un eccessivo irraggiamento non risulta ottimale (soprattutto se diretto), in quanto diminuisce l'attività fotosintetica sia direttamente (saturando e danneggiando i fotosistemi) sia indirettamente, diminuendo l'umidità (Benítez et al., 2019; Esseen & Ekström, 2023). Una volta arborea troppo aperta può causare un aumento di specie più ruderali, non legate ad ambienti boschivi (Brunialti et al., 2020; Larsson et al., 2012).

Non sempre sono chiare le dinamiche che modificano la composizione in specie delle comunità licheniche sottoposte ad un maggiore irraggiamento, spesso dovuto ad una maggiore defogliazione (legata a foreste danneggiate). Soprattutto in ambiente mediterraneo gli studi su questo tema sono ancora pochi (Brunialti et al., 2020).

Ad una scala di dettaglio microclimatica acquisiscono importanza le caratteristiche del substrato su cui si inserisce la comunità epifita, in particolare la corteccia degli alberi (Ranius et al., 2008).

Mitchell et al. (2021) hanno messo in evidenza una forte correlazione tra le caratteristiche di corteccia e la composizione della comunità lichenica su diverse specie di alberi tra cui alcune querce. La capacità della corteccia di trattenere acqua ha una notevole influenza sulla composizione della comunità lichenica, essendo un fattore chiave nel decidere il tempo di attività dei licheni. Questo è ancor più vero in ambienti stagionalmente aridi come quello mediterraneo (Di Nuzzo et al., 2022). I licheni sono influenzati dalle caratteristiche della corteccia (pH, struttura, capacità di trattenere acqua) (Kuusinen, 1996; Van Stan & Pypker, 2015), dalla specie di albero su cui si instaura la comunità (Kubiak & Osyczka, 2019; Uliczka & Angelstam, 1999) e dalle condizioni dell'habitat circostante, a sua volta influenzate del tipo di gestione (Kubiak & Osyczka, 2019, 2020).

Oltre alle condizioni locali dell'habitat, il successo nella colonizzazione a livello locale è legato anche al range di dispersal di una specie. Questo fattore gioca un ruolo importante nell'ampiezza della colonizzazione, mentre le condizioni ambientali che caratterizzano l'habitat influiscono sulla probabilità che ha un propagulo di attecchire nella nuova zona raggiunta (Wilson et al., 2016). Ma nel campo delle comunità epifite sono ancora poco chiare

le dinamiche spazio-temporali, soprattutto a scala di paesaggio, che regolano le metapopolazioni (Belinchón et al., 2017).

Ad esempio un fattore chiave sembra essere il sottobosco. Se questo è ben sviluppato ha almeno due effetti positivi sulla comunità lichenica: fornisce un substrato idoneo come tappa intermedia nella dispersione dei propaguli vegetativi, aumentando la dispersione dei licheni all'interno della *patch* boschiva; se sufficientemente esteso influenza positivamente l'umidità nelle zone inferiori dei boschi, rendendo più probabile e rapido il processo di colonizzazione dei licheni sui singoli alberi (Brunialti et al., 2020).

Vari fattori hanno un impatto negativo sui licheni. Tra le cause principali del declino di questi organismi troviamo le pratiche di gestione forestale che tendono a ridurre il numero di alberi molto maturi e senescenti; la diminuzione dell'umidità nel suolo dovuta ad un eccessivo drenaggio, che porta ad un abbassamento dell'umidità nell'aria; la deposizione di sostanze acidificanti provenienti dall'atmosfera. I cambiamenti che causano una riduzione della biodiversità lichenica spesso avvantaggiano anche la diffusione di quelle specie che beneficiano dell'eccessiva presenza di composti azotati, del riscaldamento globale o dell'acidificazione della corteccia dovuta all'inquinamento da anidride solforosa (Hauck et al., 2013).

Il cambiamento climatico causa alterazioni su scala macroclimatica, che alterano le condizioni microclimatiche. Questo ha dei forti impatti su molte specie di licheni che non hanno processi di dispersione, ricombinazione e adattamento sufficientemente veloci per poter rispondere (Di Nuzzo et al., 2022). Cambiamenti ambientali troppo repentini ed estremi, uniti ad una riduzione di territorio forestale consono a queste condizioni, può portare a declini molto rapidi delle specie più sensibili. Ad esempio già si è verificata una riduzione dell'areale di distribuzione di alcuni licheni epifiti in Europa meridionale e in generale in ambienti temperati (Hauck et al., 2013; Nascimbene et al., 2016). Inoltre, in ambiente mediterraneo l'aumento delle temperature medie porta ad una maggiore probabilità di incendio, che sul lungo periodo causa cambiamenti a scala microclimatica ancora più estremi, che si ripercuotono negativamente sulle comunità epifite (Miller et al., 2018). Oltre a questo, essendo i licheni simbiosi complesse basate sull'interazione tra più

organismi, qualora le condizioni diventino proibitive per uno di questi organismi tutta la simbiosi potrebbe trovarsi in difficoltà. Dunque anche tutte quelle dinamiche legate a squilibri nell'interazione tra i licheni e gli altri organismi che compongono il microbiota dei talli e della comunità vanno prese in considerazione, nonostante il numero esiguo di studi su questo tema (Bates et al., 2011; Cernava et al., 2017; Grimm et al., 2021).

1.3 I licheni come bioindicatori dello stato degli ecosistemi forestali

La bioindicazione è una metodologia di monitoraggio ambientale altamente informativa, che permette di valutare l'effetto che hanno vari fattori a livello di intero ecosistema, permettendo anche di seguirne lo sviluppo nel tempo (Esseen et al., 2023; Markert et al., 2003). Questa metodologia ha vari vantaggi: permette di valutare lo stato di vaste aree; permette la comparazione di aree diverse (ad esempio è possibile fare una comparazione tra aree inquinate e non); permette un monitoraggio su lunghi periodi di tempo basato sul rilevamento di uno o pochi fattori; ha generalmente dei costi contenuti (Markert et al., 2003). Markert et al. (2003) definiscono come bioindicatore un organismo, parte di un organismo o una comunità di organismi in grado di fornire delle informazioni sulla qualità di un ambiente o su una parte di questo.

Sempre secondo Markert et al. (2003) possiamo distinguere vari tipi di bioindicatori a seconda del modo in cui possiamo ricavarne delle informazioni. I licheni si dimostrano essere degli ottimi:

- *Accumulation indicators*, ovvero organismi che accumulano dall'ambiente uno o più elementi o composti di interesse (Szczepaniak & Biziuk, 2003). Essendo tallofite i licheni sono particolarmente utili in quanto tutto ciò che accumulano è diffuso nella biomassa e non risulta settorializzato (come nelle piante superiori, in cui l'accumulo non avviene in tutta la biomassa ma in organi precisi) (Anderson et al., 2022; Kumari et al., 2023). Infatti i licheni sono spesso usati per indagare i livelli ambientali di inquinanti come metalli pesanti (Kumari et al., 2023; Mendili et al., 2023), composti

- azotati (Deshpande et al., 2024; Greaver et al., 2023), inquinanti organici (Perala-Dewey et al., 2023) o radionuclidi (Anderson et al., 2022; Dutheil et al., 2023);
- *Effect indicators* o *Impact indicators*, ovvero degli organismi o gruppi di essi che rispondono con effetti specifici o aspecifici all'esposizione di specifici elementi, composti o miscele (Anderson et al., 2022; Greaver et al., 2023). Le risposte degli indicatori possono essere di tipo morfologico, istologico, citologico, fisiologico, metabolico, comportamentale o a livello di struttura di popolazione. In questo senso i licheni possono essere utilizzati come bioindicatori soprattutto in quanto organismi fotosintetici, che dunque subiscono alterazioni in questo processo metabolico se esposti a varie sostanze (Kumari et al., 2023); ma anche come organismi azotofissatori. Ad esempio, l'alterazione della composizione chimica delle piogge e dell'atmosfera causa ripercussioni sulla fissazione biotica dell'azoto (Porada & Giordani, 2021);
 - *Ecological indicators* o *Indicator taxa*, ovvero degli specifici taxa (specie, generi, famiglie, ecc...) che è provato essere suscettibili a specifici processi o inquinanti che causano cambiamenti nella biodiversità, e sono presi come indicatori delle condizioni di un particolare habitat, comunità o ecosistema (Jovan et al., 2012). In questa categoria figurano anche gli indicatori di biodiversità, ovvero quei gruppi tassonomici la cui biodiversità viene utilizzata come indicatore della biodiversità generale di un ecosistema. Questo perché spesso la biodiversità di più gruppi tassonomici è influenzata da caratteristiche ambientali comuni, dunque rilevare la biodiversità di un gruppo facilmente campionabile può dare informazioni anche sulla biodiversità di altri gruppi più difficili da rilevare. In questo senso i licheni sono utili in quanto: non presentano una spiccata fenologia, dunque gli individui sono presenti e visibili tutto l'anno a prescindere dalla stagione; i licheni epifiti sono organismi che crescono direttamente su altri organismi, dunque sono direttamente collegati alla diversità (tassonomica e strutturale) delle specie legnose; sono organismi molto suscettibili a varie caratteristiche ambientali; sono organismi a lento accrescimento e propagazione, dunque molto suscettibili alla discontinuità

ambientale, spaziale e temporale di un ecosistema; essendo organismi peciloidrici e pecilotermici sono direttamente influenzati da cambiamenti eccessivi di parametri climatici come precipitazioni, temperature, umidità e irraggiamento.

I licheni epifiti sono degli ottimi bioindicatori, in quanto sensibili a vari fenomeni, tra cui i cambiamenti climatici, l'inquinamento atmosferico, l'eccessivo sfruttamento forestale, eventi dannosi per gli alberi (fitopatologie e prelievo) e la frammentazione dell'habitat (Łubek et al., 2018; Mitchell et al., 2021; Ravera et al., 2023). Inoltre tendono a rispondere a questi fenomeni prima di altri gruppi di organismi (Trobajo et al., 2022).

In generale la ricchezza in specie dei licheni epifiti è influenzata dalla struttura dell'ecosistema. Da questa dipendono i processi dispersivi e le condizioni microclimatiche (soprattutto irraggiamento e umidità).

La struttura forestale influenza sia direttamente che indirettamente processi come la dispersione, la presenza, la distribuzione e la continuità delle varie specie di licheni epifiti.

La distribuzione e il tipo di specie presenti in un bosco rispecchia la struttura degli alberi che lo compongono, l'età degli alberi sembra particolarmente importante per molte specie di licheni (Dymytrova et al., 2016). Ma le specie legate ad ambienti di foresta vetusta dipendono non solo dalla qualità degli ambienti, ma dalla continuità di questi. La loro presenza sul lungo periodo è legata ad una continuità nel tempo e nello spazio di habitat adatti ad ospitarli, questo rende i licheni epifiti particolarmente adatti come indicatori del livello di intensità della gestione e della continuità temporale e spaziale negli ecosistemi boschivi (Belinchón et al., 2017; Brunialti et al., 2020; Hauck et al., 2013; Humphrey, 2005).

L'abbondanza dei licheni epifiti aumenta insieme a varie caratteristiche comuni nelle foreste più vetuste come la grandezza media degli alberi, la densità della chioma e l'età degli alberi (Humphrey, 2005). La presenza di alberi senescenti in un bosco permette il mantenimento di una comunità lichenica ricca in specie. Gli alberi più vecchi permettono alla comunità di svilupparsi appieno sulla propria corteccia nonostante il lento tasso di accrescimento tipico di questi organismi. Inoltre, vista la scarsa capacità di questi organismi di disperdersi, la presenza di comunità già sviluppate e diversificate sulle cortecce degli alberi più vecchi

accelera la rigenerazione delle comunità anche sugli alberi giovani, fornendo propaguli (Peck & McCune, 1997). Gli alberi offrono anche un microrifugio, ovvero le condizioni microclimatiche che si sviluppano sotto la chioma possono attenuare gli effetti dovuti a cambiamenti climatici e a variazioni generali del macroclima (Di Nuzzo et al., 2022). Ma pratiche gestionali troppo intense possono portare ad una eccessiva diminuzione di alberi vetusti e di eterogeneità strutturale. Questo diminuisce l'effetto microrifugio, esasperando gli effetti dello stress dei cambiamenti delle condizioni climatiche, con gli effetti del disturbo dovuto alla gestione forestale (Johansson, 2008). Per molte specie di licheni epifiti è essenziale che ci siano specie arboree adatte come substrato, ai fini della crescita e della propagazione. Dunque tutte le pratiche che tendono a diminuire la biodiversità e l'eterogeneità strutturale delle specie arboree (ad esempio la selezione di singole specie arboree) e gli eventi che diminuiscono la diversità arborea (ad esempio pest e fitopatologie) possono avere effetti dannosi sulla biodiversità lichenica (Nascimbene et al., 2020; Nascimbene & Marini, 2010).

Le caratteristiche della struttura forestale a scala di dettaglio sono essenziali per tutte quelle specie licheniche più specialiste, che di conseguenza sono anche quelle più a rischio (Dymytrova et al., 2016). In più, la biodiversità dei licheni epifiti è un parametro che risponde ad un eccessivo sfruttamento delle risorse forestali più velocemente e direttamente rispetto alle piante vascolari: i licheni vengono materialmente rimossi dall'ambiente insieme agli alberi sui quali crescono (Hauck et al., 2013).

Tutto questo rende i licheni particolarmente indicati nel monitoraggio degli ecosistemi forestali (Ravera et al., 2023; Trobajo et al., 2022).

La diversità delle comunità di licheni epifiti è stata utilizzata come indicatore in varie tipologie di habitat forestale e in vari contesti gestionali (Benítez et al., 2019; Brunialti et al., 2020; Cera et al., 2022; Larsen et al., 2007; Matteucci et al., 2012).

In particolare, i licheni epifiti sono tra gli indicatori più utilizzati ed efficaci per quanto riguarda lo stato delle foreste. Trovano impiego soprattutto come indicatori per le foreste vetuste di varie età, ma la loro applicazione potrebbe essere estesa anche ai boschi gestiti a

ceppaia (attualmente circa tra il 10 e il 15% dei boschi europei; Brunialti et al., 2020; Buckley, 2020).

Ci sono vari studi che confermano come presenza e distribuzione di varie specie di licheni, in particolari quelli più rari, come quelli nella red-list della IUCN, siano degli ottimi indicatori legati alla struttura forestale, alla sua età, al tipo di gestione forestale e alla biodiversità di altri gruppi di organismi (Brunialti et al., 2020; Gustafsson et al., 2004; Peck & McCune, 1997).

Nonostante questa versatilità di utilizzo, questo gruppo di organismi non è inserito tra gli indicatori da utilizzare per i piani di gestione forestale sostenibile seguiti a livello comunitario europeo (Brunialti et al., 2020).

Caratterizzare dal punto di vista tassonomico e funzionale le comunità licheniche epifite nelle foreste mediterranee ha importanti applicazioni nel valutare il grado di naturalità dei boschi in relazione alle pratiche selvicolturali (Brunialti et al., 2012; Cera et al., 2022; Palharini et al., 2021; Wiersma & McMullin, 2022).

1.4 L'importanza dei campionamenti multi-*taxon* nelle foreste europee

Con l'aggettivo multi-tassonomico o multi-*taxon* si intende un metodo di campionamento che includa informazioni simultanee e spazialmente coincidenti sulla biodiversità di più gruppi tassonomici e sui dati strutturali del bosco nel quale è avvenuto il campionamento (*stand structure*) (Burrascano et al., 2021, 2022). Nel progetto nel quale si inserisce il presente elaborato, i dati di biodiversità sono relativi a tre gruppi tassonomici: flora vascolare, entomofauna, licheni epifiti.

Dei gruppi selezionati vengono prese informazioni riguardo la ricchezza in specie e la composizione delle rispettive comunità applicando specifici protocolli di campionamento. Le informazioni sulla biodiversità dei gruppi scelti possono essere messe in relazione con i dati sulla struttura del popolamento forestale (*stand structure*), tra cui: composizione delle specie arboree; distribuzione del volume e delle dimensioni di alberi in piedi (vivi e morti)

e di legno morto a terra (Burrascano et al., 2023). Le informazioni a livello di popolamento forestale sono delle informazioni strettamente connesse al tipo di gestione forestale. Mettere in relazione i dati multi-*taxon* con i dati a livello di *stand structure* permette di evidenziare le relazioni tra la composizione in specie, la struttura dell'ecosistema e le sue funzioni. Questo è importante in quanto la funzionalità di un ecosistema non dipende unicamente dalle caratteristiche del gruppo di organismi maggiormente presente, nel caso dei boschi le specie arboree, ma dalle interazioni e dai ruoli ecologici di diversi gruppi tassonomici (Burrascano et al., 2023).

Negli ultimi anni è cresciuto l'interesse riguardo l'integrazione della biodiversità negli inventari forestali, con lo scopo di valutare come le pratiche di gestione influenzino i vari gruppi di organismi, ma nonostante i progressi tecnologici questo processo rimane dispendioso e legato a competenze tassonomiche specifiche (Zeller et al., 2022).

La carenza di armonizzazione nei metodi e una scarsa integrazione dei dati a livello locale causano dei *gap* informativi nei dati di biodiversità a scala continentale (Burrascano et al., 2023). Questo *gap* informativo si somma ad una generale sproporzione nei dati a livello di categorie forestali, con i boschi di latifoglie mediterranee sottorappresentate (Burrascano et al., 2023; Tinya et al., 2023).

Risulta sempre più importante ampliare lo studio dei diversi *taxa* e delle loro interrelazioni e risposte ai cambiamenti delle condizioni ambientali, che può essere utile a vari livelli: a livello di network intero permette di capire come un ecosistema risponde funzionalmente a cambiamenti nella biodiversità; a livello di singoli nodi, si focalizza sull'importanza di specifiche interazioni all'interno di un ecosistema (Felipe-Lucia et al., 2020).

L'aumento degli sforzi legati alla conservazione della biodiversità in un'ottica di gestione forestale sostenibile ha portato ad un repentino aumento degli indici di biodiversità all'interno della dinamica gestionale, che non è andato in parallelo con degli studi scientifici sufficienti nel validare che ci sia una vera correlazione tra molti degli indici di biodiversità usati e l'effettiva biodiversità nelle foreste (Gao et al., 2015).

Attualmente per valutare la sostenibilità della gestione forestale sono utilizzati proxy con una debole correlazione con l'indicatore principale e che non rispecchiano direttamente la biodiversità presente (Gao et al., 2015).

Ad esempio troviamo parametri legati alla struttura e composizione dello strato arboreo (composizione degli alberi; distribuzione degli alberi per misura ed età), o legati alla presenza di risorse particolarmente legate ad un possibile aumento della biodiversità (microhabitat arborei, come cavità e catini basali; quantità di legno morto) (Larrieu et al., 2018; Müller & Bütler, 2010). Tuttavia, la loro indicazione indiretta è intrinsecamente limitata e andrebbe comunque integrata con un'analisi diretta di diversi gruppi tassonomici (Burrascano et al., 2018, 2023; Zeller et al., 2022).

Se da una parte gli indici di struttura forestale sono più semplici da rilevare e non richiedono competenze tassonomiche specifiche, dall'altra la relazione che intercorre tra indici strutturali e di biodiversità è ancora controversa (Zeller et al., 2022). Nonostante questo, indici di questo tipo sono spesso utilizzati come proxy della biodiversità. Ad esempio l'IBP (*Index of Biodiversity Potential*) è un indice realizzato per permettere agli operatori di stimare la biodiversità a livello locale senza doverla realmente campionare (Zeller et al., 2022). Ma proprio Zeller et al., nel loro studio del 2022 hanno evidenziato come l'IBP non sia legato nella stessa maniera a tutti i gruppi tassonomici tipicamente presi in considerazione in ambiente forestale e potrebbe non essere adatto per la stima della biodiversità in tutte le tipologie forestali.

Gao et al. (2015) suggeriscono che la scarsa presenza di dati che comprovino come gli indici di biodiversità a livello di struttura forestale siano correlati con l'effettiva biodiversità, potrebbe derivare dalla complessità della biodiversità stessa. Questo significa che non esiste una risposta facile su come illustrare lo stato, i cambiamenti e le tendenze nei componenti della diversità biologica, inclusa la sua perdita.

Per questi motivi è necessario testare il potenziale degli indicatori basati sulla tassonomia, che dipendono dalla potenziale relazione tra ricchezza in specie e composizione delle comunità tra vari gruppi tassonomici in singoli siti. Tuttavia è ancora poco chiaro se questa relazione a livello multitassonomico si mantenga tra diverse regioni biogeografiche e a

diverse scale (Burrascano et al., 2018). I pochi tentativi fatti finora per verificare la relazione tra indici strutturali e biodiversità si sono concentrati su foreste centro-europee, dunque c'è una carenza generale di dati che confermino l'attendibilità degli indici strutturali e oltretutto sono quasi tutti relativi a poche tipologie forestali (Burrascano et al., 2023; Tinya et al., 2023). D'altro canto, la Strategia forestale dell'Unione Europea per il 2030 si concentra sulla sostenibilità della gestione forestale, all'interno e all'esterno delle foreste protette, in tutta l'Europa. Per fare questo potrebbe essere utile individuare nuove soglie o intervalli per la gestione sostenibile delle foreste (Burrascano et al., 2023; *Forest Strategy - European Commission*, 2024). Questo anche per il mantenimento delle funzioni delle foreste in un'ottica di cambiamento climatico. Conoscere funzioni, interazioni e struttura dei vari gruppi tassonomici a vari livelli (di popolazione, di *guild*, di comunità) è importante sia per comprendere meglio il loro ruolo nella funzionalità degli ecosistemi, sia per valutare l'approccio migliore alla conservazione della struttura e della funzionalità degli ecosistemi (Burrascano et al., 2023).

Affinché possano essere svolti dei campionamenti utili e indicativi su più scale è necessaria un'armonizzazione di piattaforme e protocolli, almeno a livello europeo. L'armonizzazione permetterebbe di confrontare i dati raccolti nel tempo e nello spazio, garantendo delle informazioni di base utili sia per la gestione delle foreste che per il monitoraggio della biodiversità. Una piattaforma di dati armonizzati offre una base per valutare gli sforzi di campionamento in termini di unità e siti; permette di seguire l'andamento della ricchezza in specie; permette di verificare i cambiamenti della composizione delle comunità al variare delle condizioni ambientali e del tipo di gestione (Burrascano et al., 2023). L'armonizzazione dei protocolli di campionamento permette di ottimizzare attività di monitoraggio e valutazione dello stato di conservazione degli habitat forestali legati alla Direttiva Habitat (Burrascano et al., 2022; *The Habitats Directive - European Commission*, 2024).

L'armonizzazione dei protocolli permette di valutare lo stato attuale della biodiversità nelle foreste e la potenziale struttura futura delle comunità, evidenziando funzioni e specie tipiche di un ecosistema (Burrascano et al., 2023).

Dal punto di vista della conservazione degli habitat, limitare le conoscenze, la classificazione e la valutazione dello stato di un habitat d'importanza comunitaria unicamente sulle specie tipiche (spesso legate unicamente alla flora vascolare o a gruppi tassonomici maggiormente studiati) risulta limitante, portando a dataset e strutture applicative manchevoli d'informazioni legate ad altri gruppi tassonomici (Burrascano et al., 2023).

La presente tesi si inserisce nel progetto COST Actions (*European Cooperation in Science and Technology*) BOTTOMS-UP (*Biodiversity Of Temperate forest Taxa Orienting Management Sustainability by Unifying Perspectives*, Action CA18207).

Per ulteriori informazioni riguardo ai progetti COST Actions si rimanda al seguente link <https://www.cost.eu/cost-actions/what-are-cost-actions/>).

Gli obiettivi del progetto sono di creare e testare strumenti (come piattaforme e protocolli) che permettano di valutare i collegamenti tra biodiversità, struttura e gestione delle foreste e individuare soglie e indicatori utilizzabili per la GFS (Gestione Forestale Sostenibile).

Per ulteriori informazioni sul progetto COST BOTTOMS-UP si rimanda al seguente link: <https://www.cost.eu/actions/CA18207>.

2. OBIETTIVI

L'obiettivo principale di questo lavoro è quello di analizzare le relazioni tra la diversità lichenica epifita e la struttura forestale in foreste mediterranee dominate da *Quercus suber*, *Quercus ilex* e *Castanea sativa*.

In particolare, le domande di ricerca sono:

- definire l'importanza relativa delle condizioni microclimatiche per la diversità lichenica epifita nei querceti sempreverdi mediterranei;
- mettere in relazione la diversità lichenica epifita e le caratteristiche strutturali, di volta arborea e di luminosità nei boschi mediterranei dominati da *Quercus suber*, *Quercus ilex* e *Castanea sativa*;

3. MATERIALI E METODI

3.1 Area di studio

L'area di studio comprende tre paesi europei caratterizzati da clima mediterraneo: Italia, Spagna e Francia.

Gli habitat forestali indagati fanno riferimento ad Habitat forestali considerati nell'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche (1992) e rappresentano tipologie vegetazionali strettamente correlate al Bacino del Mediterraneo:

- Habitat 9330: Boschi di *Quercus suber*, nome comune: sughera o quercia da sughero (EUNIS - *Quercus suber forests*, 2019);
- Habitat 9340: Boschi di *Quercus ilex* (leccio) e *Quercus rotundifolia*, due specie morfologicamente molto simili e vicine geneticamente (EUNIS - *Quercus ilex and Quercus rotundifolia forests*, 2019);
- Habitat 9260: Boschi di *Castanea sativa*, nome comune: castagno europeo (EUNIS - *Castanea sativa woods*, 2019).

Questi habitat occupano un'elevata superficie dell'area biogeografica mediterranea e sono habitat sensibili a una gestione inappropriata (Angiolini et al., 2021; Eriksson et al., 2017; Ispikoudis et al., 2024).

Tutte le zone di campionamento fanno parte della Rete Natura 2000 dove figurano come Zone Speciali di Conservazione (ZSC) (ulteriori informazioni sulla Rete Natura 2000 possono essere trovate sul sito della Rete Natura 2000 del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, <https://www.mase.gov.it/pagina/rete-natura-2000>). Inoltre i siti sono stati scelti in quanto inclusi nel progetto LIFE GoProForMed e quindi associabili a dati dettagliati sulle pratiche gestionali a cui sono stati sottoposti negli ultimi decenni.

ITALIA

In Italia lo studio si è svolto nella regione Toscana e in Sardegna (quest'ultima una regione insulare) ed ha riguardato tre differenti tipologie di habitat forestale.

Ulteriori informazioni sui siti italiani: <https://www.mase.gov.it/pagina/schede-e-cartografie>

In Sardegna, nell'area del Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei - Su Sercone, codice Rete Natura 2000: ITB022212 (Provincia di Nuoro), è stato campionato l'habitat 9340, boschi di *Quercus ilex*. La zona è caratterizzata da boschi in ottimo stato di conservazione, tra gli ultimi esempi di foresta montana mediterranea che abbia conservato una struttura simile a quella di una foresta vetusta. Lo studio ha interessato in particolare l'area della foresta demaniale di Montes, che ricade nel territorio comunale di Orgosolo e che si estende dai primi contrafforti del massiccio del Gennargentu all'alta valle del Cedrino, al Supramonte sino al *rio Flumineddu* che ne costituisce il confine est.

Il Supramonte di "Oliena, Orgosolo e Urzulei" è uno dei più importanti massicci carbonatici carsificati della Sardegna. Tale area è considerata come un altipiano di grande estensione (170 km²) con vette che superano i 1400 metri di quota. Dal punto di vista geologico il Supramonte è prevalentemente costituito da rocce calcareo-dolomitiche del Mesozoico riconducibili alla successione Giurassico Cretacica che affiorano in gran parte della Sardegna (Assorgia et al., 1968).

Da un punto di vista climatico il Supramonte presenta un macrobioclima mediterraneo e un fitoclima mesomediterraneo superiore caratterizzato da forti variazioni stagionali, con estati calde e secche ed inverni miti e piovosi (Canu et al., 2015). Le temperature medie si aggirano intorno ai 5-7 °C nei mesi invernali, 20-25 °C nei mesi estivi, mentre nei mesi primaverili e autunnali sono più variabili. D'inverno le temperature possono raggiungere un minimo di -10 °C, mentre nei mesi estivi possono superare i 40 °C. Per quanto riguarda le precipitazioni sono state misurate negli anni valori che vanno da 500 a oltre 1000 mm di pioggia all'anno, con un totale di giorni piovosi che si attesta in media tra i 60 e i 70 giorni.

Il territorio tipicamente carsico si presenta aspro e accidentato, con numerosi affioramenti rocciosi e rupestri, che determinano su questi monti la formazione di numerose tipologie

vegetazionali. L'azione antropica (con attività pastorale, tagli forestali e incendi) ha inciso sulla diversità fisionomica della vegetazione, creando spesso situazioni di "continuum" con aspetti transizionali (Arrigoni et al., 1990).

La seconda area della Sardegna è la Catena del Marghine e del Goceano, codice Natura 2000: ITB011102 (Provincia di Sassari), dove è stato campionato l'habitat 9330, boschi di *Q. suber*. L'area interessa la parte centrale dell'isola, i boschi presi in considerazione sono particolarmente sfruttati per l'estrazione di sughero e si trovano all'interno di un territorio frammentato dal punto di vista paesaggistico.

L'area di studio principale è l'area della Foresta demaniale di Monte Pisanu, situata fra i comuni di Bono e di Bottida, con un'estensione di 22 km². Le quote vanno dai 500 metri fino a circa 1300 metri s.l.m. La raccolta dati si è concentrata nell'intervallo di quota tipico della sughera, che va dai 700 ai 900 metri s.l.m. Il paesaggio geologico dell'area di Monte Pisanu è rappresentato principalmente da rocce metamorfiche a tessitura scistosa (scisti, argilloscisti, ecc.), ed in maniera minore da rocce ignee intrusive (granito). Entrambe le tipologie di rocce presenti sono cronologicamente attribuibili al Paleozoico. Da un punto di vista climatico l'area di Monte Pisanu presenta un clima mesomediterraneo (Arrigoni et al., 1990). Le temperature medie annue sono generalmente moderate. Gli inverni sono più freschi rispetto al tipico clima mediterraneo e le precipitazioni sono uniformemente distribuite durante tutto l'anno, anche se la stagione estiva è caratterizzata da un periodo più caldo e secco.

In Toscana, nell'area di Vallombrosa e Bosco di S. Antonio, codice Rete Natura 2000: IT5140012 (provincia di Firenze), è stato campionato l'habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*. L'area si estende per circa 13 km² a quote comprese tra 470 e 1.440 m s.l.m. e si localizza nei versanti meridionale e occidentale del complesso del Pratomagno. Si tratta di una zona di montagna caratterizzata da una matrice continua di foresta di latifoglie. Lo studio ha interessato in particolare la valle di S. Antonio, caratterizzata da una morfologia del

territorio accidentata, con ripidi pendii, balzi rocciosi e impluvi profondi, che determinano la formazione di ruscelli e torrenti.

La seconda area della Toscana è quella dei Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno, codice Rete Natura 2000: IT5180011 (provincia di Firenze), dove è stato campionato l'habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*.

L'area si colloca sul versante meridionale del Pratomagno; i campionamenti si sono concentrati nei boschi di castagno nelle vicinanze della frazione di Anciolina, comune di Loro Ciuffenna. Si tratta di una zona montana caratterizzata da ripidi versanti ricoperti anch'essi da una matrice continua di boschi di latifoglie.

Il territorio per entrambi i siti è caratterizzato da un'elevata omogeneità geologica con arenarie riferibili al periodo dell'Oligo-Miocene, che fanno parte dell'unità Cervarola Falterona (conosciuta come Macigno del Chianti) che affiora nell'area del Pratomagno (Merla, 1969). Da un punto di vista climatico le aree sono caratterizzate da un clima temperato-oceanico.

SPAGNA

In Spagna lo studio ha riguardato tre aree, situate esclusivamente nella comunità autonoma della Cataluña, prendendo in considerazione tre differenti tipologie di habitat forestale.

Ulteriori informazioni sui siti spagnoli possono essere trovate consultando il seguente link:

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/lic_cataluna.aspx.

L'area Litoral del Baix Empordà, codice Rete Natura 2000: ES5120015 (provincia di Girona), è una vasta ZSC situata a nord della città costiera di Palamos, sulla costa Brava.

L'attività di campionamento si è concentrata nell'area di Castell-Cap Roig, dove è stato campionato l'habitat 9330, boschi di *Quercus suber*.

La ZSC ha un'estensione totale di 34 km², ma l'area campionata si estende per circa 11 km². L'area non presenta un forte impatto urbano nonostante la forte urbanizzazione e l'imponente flusso turistico estivo. C'è una forte diversità geomorfologica: scogliere, spiagge, dune, retrodune ecc. La presenza di questi elementi favorisce la formazione di una grande varietà di ambienti e habitat diversi. Il Clima è spiccatamente mediterraneo con inverni miti ed estati molto calde e secche. Le temperature medie si aggirano intorno ai 15 °C, con picchi in estate di oltre 40 °C. Le precipitazioni sono più abbondanti nella stagione invernale (intorno ai 550 mm annui).

Nell'area Muntanyes de Prades, codice Rete Natura 2000: ES5140008, (Provincia di Tarragona), è stato campionato l'habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*. Lo studio si è concentrato nel piano montano della porzione nord-occidentale del sito. L'area in questione occupa una superficie di circa 307 km² ed è definibile come un complesso di altipiani e vette che superano i 1000 metri di quota. Presenta una complessa rete idrografica con una potente azione erosiva che è stata determinante nella creazione di queste montagne. Da un punto di vista geologico l'area è caratterizzata da diversi tipi di substrati derivanti da origini diverse: rocce ignee intrusive (graniti), rocce sedimentarie (arenarie e calcari) e rocce metamorfiche (ardesie) (Escandel et al., 1996).

Il clima dell'area varia fortemente in base alla quota: è mediterraneo per stazioni intorno ai 500-600 m s.l.m., diventa continentale nei settori più elevati. Le precipitazioni medie annuali si aggirano intorno ai 600 mm di pioggia. Le temperature oscillano molto, con picchi di 40 °C in estate fino a temperature sottozero in inverno, intensificate dal maestrone proveniente dalla catena montuosa dei Pirenei (Sanromà et al., 2015).

L'ultima area della Spagna è quella dell'Alta Garrotxa - Massís de les Salines, codice Rete Natura 2000: ES5120001, dove è stato campionato l'habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*. L'area si trova nella parte più settentrionale della Catalogna, al confine con la Francia. L'estensione è di 382 km² e presenta un range altitudinale che va dai 400 ai 1557 m s.l.m. Dal punto di vista geologico il massiccio montuoso è composto da rocce carbonatiche e marne,

rocce cronologicamente attribuibili all'Eocene, epoca geologica che si estende dai 56 ai 33,9 milioni di anni fa. Nel corso di migliaia di anni l'azione erosiva dell'acqua ha portato all'evoluzione di un paesaggio ricco di forme carsiche.

L'area è soggetta al passaggio di venti marittimi orientali che determinano un clima umido a tendenza atlantica. Le temperature medie annuali si attestano intorno ai 14-15 °C, anche se nelle aree a quote più elevate la media annuale è di circa 11 °C. Oltre ad influenzare le temperature, l'effetto termoregolatore del mare influenza anche le precipitazioni, che nelle parti più elevate del massiccio superano i 1200 mm annui. Il paesaggio è estremamente eterogeneo dal punto di vista geomorfologico e climatico e permette la presenza di una matrice di bosco quasi costante con caratteristiche vegetazionali associabili ad un ambiente sia Mediterraneo che Eurosiberiano.

FRANCIA

In Francia il campionamento è stato svolto in 3 aree situate nella regione amministrativa della Provence-Alpes-Côte d'Azur, nella Francia Sud-Orientale, al confine con il Piemonte e la Liguria. È stata presa in considerazione una sola tipologia di habitat: 9340 Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*.

Ulteriori informazioni sui siti francesi: <https://inpn.mnhn.fr/accueil/recherche-de-donnees/natura2000>.

L'area del Massif du Luberon, codice Rete Natura 2000: FR9301585, si trova nella porzione più orientale della Provenza, nel Parc naturel régional du Luberon, più precisamente all'interno di un altopiano a nord-ovest della cittadina di Lioux. Il parco naturale regionale del Luberon si estende per una superficie di 1851 km², ma la ZSC interessata ha un'estensione di 213 km² all'interno del parco. Il massiccio è considerabile come una bassa catena montuosa, caratterizzata da aspri rilievi e grandi vallate. Da un punto di vista geologico il Luberon è costituito da rocce che vanno dalla fine del Mesozoico alla metà del Cenozoico, con una vasta area di calcari argillosi tagliati da strati calcarei più duri che formano grandi scogliere. Il clima è principalmente mediterraneo con variazioni climatiche

dovute all'esposizione ai venti di maestrale, che rendono l'area soggetta ad inverni particolarmente rigidi. Le estati presentano temperature molto elevate. Le precipitazioni vanno dai 600 ai 900 mm di pioggia all'anno e sono concentrate nella stagione autunnale e primaverile. L'estate e l'inverno sono invece stagioni molto secche.

L'area di Valensole, codice Rete Natura 2000: FR9302007, si trova all'interno del Parco Naturale Regionale del Verdon. Il sito in questione ricopre un'area di 447 km², con rilievi che vanno dai 350 ai 1523 m s.l.m. e con un'elevazione media di 627 m s.l.m. Dal punto di vista geologico l'area di Valensole è considerato un bacino di molassa alla periferia delle Alpi. È costituito da conglomerato grossolano, localmente più marnoso, gesso o arenaria datato dal Miocene superiore al Pliocene, formazioni separate da una discordanza dovuta alla crisi di salinità del messiniano (Balansa et al., 2022).

Il clima dell'altopiano di Valensole è mediterraneo con presenza di clima montano. L'estate è torrida: il clima è molto secco, la temperatura molto spesso supera i 30 °C con punte che superano i 37 °C, con frequenti temporali estivi di lieve intensità. È uno dei luoghi più tempestosi della Francia (più di 35 temporali all'anno). In inverno la temperatura è mite durante il giorno, tuttavia la neve è ben visibile sulle montagne circostanti e le temperature possono scendere di molti gradi sotto lo zero di notte.

L'area delle Prealpes de Grasse, codice Rete Natura 2000: FR9301570, ricopre una superficie di 182 km², con rilievi che vanno dai 312 ai 1567 m s.l.m. con un'altitudine media di 1010 m s.l.m. Dal punto di vista geologico le rocce sono interamente sedimentarie, prevalentemente calcaree, originarie del Triassico superiore, Giurassico e Cretacico. Numerose sono le forme di carsismo ipogeo che determinano una particolare rete idrica sotterranea.

Di seguito le sigle con cui verranno indicate le aree campionate e il tipo di habitat:

- Sardegna: Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei - Su Sercone, foresta demaniale di Montes, habitat 9340, boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, MN

- Sardegna: Catena del Marghine e del Goceano, habitat 9330, boschi di *Quercus suber*, GC
- Toscana: Vallombrosa e Bosco di S. Antonio, habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*, SA
- Toscana: Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno, habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*, PM
- Spagna: Litoral del Baix Empordà, vicino alla città costiera di Palamos, habitat 9330, boschi di *Quercus suber*, PL
- Spagna: Muntanyes de Prades, nella zona di Poblet, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, PB
- Francia: Massif du Luberon, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, LB
- Francia: Valensole, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, VL
- Francia: Prealpes de Grasse, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, GR

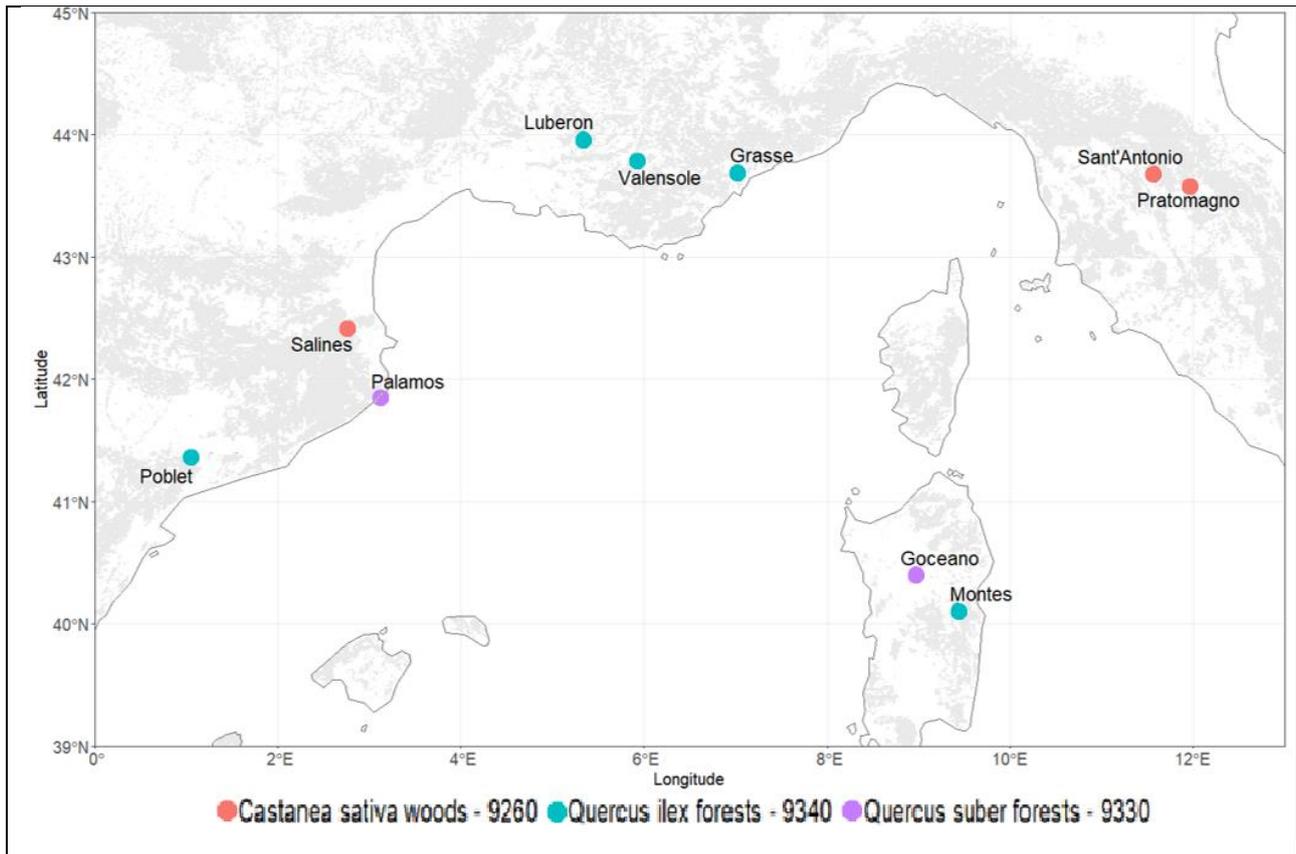


Fig. 3.1 Area di studio. In rosso gli habitat 9260 a dominanza di *Castanea sativa*, in azzurro gli habitat 9340 a dominanza di *Quercus ilex*, in viola gli habitat 9330 a dominanza di *Quercus suber*

3.2 Il progetto LIFE GoProForMed

Il progetto LIFE GoProForMed, in cui si inserisce il presente lavoro di tesi, ha tra i vari obiettivi quello di valutare in fase preliminare come diversi approcci gestionali possano influenzare la biodiversità e la funzionalità di diversi gruppi di organismi. Più in generale l'obiettivo di questo progetto LIFE è quello di migliorare lo stato di conservazione di quattro habitat forestali target nella regione biogeografica mediterranea, attraverso la definizione e l'applicazione di modelli di gestione *close-to-nature* in quattro paesi rappresentativi per l'area mediterranea (Spagna, Francia, Italia e Grecia). Il presente lavoro di tesi si focalizzerà unicamente sugli habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, 9330 boschi di *Quercus suber* e 9260 boschi di *Castanea sativa*, campionati unicamente in tre dei quattro paesi del progetto (Italia, Spagna e Francia).

Ulteriori informazioni sul progetto LIFE GoProForMed al seguente link:

<https://www.lifegoprofor-gp.eu/>

3.3 La comunità lichenica epifita su *Quercus spp.*

Vari studi comparativi vengono svolti sulle comunità licheniche epifite per determinare come le varie caratteristiche morfologiche e fenologiche della specie arborea influenzano la presenza di varie specie di licheni. Solitamente però si tende a comparare specie arboree decidue, che quindi perdono completamente le foglie per almeno parte dell'anno a causa della propria fenologia (si veda ad esempio l'articolo di Loppi & Frati, 2004, in cui si comparano *Tilia platyphyllos* e *Quercus ilex*). Studi di questo tipo possono mettere in risalto l'importanza del livello di irraggiamento per le varie specie di licheni, che sarà significativamente diverso nella stagione in cui una delle due specie arboree ha le foglie mentre l'altra no. Nel presente lavoro di tesi, per quanto riguarda le analisi a scala microclimatica (paragrafo 4.2), si è preferito dare importanza alle caratteristiche della corteccia delle specie arboree, che hanno importanti ripercussioni sulla componente idrochimica delle comunità epifite e sulle modalità attraverso cui queste influenzano la composizione in specie di queste comunità.

Sono state campionate le comunità delle specie arboree di *Quercus* sempreverdi: *Quercus ilex* (leccio) e *Quercus suber* (sughera o quercia da sughero). Essendo specie sempreverdi non perdono le foglie nemmeno nel periodo invernale mediterraneo.

Questo ha permesso di eliminare la risposta della comunità lichenica epifita alla fenologia della specie arborea sulla quale si è sviluppata. L'alternanza stagionale nella presenza della volta arborea influenza sia l'acqua piovana che l'irraggiamento che arriverebbe alla comunità lichenica. Essendo i licheni organismi molto influenzati da questi due parametri (precipitazioni e irraggiamento) le specie presenti su alberi sempreverdi e su alberi caducifoglie possono essere diverse, essendo diverse le condizioni microclimatiche nell'arco dell'anno (Porada & Giordani, 2021).

Le due specie di quercia hanno cortecce diverse sotto vari punti di vista. In quest'ottica si rende utile il confronto tra *Quercus suber* e *Quercus ilex*, perché si sviluppano nello stesso contesto macroclimatico e biogeografico, ma formando cortecce diverse per grado di fessurazione, ruvidità e caratteristiche chimiche e idriche. In relazione a tali differenze

possiamo ipotizzare una variazione, soprattutto funzionale, tra le comunità presenti su sughera e quelle presenti su leccio (Mitchell et al., 2021).

Le cortecce di *Quercus spp.* sono caratterizzate da un pH tipicamente alto che tende a variare in funzione della specie e della località (particolarmente impattante è la vicinanza con siti agricoli) (Öztürk & Oran, 2011).

La caratterizzazione delle comunità licheniche epifite sulle due specie si rende utile anche nell'ottica di valutare il grado di sostenibilità delle pratiche di gestione forestale, in quanto le comunità licheniche che si sviluppano su *Quercus spp.* sono particolarmente suscettibili a parametri legati ad una gestione *close-to-nature* (maggiore continuità ambientale e minore disturbo antropico).

3.4 Rilievo della biodiversità lichenica e dei parametri strutturali degli alberi sul campo

In accordo con l'Indice di Biodiversità Lichenica (ISPRA, 2001) e con il protocollo per il campionamento multi-tassonomico nelle foreste, stabilito nell'ambito del progetto COST BOTTOMS-UP (*Bottoms-up Home Page*; Burrascano et al., 2021, 2022), il campionamento dei licheni epifiti è di tipo gerarchico.

Il primo livello è rappresentato dalle aree scelte per l'acquisizione dei dati, che sono state selezionate tra quelle con le caratteristiche che meglio rappresentavano la tipologia di habitat forestale preso in esame.

All'interno di ciascuna di tali aree (secondo livello), si sono selezionate sei unità di campionamento di cui tre in ambienti caratterizzati da una maggiore naturalità e minore impatto antropico e gli altri tre in ambienti caratterizzati da una minore naturalità e una maggiore intensità di gestione.

Le unità di campionamento consistono in quadrati di 15 metri di lato che indicheremo con il termine plot. Il perimetro del plot è stato delineato con delle fettucce metriche a formare i quattro lati del quadrato.

Il terzo livello è rappresentato dall'estrazione casuale di tre alberi appartenenti alla specie dominante nel plot (*Q. ilex*, *Q. suber* o *C. sativa*) all'interno di ciascuna area e che rappresentano il substrato su cui sono state campionate le comunità licheniche. La scelta di rilevare la biodiversità dei licheni epifiti su una sola specie di albero per area è stata effettuata con lo scopo di ottimizzare l'acquisizione dei dati di biodiversità legati alle condizioni microclimatiche e alla struttura arborea all'interno di ciascuna tipologia di bosco (Giordani et al., 2013; Nascimbene et al., 2010). Infatti specie di alberi della stessa specie garantiscono in media un microclima simile per la crescita dei licheni.

I tre alberi nel plot vengono scelti randomicamente estraendo due numeri casuali che indicano le relative coordinate su un simil-piano cartesiano: il primo numero estratto rappresenta la coordinata X, il secondo la Y. Gli assi cartesiani sul plot sono rappresentati dalle fettucce metriche che partono dal punto Nord-Est del quadrato (la fettuccia con orientamento nord-sud è l'asse delle X, quella con orientamento est-ovest l'asse delle Y). Dunque i numeri estraibili vanno da 0 a 15, che rappresentano i numeri presenti sulle fettucce e sono utilizzabili per tracciare un incrocio all'interno del plot. L'albero più prossimo al punto d'incrocio viene scelto per la fase successiva del campionamento. In caso di più alberi equidistanti dal punto d'incrocio o di individui con più polloni adatti si procede con una scelta randomica del fusto su cui effettuare il rilievo.

Gli alberi su cui effettuare i rilevamenti devono essere vivi, non necessariamente sani; con almeno un ramo con delle foglie vitali; preferibilmente con un fusto dalla circonferenza maggiore o uguale a 45 cm calcolata ad un metro di altezza dal suolo a lato monte rispetto al fusto.

Sui 3 alberi selezionati vengono posizionati i reticoli (quarto livello, **fig. 3.2**) per delineare le aree di corteccia in cui verranno rilevate le specie di licheni presenti. I reticoli posizionati su ciascun albero sono quattro, uno per ciascun punto cardinale, in modo da rappresentare la biodiversità complessiva sull'albero a prescindere dalle condizioni di esposizione. Ciascun reticolo viene posizionato con la base inferiore ad un metro d'altezza dal suolo e si compone di cinque subunità quadrate di dimensioni 10 x 10 cm poste in fila uno sopra l'altro. Nel caso di sughere con una corteccia eccessivamente demaschiata (i.e., pratica di prelievo degli

strati esterni di corteccia delle sughere adulte per fini produttivi), i reticoli sono stati posizionati ad un'altezza tale da evitare la porzione demaschiata, ma non troppo in alto, in modo da evitare la comunità epifita più vicina ai rami e alla chioma (condizioni ecologiche diverse rispetto al fusto).



Fig. 3.2 Reticolo di campionamento per il rilievo della biodiversità lichenica posto sull'esposizione ovest della corteccia di un albero di *Q. suber* nell'area di Goceano, in Sardegna (sigla GC). Le dimensioni complessive dell'area campionata nel reticolo sono di 10x50 cm. L'area di campionamento del reticolo si suddivide in 5 quadratini ciascuno di dimensioni 10x10 cm

I cinque quadrati che compongono i reticoli vengono utilizzati per calcolare i parametri a scala di dettaglio minore.

L'abbondanza di ciascuna specie è stata registrata come numero di quadrati del reticolo in cui è presente almeno una porzione del tallo. Il riconoscimento tassonomico dei licheni è stato effettuato in situ, quando possibile, tramite osservazione di caratteri macroscopici dell'individuo (morfologia generale, strutture tipiche dei vari generi, come cilia o rizine di vario tipo, colore, strutture propagative sessuali e asessuali). Qualora non sia stato possibile procedere in questo modo si è proceduto ad esportare un tallo sufficientemente grande della specie incognita per un riconoscimento *ex situ*, che si è svolto presso il Dipartimento di Biologia Ambientale della Sapienza Università di Roma (per ulteriori informazioni si rimanda al paragrafo 3.5).

Oltre alle specie di licheni presenti è stata registrata anche la percentuale di area del reticolo occupata da altri gruppi di organismi vegetali (come muschi e piante rampicanti); la presenza di rami, nodi o fessurazioni particolarmente accentuate all'interno del reticolo; la generale ruvidità della corteccia dell'albero, indicata come una variabile qualitativa ordinata che va da un minimo di uno (corteccia estremamente liscia e poco fessurata) ad un massimo di cinque (corteccia estremamente ruvida e fessurata).

Quest'ultimo parametro è particolarmente importante perché legato alla velocità di attaccamento dei propaguli dei licheni, e quindi alla velocità con cui le cortecce vengono colonizzate: su una corteccia troppo liscia i propaguli rischiano di fluire via con le precipitazioni prima che possano attecchire; una corteccia sufficientemente ruvida è legata ad una maggiore presenza di specie e ad una colonizzazione più rapida degli alberi più giovani (Belinchón et al., 2017).

Mitchell et al. (2021) hanno messo in evidenza una forte correlazione tra le caratteristiche della corteccia e la composizione della comunità lichenica su diverse specie di alberi tra cui alcune querce. Inoltre anche le caratteristiche strutturali dei singoli alberi (corteccia, altezza, diametro misurato DBH, struttura della chioma) sono risultate fondamentali nella spiegazione della composizione delle comunità (Mitchell et al., 2021).

A scala di singolo albero sono stati presi come parametri strutturali:

- Circonferenza, calcolata all'altezza del petto (DBH, circa 1.30 metri dal suolo), con la quale è stato ricavato il diametro, calcolato come:

$$\frac{\text{circonferenza}}{\pi}$$

Il diametro degli alberi risulta essere uno dei parametri più importanti nello studio delle comunità licheniche, in quanto condiziona fortemente la composizione in specie ed è a sua volta legato al grado di maturità del bosco e al tipo di gestione (Kubiak & Osyczka, 2020)

- Altezza dell'albero calcolata in metri tramite Vertex (Vertex IV e Transponder T3 v. 2002/09 - Haglöf Sweden AB)
- Altezza di inizio della chioma per ciascuna delle quattro esposizioni (Nord, Sud, Est e Ovest), calcolata come l'altezza in cui dal lato di una determinata esposizione si sviluppava il primo ramo portante foglie. Calcolata tramite Vertex (Vertex IV e Transponder T3 v. 2002/09 - Haglöf Sweden AB)
- Raggio di chioma per ciascuna delle quattro esposizioni, calcolato come distanza tra il tronco e il punto in cui finisce il ramo più esterno sulla data esposizione. Calcolato tramite Vertex (Vertex IV e Transponder T3 v. 2002/09 - Haglöf Sweden AB)

Oltre ai suddetti parametri strutturali verranno considerati come variabili esplicative anche alcuni parametri climatici largamente utilizzati negli studi sulle comunità licheniche. Tali parametri sono stati ricavati alla scala macroclimatica in base a modelli globali:

- Temperatura (calcolata in °C) presa tramite la banca dati CHELSA (*Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas*) (Karger et al., 2017)
- Precipitazioni medie annue (calcolate in mm) prese tramite la banca dati CHELSA (*Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas*) (Karger et al., 2017)

- Evapo traspirazione (AET, *Actual Evapo Transpiration*), misurata in mm/h i cui dati sono stati ricavati dal portale TerraClimate.org (Abatzoglou et al., 2018)

Si è tenuto conto anche dei valori di precipitazioni giornaliere registrati localmente negli anni dal 2000 al 2011 (calcolate in mm) e rilevati tramite stazioni pluviometriche (nel caso dei plot in Sardegna e in Francia) o da remoto (nel caso dei plot in Spagna). In particolare:

- per la Sardegna si sono presi i dati della stazione pluviometrica “Bolotana” scaricati dal sito <https://sardegna-clima.it/>
- per la Francia i dati sono stati scaricati dal portale <https://meteo.data.gouv.fr/>. Per i siti del Massif du Luberon sono stati presi i dati del pluviometro di Villars-berre, per i siti di Prealpes de Grasse sono stati presi i dati del pluviometro di Tournettes sur loup, infine per i siti di Valensole sono stati presi i dati del pluviometro di Manosque
- per i siti in Spagna sono stati scaricati tramite il portale Copernicus (Boogaard et al., 2020)

Alla scala microclimatica, ovvero alla scala del singolo albero si sono calcolati:

- *Relative Water Content* (RWC), per ulteriori informazioni si rimanda al paragrafo 3.6
- pH della corteccia, per ulteriori informazioni si rimanda al paragrafo 3.6
- Intensità luminosa a livello della comunità lichenica, per ulteriori informazioni si rimanda al paragrafo 3.7

3.5 Identificazione dei licheni *ex situ*

In alcuni casi l'identificazione della specie sul campo si è resa impossibile. In questi casi il tallo non identificabile è stato esportato dalla corteccia e messo in buste di pergamin (20x20 cm) opportunamente catalogate.

L'identificazione *ex situ* si è svolta presso i laboratori del Dipartimento di Biologia Ambientale della Sapienza Università di Roma, tramite analisi chimiche e delle strutture microscopiche dei licheni.

Per le analisi di tipo microscopico sono stati utilizzati:

- Stereoscopio Olympus SZ30 (ingrandimento da 9x a 40x) per l'identificazione di strutture morfologiche o riproduttive di dettaglio
- Microscopio ottico binoculare Olympus CX40 con ingrandimento massimo a 1000x in olio per l'osservazione in sezioni sottili dell'anatomia microscopica (imenio, aschi, parafisi, spore, ecc.)

I test chimici sono stati effettuati facendo reagire le sostanze presenti sul tallo o nella medulla con le seguenti sostanze, frequentemente utilizzate in lichenologia (Baruffo et al., 2001; Purvis et al., 1992):

- Idrossido di potassio (KOH in H₂O)
- Ipoclorito di sodio (NaOCl in H₂O)

Tali sostanze possono reagire, a seconda della specie, con i metaboliti secondari che vengono depositati dal micobionte sulle pareti cellulari delle ife, innescando un cambio di colore che ha valenza identificativa per alcuni gruppi (es. *Flavoparmelia* sp., *Phlyctis* sp.).

Per l'identificazione ci si è basati sulle tavole dicotomiche presenti sul portale ITALIC 7.0 aggiornato al 2023 (Martellos et al., 2023).

3.6 Modellizzazione delle dinamiche idroecologiche a scala dei singoli alberi e parametri legati alle cortecce

Come variabili esplicative a scala di comunità sono state prese in considerazione il pH e la capacità della comunità epifita di assorbire e trattenere acqua. Il calcolo di queste variabili è stato fatto *ex situ* su campioni di corteccia esportati dagli alberi selezionati per il campionamento. Per ciascun albero sono state asportate porzioni di corteccia con uno scalpello con lama da 12 mm. Le porzioni sono state scelte nei pressi dei reticoli e di dimensioni più simili possibile. I frammenti di corteccia prelevati sono stati messi in buste di pergamin (20x20 cm) e opportunamente catalogati.

Successivamente, un frammento di corteccia per ogni albero è stato utilizzato per ricavare il valore di pH e un altro per ricavare i valori di *Relative Water Content*.

Il pH delle cortecce è un importante fattore ambientale che influenza la composizione delle comunità epifite, in quanto rappresenta la condizione chimica del substrato sul quale crescono i talli (Hauck et al., 2013; Mitchell et al., 2021). Inoltre il pH delle cortecce è a sua volta influenzato dalla specie arborea (Öztürk & Oran, 2011), dalla composizione chimica delle precipitazioni e dell'aria (Oka et al., 2021), rendendolo un parametro ambientale particolarmente legato alle condizioni dell'ambiente circostante.

I valori di pH sono stati ricavati presso i laboratori dei dipartimenti di farmacia (DIFAR) dell'università di Genova, seguendo il protocollo Johnsen & Søchting (1973). I pezzi di corteccia sono stati puliti tramite pinzette e lamette in acciaio inox dagli strati muscinale e lichenico. Successivamente lo strato superiore dei frammenti di corteccia è stato sminuzzato in una prima fase con lamette in acciaio inox, e una seconda volta tramite mulinello automatico con componenti in grafene, per ricavare una polvere particolarmente fine.

Le cortecce così triturate sono state sospese *over-night* in acqua distillata.

Il calcolo del pH è stato fatto utilizzando un pHmetro.

Per ciascun albero uno dei frammenti di corteccia asportati è stato utilizzato per ottenere i valori di *Relative Water Content*, ovvero la quantità di acqua che la corteccia è in grado di trattenere per unità di massa (Van Stan & Pypker, 2015).

I frammenti sono stati inizialmente resi anidri.

Per ogni frammento è stato misurato il peso secco (DW, *Dry Weight*). Successivamente è stato semi-immerso in acqua e lasciato così *over-night*. Il giorno successivo ogni frammento veniva imbibito tramite spruzzetta con acqua, in modo da simulare una pioggia abbondante e scosso tre volte, in modo da eliminare l'eccesso di acqua (ovvero l'acqua che, in una situazione realistica, sarebbe caduta per gravità). In questo modo si è ottenuto il peso a imbibizione dei frammenti (WW, *Wet Weight*).

Il valore della quantità d'acqua assorbibile dalla corteccia è stato dimostrato avere un ruolo essenziale nel decidere la composizione delle comunità epifite da Porada & Giordani (2021). La *Relative Water Content* (RWC) è stata ricavata come segue:

$$\frac{(WW - DW)}{DW} * 100$$

Utilizzando il parametro di RWC (ottenuto in laboratorio), i dati sulla struttura dei singoli alberi (ottenuti in campo), le precipitazioni medie annue a scala di singoli plot e i livelli di evapotraspirazione a scala di singoli plot sono stati ricavati i valori di *Throughfall* e *Stemflow* in accordo con il modello di Gash modificato da Valente et al. (1997) e già applicato per studi sulle comunità licheniche epifite da Di Nuzzo et al. (2022).

Nello specifico per *Throughfall* si intende la porzione di acqua che durante le precipitazioni passa direttamente attraverso gli spazi vuoti della volta arborea, finendo direttamente sul suolo. Quindi il *Throughfall* rappresenta una porzione di acqua che non interagisce direttamente con la comunità epifita, ma può interagire con essa sotto forma di umidità relativa a seguito del processo di evaporazione. Il valore di *Throughfall* può essere calcolato conoscendo intensità e frequenza delle precipitazioni e la superficie complessiva degli spazi vuoti nella volta arborea dei singoli alberi considerati (calcolo effettuato tramite foto prese sul campo analizzate attraverso il pacchetto R *CoveR*; Francesco Chianucci / *coveR* · *GitLab*, 2023).

Lo *Stemflow* si produce a partire dalla porzione di acqua che durante le precipitazioni si accumula sullo strato di foglie della volta arborea. La volta arborea del singolo albero, secondo il modello utilizzato, può essere approssimata ad una superficie circolare, con un valore di resistenza. Questo valore di resistenza rappresenta il quantitativo d'acqua che la volta del singolo albero può mantenere senza che l'acqua inizi a percolare. Superato questo valore l'acqua inizia a fluire lungo rami e tronco della pianta. Per semplicità l'intera struttura dei rami e del tronco sono approssimati ad un cilindro con lunghezza pari all'altezza di inizio chioma e con diametro pari al diametro DBH del tronco. La porzione di

acqua che fluisce lungo la superficie di questo cilindro rappresenta lo *Stemflow*. Dunque lo *Stemflow* è una porzione di precipitazione che interagisce direttamente con la superficie del tronco (Di Nuzzo et al., 2022; Valente et al., 1997).

A seconda del tipo di corteccia (valore specie specifico) viene assorbita una certa quantità di acqua dello *Stemflow*, questa quantità è quella disponibile per la comunità epifita e rappresenta una delle variabili predittive prese in esame, calcolata come RWC. Per ulteriori informazioni relative al modello matematico utilizzato per il calcolo di *Stemflow* e *Throughfall* si rimanda al paragrafo 3.8.

3.7 Apertura della chioma a livello della comunità epifita

Per ciascun albero campionato sono stati presi i valori di apertura della volta arborea subito sopra ciascuna comunità lichenica (**fig. 3.3**). In particolare per ogni esposizione è stata fatta una foto da cellulare, ponendo la fotocamera direttamente sopra il lato superiore del retino. Le foto sono state catalogate e analizzate mediante il pacchetto R CoveR (*Francesco Chianucci / coveR · GitLab, 2023*). Per ogni esposizione è stato ricavato un valore di apertura della chioma. Il valore medio di apertura della chioma di ciascun albero è stato ottenuto mediando i quattro valori delle quattro esposizioni.



Fig. 3.3 Immagine della porzione di volta arborea dell'esposizione ovest di un albero di *Q. suber* nell'area di Goceano, in Sardegna

3.8 Modello per il calcolo di *Stemflow* e *Throughfall*

I valori di *Stemflow* e *throughfall* sono stati ricavati dal modello di Gash modificato ed utilizzato in Valente et al., 1997 e in Di Nuzzo et al., 2022.

Per utilizzare il modello le singole componenti sono state calcolate come segue:

Quantità di pioggia totale necessaria per saturare la chioma (P'_g):	$-\frac{R}{E} S \ln \left[1 - \frac{E}{(1-p-p_t)} R \right]$
Interception persa attraverso la chioma:	
Quantità relativa ad un numero m di eventi piovosi insufficienti a saturare la chioma ($P_g < P'_g$):	$(1-p-p_t) \sum_{j=1}^m P_{g,j}$
Quantità relativa ad un numero n di eventi piovosi sufficienti a saturare la chioma ($P_g \geq P'_g$):	$(1-p-p_t)P'_g + \frac{E}{R} \sum_{j=1}^n (P_{g,j} - P'_g)$
Interception persa attraverso il tronco:	
Quantità relativa ad un numero q di eventi piovosi sufficienti a saturare il tronco ($P_g \geq S_t/p_t$):	qS_t
Quantità relativa ad un numero $m+n-q$ di eventi piovosi insufficienti a saturare il tronco ($P_g < S_t/p_t$):	$p_t \sum_{j=1}^{m+n-q} P_{g,j}$
Stemflow	$p_t \sum_{j=1}^q P_{g,j} - qS_t$

Throughfall	$p \sum_{j=1}^{m+n} P_{g,j} + \left[(1 - p - p_t) - \frac{E}{R} \right] \sum_{j=1}^n (P_{g,j} - P'_g)$
-------------	---

Le componenti delle equazioni sono state ricavate come segue:

Simbolo	Descrizione	Unità di misura	Metodo di calcolo
R	Intensità media annua delle precipitazioni liquide	mm/h	Ricavato da valori di piovosità giornaliera da stazioni pluviometriche sul campo
S	Capacità di accumulo della chioma	mm	Ricavato da dati in letteratura
E	Tasso di evaporazione	mm/h	Ricavato dal database TerraClimate (variabile "AET")
p_t	Porzione di stemflow drenata dal fusto per singolo albero		Ricavato da dati in letteratura
S_t	Quantità di acqua trattenibile dal fusto	L	Ricavato da misurazioni fatte in laboratorio su campioni prelevati dal campo
p	Coefficiente di free throughfall (porzione di precipitazioni che		Misurato tramite foto dell'apertura della chioma

	non intercetta la chioma)		
q	Numero di eventi piovosi sufficienti a saturare il tronco		Ricavato tramite dati di stazioni metereologiche

I valori di R sono stati ricavati a partire dai dati di piovosità giornaliera delle stazioni pluviometriche più vicine ai punti di campionamento. È stato considerato un range temporale di almeno 10 anni, in cui i dati fossero disponibili per tutti i punti (2000-2011). Per ogni stazione climatica è stata calcolata la precipitazione media annua sommando i valori di precipitazione giornalieri per ciascun anno e facendo la media sui 12 anni presi in considerazione. I dati sono stati riproporzionati tramite i valori della variabile BIO12 (precipitazione annua) del sistema CHELSA (Karger et al., 2017), che ottiene valori bioclimatici tramite modellizzazione. In particolare è stato calcolato ed utilizzato come valore finale di piovosità annua il rapporto tra BIO12 e precipitazione media annua calcolata dai pluviometri. In questo modo i valori di precipitazione annua sono stati resi più coerenti, in quanto la distanza tra le varie stazioni climatiche utilizzate e i singoli plot non è omogenea. Per calcolare R è stato moltiplicato il rapporto tra BIO12 e precipitazione media annua per l'intensità media annua delle precipitazioni. Il valore d'intensità media annua delle precipitazioni è stato ottenuto selezionando tutti gli eventi piovosi maggiori di 0,4 mm (per escludere gli eventi precipitativi di trascurabile entità, seguendo il protocollo utilizzato anche in Di Nuzzo et al., 2022), dividendo i valori giornalieri rimasto per le 24 ore presenti in un giorno (per ottenere un'intensità in mm/h) e facendo la media per ciascun anno. Il valore finale d'intensità è stato calcolato come media dei valori medi dei 12 anni presi in considerazione.

I valori del tasso di evaporazione (E) sono stati scaricati dal database TerraClimate (Abatzoglou et al., 2018) con una risoluzione di ~4 km usando la variabile AET (*Actual Evapo-Transpiration*). I dati sono stati ottenuti come medie mensili per il range di anni 2000-2011.

Per ottenere un singolo valore per plot sono state ricavate le medie annue, a loro volta divise per il numero di ore in un anno (8760) in modo da ottenere un valore in mm/h.

Il modello semplifica la forma dell'albero come un cilindro sovrastato da una semi-sfera. Le misure che lo caratterizzano sono state ricavate tramite dati raccolti sul campo per ciascun albero campionato.

In particolare il fusto dell'albero si semplifica come un cilindro con diametro uniforme pari al diametro dell'albero misurato DBH; un'altezza pari all'altezza dell'albero dalla base del suolo lato monte fino all'altezza di intersezione della chioma (calcolata come media delle intersezioni di chioma sulle quattro esposizioni); una superficie calcolata come prodotto tra la circonferenza dell'albero presa a 1,30 m dal suolo lato monte (assunta come omogenea lungo tutto il tronco) e l'altezza del fusto dalla base all'inserzione della chioma.

La semi-sfera rappresentante la canopy è caratterizzata dai seguenti parametri:

- Spessore di chioma:

$$\frac{(radN + radS + DBH) + (radE + radW + DBH)}{2}$$

Con radN, radS, radE e radW che sono le lunghezze dei raggi di chioma (una per ciascuna esposizione) misurate sul campo e DBH che è il diametro del fusto, assunto come uniforme in tutto l'albero. In conclusione lo spessore di chioma rappresenta il diametro medio della chioma

- Altezza di chioma: calcolata come differenza tra l'altezza complessiva dell'albero e l'altezza media in cui si inserisce la chioma
- Area di chioma: calcolata come l'area di un cerchio di raggio pari allo spessore di chioma/2
- Rapporto H/W: calcolato come il rapporto tra l'altezza della chioma e lo spessore della chioma
- p: costante di *canopy openness*, ovvero somma degli spazi vuoti della chioma. Misurata analizzando le foto della canopy fatte in campo tramite il pacchetto R

CoveR (Francesco Chianucci / *coveR* · GitLab, 2023). Il pacchetto permette di calcolare il valore di LAI (*Leaf Area Index*). Il valore di p si ricava come: $1 - LAI$.

I valori di S rappresentano la quantità massima di acqua che la chioma di un albero può accumulare. Nel momento in cui le precipitazioni superano questo valore l'acqua inizia a percolare dalla volta arborea sotto forma di *stemflow*. I valori di S sono considerati specie-specifici e sono stati ricavati da letteratura. Per *Q. ilex* $S = 2.6$ (Limousin et al., 2008) mentre per *Q. suber* $S = 2$ (Xiao et al., 2000).

I valori di p_t rappresentano la porzione media delle precipitazioni che percola lungo il fusto come *stemflow*. Questo valore si ottiene per ciascun albero moltiplicando il rapporto H/W dell'albero per una costante specie-specifica ricavata da letteratura (Sadeghi et al., 2020). Per *Q. ilex* $= 0,16$, per *Q. suber* $= 0,148$.

Con questi parametri è possibile calcolare un valore P'_g che rappresenti la quantità di pioggia necessaria per saturare la chioma. Se la precipitazione intercettata dalla chioma supera il valore P'_g l'acqua inizia a scorrere sul tronco sotto forma di *stemflow*.

Successivamente, utilizzando i dataset relativi alle piovosità a scala giornaliera è stata ricavata tramite il software R la somma di tutti gli eventi di piovosità sufficienti a saturare la chioma (ovvero gli n eventi in cui $P_g > P'_g$).

Successivamente si è proceduto a calcolare la quantità massima di acqua assorbibile dal tronco dei singoli alberi campionati. Per lo scopo sono stati utilizzati i campioni di corteccia prelevati sul campo, di area approssimativamente uguale a 2 cm^2 . Per ogni frammento è stato calcolato il peso secco (anidro) e il peso bagnato (ovvero il peso del frammento a massima saturazione d'acqua). La differenza tra il peso bagnato e il peso secco di ogni frammento restituisce il valore di acqua assorbibile dalla corteccia (mL). Il contenuto d'acqua specifico di ogni frammento è stato ottenuto dividendo i valori di acqua nel campione per 2, in modo da ottenere il valore d'acqua massimo assorbibile da 1 cm^2 di corteccia (mL/cm²). Questo valore è stato moltiplicato per la superficie totale del tronco per ottenere il valore di *Total Tree Bark Water Storage*, ovvero la quantità massima potenzialmente trattenibile dal fusto dell'albero.

In questo modo è stato calcolato per ciascun albero il valore di S_t (*trunk water storage capacity*) come rapporto tra la *Total Tree Bark Water Storage* e l'area della chioma. Questo valore rappresenta la quantità di acqua assorbita da tutto il fusto durante gli eventi piovosi.

A partire dai dataset sulle precipitazioni a scala giornaliera è stato calcolato l'ammontare degli eventi di piovosità sufficienti a saturare il tronco degli alberi campionati (q eventi in cui $P_g \geq S_t/p_t$) in accordo con il modello usato da Di Nuzzo et al., 2022 e Valente et al., 1997. In maniera simile è stato calcolato il numero degli eventi di piovosità sufficienti a saturare la canopy degli alberi campionati (n eventi in cui $P_g \geq P'g$).

In conclusione lo *stemflow* è stato calcolato come:

$$p_t(\text{numero di eventi che saturano il tronco} - qS_t)$$

Ovvero come prodotto tra il valore che rappresenta la quantità media di acqua che percola via dal tronco quando è saturo e la differenza tra numero di eventi che satura il tronco e la quantità di liquidi che rimane nel tronco per saturarlo.

Il *throughfall* invece è stato calcolato come:

$$(p * BIO12) + \left[\left(1 - p - p_t - \frac{E}{R} \right) * \sum P'g \right]$$

Ovvero come somma tra il primo addendo che rappresenta la quantità annua di pioggia che passa attraverso le aperture della chioma quando gli eventi non sono sufficienti a far saturare la chioma e far iniziare il percolamento, mentre il secondo addendo rappresenta la quantità di acqua che cade giù, al netto di quella che evapora prima, quando gli eventi sono sufficienti a saturare la chioma e a far cadere l'acqua.

3.9 Analisi statistiche

Le principali analisi statistiche si sono avvalse del modello *Fourth Corner Analysis* e di modelli di tipo *Tree Regression* utilizzando come variabili predittive i valori di *Stemflow*, *Throughfall*, *RWC*, *LAI* e le variabili ambientali e strutturali degli alberi presi in esame, oltre ai dati di biodiversità della comunità epifita.

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

3.9.1 Modelli *Tree regression*

I modelli *tree regression* sono stati stimati per valutare la relazione tra parametri strutturali degli alberi e flora lichenica epifita.

I modelli *tree regression* permettono di effettuare previsioni sulla base di dati di varia tipologia (sia variabili quantitative che qualitative). L'algoritmo alla base di questi modelli è di *machine learning* e risulta in una serie di partizioni delle variabili predittive rappresentabili tramite grafici della tipologia *decision tree* che verranno definiti alberi di regressione da qui in avanti (Loh, 2011).

I modelli sono stati ottenuti principalmente tramite le funzioni del pacchetto *Caret* (Kuhn, 2019). Si è proceduto innanzitutto suddividendo il dataset in *training* (75% del dataset) e *testing* (15% del dataset). Sulla base dell'algoritmo del pacchetto *Caret* è stata effettuata la *Cross-Validation* ed è stata creata la matrice di confondimento attraverso la quale è stato ricavato il valore di *Complexity Parameter* (cp, in alcuni testi definito α). Il cp è il valore che minimizza l'*RMSE* (*Root Mean Squared Error*, ovvero l'errore quadratico medio della *root*, che sarebbe la suddivisione iniziale del modello). Questo procedimento (effettuato per ogni modello stimato) permette di minimizzare il fenomeno dell'*overfitting*, ovvero l'eccessivo adattamento del modello ricavato ai dati utilizzati per ricavarlo (Loh, 2011).

Per ogni modello stimato è stato calcolato un valore di cp, sulla cui base è stato ottenuto l'albero di regressione che minimizzasse l'*overfitting*.

La qualità di ciascun modello di regressione è stata valutata attraverso l'indice di R-squared.

L'obiettivo, ai fini gestionali, è stabilire quali parametri strutturali massimizzino la presenza e il mantenimento di una maggiore diversità della flora lichenica epifita.

Come variabile risposta è stato scelto il valore di indice di Shannon per i singoli plot, come indice che rappresentasse la biodiversità a livello di comunità nei plot. L'indice di Shannon è un indice che tiene conto sia del numero di specie rinvenute che della loro equiripartizione. In questo caso l'equiripartizione tiene conto delle frequenze delle specie, ossia il valore dell'indice sarà maggiore quanto più le specie rinvenute hanno frequenze simili.

Il modello finale è stato stimato sulla base dei dati di struttura e biodiversità sia degli habitat di *Q. suber* e *Q. ilex*, che dell'habitat di *C. sativa*, in quanto lo scopo del modello è rispondere ad una domanda gestionale e non legata a parametri microclimatici (come nel caso dell'analisi *fourth corner*, paragrafo 4.2).

Le variabili esplicative scelte sono di due tipologie:

- Variabili qualitative non ordinate:
 - habitat: ovvero l'habitat in cui i dati sono stati campionati, con i livelli *Quercus suber*, *Quercus ilex*, *Castanea sativa*
- Variabili quantitative continue:
 - diametro: diametro degli alberi campionati misurato a circa 1,30 metri dal suolo sul lato montano
 - altezza: altezza totale degli alberi campionati
 - LAI: *Leaf Area Index*, ovvero l'estensione della chioma occupata dalla superficie fogliare, dunque la porzione di chioma non attraversata dalla luce solare

3.9.2 Analisi *Fourth corner*

Il problema conosciuto come *fourth-corner problem* indica la difficoltà nell'associare i tratti delle specie e le variabili ambientali usando dati di abbondanza o presenza/assenza delle specie (Brown et al., 2014; Legendre et al., 1997), l'omonima analisi offre un metodo per valutare queste caratteristiche di comunità (abbondanza, tratti funzionali e parametri ambientali) tramite un problema di algebra matriciale (Legendre et al., 1997).

L'analisi definita *fourth corner* è una tipologia di analisi che permette di esplorare presenza, intensità e direzione delle possibili associazioni tra tratti funzionali e variabili ambientali sulla base delle specie individuate in una determinata area, basandosi sulla differente risposta delle specie ai parametri ambientali, mediata da differenze di tratti funzionali, biologia e comportamenti tra diverse specie (Brown et al., 2014).

L'analisi combina tre matrici: una matrice di dati ambientali, una matrice con i dati di abbondanza delle specie (in alcuni casi di presenza/assenza) e una matrice con i tratti specie-specifici delle specie individuate (tratti funzionali, comportamentali o parametri biologici). L'analisi usa queste tre matrici per dedurre come i tratti delle specie sono legati all'ambiente e alle sue caratteristiche (Brown et al., 2014; Di Nuzzo et al., 2022; Fig. 4.6).

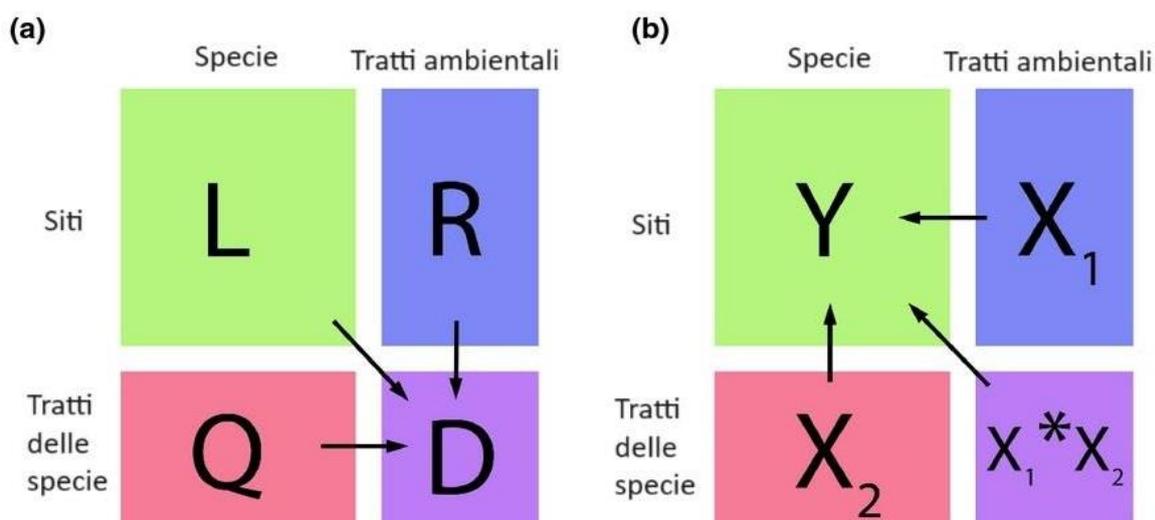


Fig. 3.4 Rappresentazione grafica del *fourth-corner problem* e della sua soluzione. (a) Il problema posto da Legendre et al. (1997) ha come obiettivo quello di combinare dati su abbondanza delle specie (**L**), tratti delle specie (**Q**) e tratti ambientali (**R**), determinando una matrice che descriva la relazione tratti ambientali-tratti delle specie (**D**). (b) La soluzione individuata è quella di predire i dati di abbondanza (**Y**) come funzione delle variabili ambientali misurate (**X₁**), dei tratti delle specie (**X₂**) e della loro interazione (**X₁*X₂**). Quest'ultima matrice è quella definita *fourth corner*, che rappresenta i coefficienti di interazione tra **X₁** e **X₂** (immagine modificata a partire da Brown et al., 2014)

Si è proceduto ad usare l'analisi *fourth corner* secondo l'approccio proposto da Brown et al. (2014) ed applicato sulla flora lichenica epifita da Di Nuzzo et al. (2022). Il pacchetto R utilizzato per le analisi e la visualizzazione grafica dei risultati è *mvabund* (Wang et al.,

2022). La funzione utilizzata è `traitglm`, che stima dei GLM (*Generalized Linear Model*) utilizzando come funzione la binomiale negativa, per individuare come le variazioni nei parametri ambientali attraverso i taxa possano essere spiegate dai loro tratti (Wang et al., 2022). Attraverso l'opzione `method = "glm1path"` è stata applicata la LASSO penalty (*Least Absolute Shrinkage and Selection Operator*). Il LASSO utilizza come testing data per la *cross-validation* il 10% del dataset effettuando 50 repliche (Brown et al., 2014). Il LASSO è un metodo di verosimiglianza (*likelihood*) penalizzata, ovvero impone un vincolo sulle stime dei parametri del modello, riducendo in questo modo a zero alcuni termini considerati non sufficientemente significativi (Hastie et al., 2001).

I dati utilizzati per la costruzione della matrice delle specie sono i dati di abbondanza delle specie licheniche epifite a livello di singolo albero.

Per la costruzione della matrice dei parametri ambientali sono state scelte delle variabili che riassumessero l'interazione tra la comunità epifita e il microclima (le singole variabili usate sono presenti nella **tabella 3.5**). I tratti funzionali presi in considerazione sono la forma di crescita e il colore del tallo, entrambi tratti funzionali spesso utilizzati in quanto legati all'interazione tra licheni epifiti e microclima, legati al disturbo e alla struttura forestale e di facile identificazione (Canali et al., 2024; Giordani et al., 2012; Hurtado et al., 2020; Trobajo et al., 2022).

Variabile	Descrizione	Unità di misura	Origine
Altezza albero	Altezza totale dell'albero	m	Misurata
Diametro albero	Diametro dell'albero a 1,30 m dal suolo	m	Misurato
Area della chioma	Area della chioma approssimata ad un cerchio	m ²	Calcolata
RWC	Contenuto relativo di acqua nella corteccia	NA	Calcolata in laboratorio
Throughfall	Quantità di precipitazioni oltrepassanti la chioma	mm/y	Calcolata (vedi 3.8)
Stemflow	Quantità di precipitazioni percolanti lungo il tronco	mm/y	Calcolata (vedi 3.8)
LAI	Indice dell'area di copertura fogliare	m ²	Calcolato (vedi 3.7)
Copertura di altre epifite	Copertura di muschi e rampicanti sul tronco	%	Misurata

Tab. 3.5 Variabili ambientali utilizzate per l'analisi *fourth corner*.

Ad ogni specie di lichene individuata è stata assegnata una forma di crescita e un colore del tallo sulla base delle descrizioni presenti sul portale ITALIC 7.0 aggiornato al 2023 (Martellos et al., 2023; **tabella 4.1**).

Le forme di crescita possono essere: crostoso, tallo bidimensionale totalmente adeso al substrato o parzialmente interno al substrato ed indivisibile da questo; leproso, tallo farinoso composto da strutture soraliformi; squamuloso, tallo parzialmente sollevato dal substrato (come per un tallo foglioso) ma con una struttura frammentata e diffusa; foglioso, tallo bidimensionale adeso al substrato tramite rizine e quindi divisibile da questo; sub-fruticoso, tallo parzialmente sollevato dal substrato e non adeso per tutto il tallo tramite

rizine, con struttura per lo più tridimensionale; fruticoso, tallo quasi del tutto distaccato dal substrato con struttura spiccatamente tridimensionale.

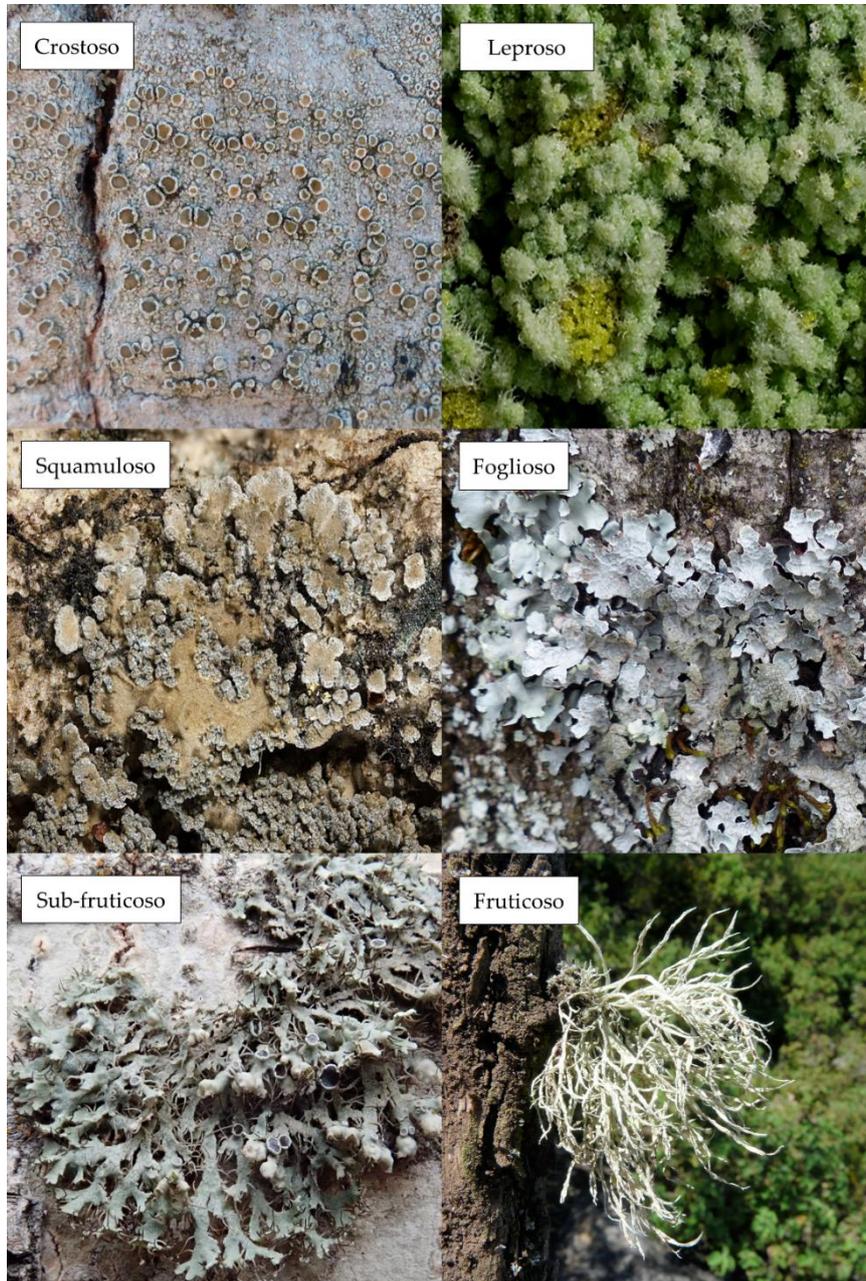


Fig. 3.6 Esempi di specie di licheni epifiti per ognuna delle forme di crescita selezionate per l'analisi *fourth corner*. I singoli riquadri mostrano le seguenti specie esemplificative: crostoso - *Lecanora chlarotera*; leproso - *Lepraria vouauxii*; squamuloso - *Fuscopannaria mediterranea*; foglioso - *Parmelia sulcata*; sub-fruticoso - *Physcia adscendens*; fruticoso - *Ramalina farinacea* (per i crediti delle singole foto si rimanda alla bibliografia)

Per semplificazione i colori del tallo sono stati raggruppati nelle seguenti categorie (sempre sulla base di Martellos et al., 2023): inapparente, per le specie scarsamente lichenizzate con

tallo quasi indistinguibile dal substrato; bianco, per specie con tallo per lo più incolore; grigio, per specie con tallo di colore parzialmente o totalmente grigio; marrone, per specie con tallo da marrone chiaro a marrone scuro; verde, per specie con tallo da verde chiaro a verde scuro; nero, per specie con tallo completamente nero; giallo, per specie con tallo da giallo ad arancione.

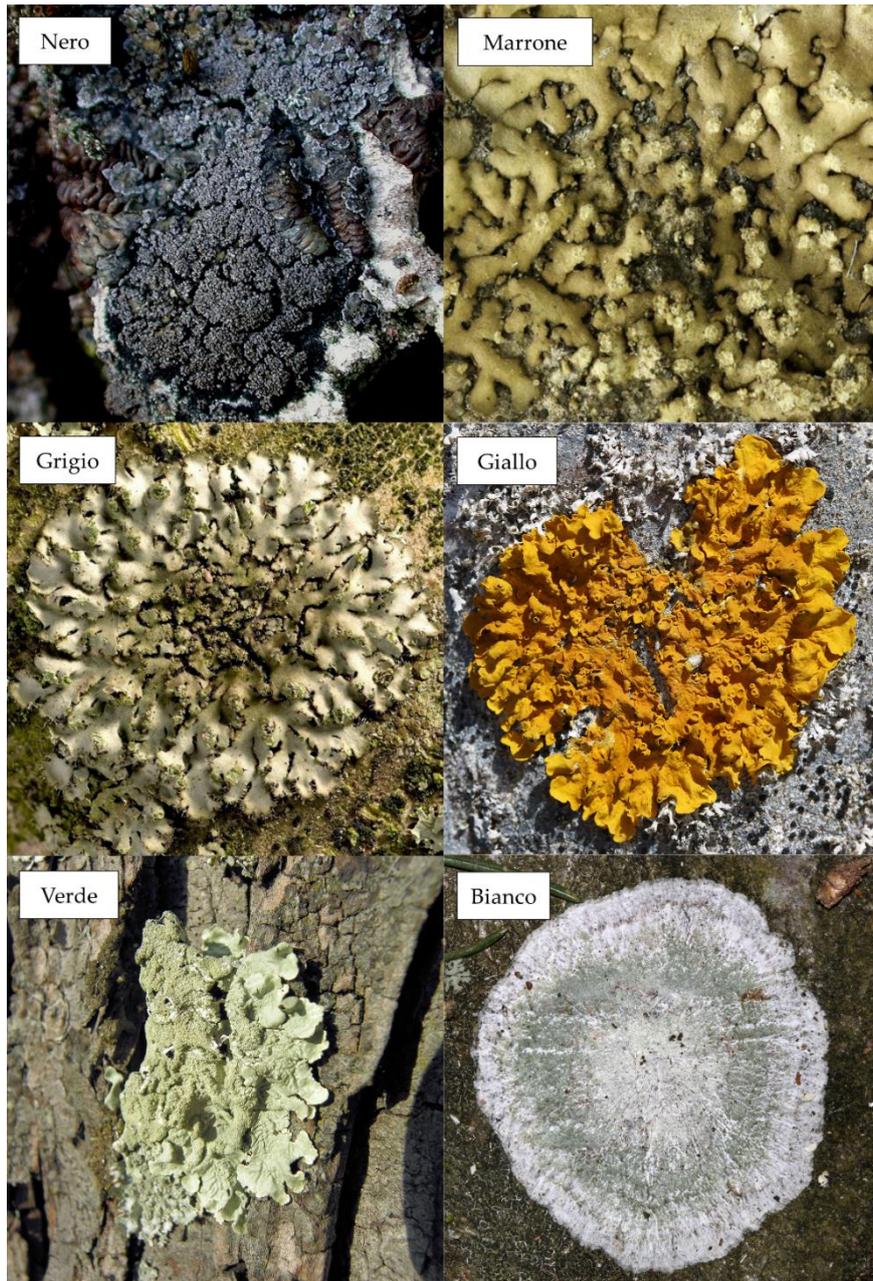


Fig 3.7 Esempi di specie di licheni epifiti per ognuno dei colori del tallo selezionati per l'analisi *fourth corner*. I singoli riquadri mostrano le seguenti specie esemplificative: nero - *Fuscopannaria mediterranea*; marrone - *Hyperphyscia adglutinata*; grigio - *Phaeophyscia orbicularis*; giallo - *Xanthoria parietina*; verde - *Flavoparmelia caperata*; bianco - *Phlyctis argena* (per i crediti delle singole foto si rimanda alla bibliografia)

4. RISULTATI

4.1 Biodiversità

La maggior parte dei taxa rilevati in questo lavoro è stata identificata a livello specifico, alcuni campioni non fertili e/o mal sviluppati sono stati classificati limitatamente al livello di genere. In totale sono state identificate nell'ambito dell'intera campagna di campionamento 123 specie appartenenti a 64 generi diversi (**Tab. 4.1**).

Specie	Forma di crescita	Colore del tallo	Aree di ritrovamento
<i>Acrocordia gemmata</i> (Ach.) A. Massal.	crostoso	bianco	FR
<i>Alyxoria culmigena</i> (Lib.) Ertz	crostoso	bianco	SP
<i>Alyxoria varia</i> (Pers.) Ertz & Tehler	crostoso	bianco	SAR; SP; FR
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid.	crostoso	bianco	SAR; SP
<i>Amandinea</i> sp.	crostoso	bianco	SAR
<i>Anaptychia ciliaris</i> (L.) Flot.	sub-fruticoso	grigio	SAR; SP; FR
<i>Anisomeridium biforme</i> (Schaer.) R.C. Harris	crostoso	bianco	FR
<i>Arthonia mediella</i> Nyl.	crostoso	grigio	SP
<i>Arthonia</i> sp.	crostoso	grigio	SP; FR
<i>Arthopyrenia cerasi</i> (Schrad.) A. Massal.	crostoso	inapparente	SP
<i>Bacidia laurocerasi</i> (Duby) Zahlbr.	crostoso	grigio	SP; FR
<i>Bacidia polychroa</i> (Th. Fr.) Körb.	crostoso	bianco	SP; FR
<i>Bacidia rosella</i> (Pers.) De Not.	crostoso	verde	SAR; SP; FR
<i>Bacidina phacodes</i> (Körb.) Vězda	crostoso	grigio	SAR
<i>Bibbya vermifera</i> (Nyl.) Kistenich, Timdal, Bendiksby & S.Ekman	crostoso	grigio	SP
<i>Blastenia ferruginea</i> (Huds.) A. Massal.	crostoso	bianco	Tutte
<i>Buellia disciformis</i> (Fr.) Mudd	crostoso	bianco	SAR; TOS
<i>Buellia griseovirens</i> (Sm.) Almb.	crostoso	grigio	TOS
<i>Buellia hyperbolica</i> Bagl.	crostoso	bianco	TOS
<i>Buellia</i> sp.	crostoso	bianco	SAR

<i>Byssoloma leucoblepharum</i> (Nyl.) Vain.	crostoso	verde	SP
<i>Calicium quercinum</i> Pers.	crostoso	grigio	TOS
<i>Calicium viride</i> Pers.	crostoso	verde	SAR
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Stein	foglioso	giallo	SP; FR; TOS
<i>Candelariella reflexa</i> (Nyl.) Lettau	crostoso	giallo	SAR; SP; FR
<i>Candelariella</i> sp.	crostoso	giallo	SP; FR; TOS
<i>Candelariella subdeflexa</i> (Nyl.) Lettau	crostoso	giallo	SP
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lettau	crostoso	giallo	SAR; SP
<i>Cerothallia luteoalba</i> (Turner) Arup, Frödén & Søchting	crostoso	grigio	SP
<i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) J.R. Laundon	leproso	giallo	TOS
<i>Cladonia humilis</i> (With.) J.R. Laundon	squamuloso	verde	FR; TOS
<i>Cliostomum corrugatum</i> (Ach.) Fr.	crostoso	grigio	SAR
<i>Collema furfuraceum</i> (Arnold) Du Rietz	foglioso	nero	FR; TOS
<i>Coniocarpon cinnabarinum</i> DC.	crostoso	bianco	SP
<i>Diploicia canescens</i> (Dicks.) A. Massal.	crostoso	bianco	SP
<i>Diplotomma alboatrum</i> (Hoffm.) Flot.	crostoso	grigio	SAR
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	fruticoso	verde	Tutte
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	foglioso	verde	Tutte
<i>Flavopunctelia flaventior</i> (Stirt.) Hale	foglioso	verde	FR; TOS
<i>Fuscopannaria mediterranea</i> (Tav.) P.M. Jørg.	squamuloso	nero	SAR; SP; FR
<i>Graphis elegans</i> (Sm.) Ach.	crostoso	bianco	SP; FR
<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) H. Mayrhofer & Poelt	foglioso	marrone	SAR; SP; FR
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	foglioso	verde	SP; FR
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaer.) Hav.	sub-fruticoso	verde	SAR; SP; FR
<i>Julella sericea</i> (A. Massal.) Coppins	crostoso	grigio	SP
<i>Lecania cyrtellina</i> (Nyl.) Sandst.	crostoso	bianco	SP
<i>Lecanora albella</i> (Pers.) Ach.	crostoso	bianco	SAR; SP; TOS
<i>Lecanora argentata</i> (Ach.) Malme	crostoso	bianco	TOS

<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.	crostoso	bianco	Tutte
<i>Lecanora densa</i> (Śliwa & Wetmore) Printzen	crostoso	giallo	SP
<i>Lecanora fuscescens</i> (Sommerf.) Nyl.	crostoso	grigio	SP
<i>Lecanora horiza</i> (Ach.) Linds.	crostoso	bianco	SP; FR
<i>Lecanora hybocarpa</i> (Tuck.) Brodo	crostoso	bianco	SP
<i>Lecanora hypoptella</i> (Nyl.) Grumann	crostoso	bianco	SP
<i>Lecanora</i> sp.	crostoso	bianco	SAR; SP
<i>Lecanora strobilina</i> (Spreng.) Kieff.	crostoso	verde	SAR; SP; TOS
<i>Lecanora symmicta</i> (Ach.) Ach.	crostoso	verde	SP
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M. Choisy	crostoso	verde	Tutte
<i>Lecidella euphorea</i> (Flörke) Hertel	crostoso	verde	SP; FR
<i>Lecidella</i> sp.	crostoso	verde	SP; FR
<i>Lepra albescens</i> (Huds.) Hafellner	crostoso	bianco	Tutte
<i>Lepra amara</i> (Ach.) Hafellner	crostoso	bianco	SAR; SP; TOS
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.	leproso	verde	SP; FR; TOS
<i>Lepraria rigidula</i> (B. de Lesd.) Tønsberg	leproso	verde	Tutte
<i>Lepraria</i> sp.	leproso	verde	Tutte
<i>Lepraria umbricola</i> Tønsberg	leproso	verde	TOS
<i>Lepraria vouauxii</i> (Hue) R.C. Harris	leproso	grigio	Tutte
<i>Leptorhaphis maggiana</i> (A. Massal.) Körb.	crostoso	inapparente	SAR
<i>Melanelixia glabra</i> (Schaer.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	foglioso	marrone	SAR; SP
<i>Melanelixia glabratula</i> (Lamy) Sandler & Arup	foglioso	verde	SAR; FR; TOS
<i>Melanelixia</i> sp.	foglioso	verde	SAR; TOS
<i>Melanelixia subaurifera</i> (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	foglioso	verde	SAR
<i>Melanohalea elegantula</i> (Zahlbr.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	foglioso	marrone	SAR; FR; TOS
<i>Melanohalea laciniatula</i> (H. Olivier) O. Blanco, A. Crespo,	foglioso	marrone	Tutte

Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch			
<i>Micarea lignaria</i> (Ach.) Hedl.	crostoso	grigio	SP
<i>Micarea</i> sp.	crostoso	grigio	SP
<i>Mycoporum antecellens</i> (Nyl.) R.C. Harris	crostoso	grigio	SP
<i>Naetrocymbe punctiformis</i> (Pers.) R.C. Harris	crostoso	inapparente	SAR
<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl.	squamuloso	verde	FR; TOS
<i>Ochrolechia microstictoides</i> Räsänen	crostoso	bianco	SP
<i>Parmelia ernstiae</i> Feuerer & A. Thell	foglioso	grigio	TOS
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	foglioso	grigio	TOS
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	foglioso	grigio	Tutte
<i>Parmelina carporrhizans</i> (Taylor) Poelt & Vězda	foglioso	grigio	SAR
<i>Parmelina</i> sp.	foglioso	grigio	SAR; FR
<i>Parmelina tiliacea</i> (Hoffm.) Hale	foglioso	grigio	SAR; SP; TOS
<i>Parmotrema crinitum</i> (Ach.) M. Choisy	foglioso	grigio	SAR; FR
<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds.) M. Choisy	foglioso	grigio	TOS
<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy	foglioso	grigio	SP
<i>Parmotrema</i> sp.	foglioso	grigio	TOS
<i>Pertusaria coccodes</i> (Ach.) Nyl.	crostoso	bianco	TOS
<i>Pertusaria flavida</i> (DC.) J.R. Laundon	crostoso	giallo	SAR
<i>Pertusaria heterochroa</i> (Müll. Arg.) Erichsen	crostoso	bianco	SAR; SP; TOS
<i>Pertusaria hymeneae</i> (Ach.) Schaer.	crostoso	grigio	TOS
<i>Pertusaria leioplaca</i> (Ach.) DC.	crostoso	grigio	SP
<i>Pertusaria pertusa</i> (L.) Tuck.	crostoso	bianco	SAR; TOS
<i>Pertusaria</i> sp.	crostoso	bianco	SP
<i>Phaeophyscia hirsuta</i> (Mereschk.) Essl.	foglioso	grigio	SP; FR
<i>Phaeophyscia insignis</i> (Mereschk.) Moberg	foglioso	grigio	SAR; FR
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg	foglioso	grigio	SAR; SP

<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot.	crostoso	bianco	Tutte
<i>Physcia adscendens</i> H. Olivier	sub-fruticoso	bianco	Tutte
<i>Physcia aipolia</i> (Humb.) Fürnr.	foglioso	bianco	SP; FR
<i>Physcia biziana</i> (A. Massal.) Zahlbr.	foglioso	bianco	FR
<i>Physcia clementei</i> (Turner) Lyngé	foglioso	bianco	SAR; TOS
<i>Physcia erumpens</i> Moberg	foglioso	grigio	FR
<i>Physcia leptalea</i> (Ach.) DC.	sub-fruticoso	bianco	SAR
<i>Physcia</i> sp.	sub-fruticoso	bianco	SAR; SP; FR
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.	sub-fruticoso	bianco	FR
<i>Physconia distorta</i> (With.) J.R. Laundon	foglioso	marrone	SAR; SP; FR
<i>Physconia enteroxantha</i> (Nyl.) Poelt	foglioso	marrone	SAR; FR
<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt	foglioso	grigio	Tutte
<i>Physconia servitii</i> (Nádv.) Poelt	foglioso	grigio	SAR; FR
<i>Physconia</i> sp.	foglioso	grigio	FR
<i>Physconia subpulverulenta</i> (Szatala) Poelt	foglioso	marrone	SAR
<i>Physconia venusta</i> (Ach.) Poelt	foglioso	marrone	SAR
<i>Pleurosticta acetabulum</i> (Neck.) Elix & Lumbsch	foglioso	verde	SAR; FR
<i>Porina aenea</i> (Wallr.) Zahlbr.	crostoso	marrone	FR
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf	sub-fruticoso	grigio	SP
<i>Ramalina arsenii</i> Sérus., van den Boom & Magain	fruticoso	verde	SAR
<i>Ramalina calicaris</i> (L.) Fr.	fruticoso	verde	SAR; FR
<i>Ramalina canariensis</i> J. Steiner	fruticoso	verde	SAR; SP; FR
<i>Ramalina europaea</i> Gasparyan, Sipman & Lücking	fruticoso	verde	FR; TOS
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	fruticoso	verde	Tutte
<i>Ramalina fastigiata</i> (Pers.) Ach.	fruticoso	verde	SAR
<i>Ramalina fraxinea</i> (L.) Ach.	fruticoso	verde	SP
<i>Ramalina implectens</i> Nyl.	fruticoso	verde	SAR
<i>Ramalina panizzei</i> De Not.	fruticoso	verde	SP
<i>Ramalina roesleri</i> (Schaer.) Nyl.	fruticoso	verde	TOS
<i>Ramalina</i> sp.	fruticoso	verde	SAR; FR; TOS
<i>Rinodina anomala</i> (Zahlbr.) H. Mayrhofer & Giralt	crostoso	bianco	SAR; SP
<i>Rinodina pyrina</i> (Ach.) Arnold	crostoso	bianco	SP
<i>Rinodina</i> sp.	crostoso	bianco	SAR
<i>Sclerophora peronella</i> (Ach.) Tibell	crostoso	grigio	FR

<i>Sporodophoron cretaceum</i> (Hue) Ertz & Frisch	crostoso	bianco	FR
<i>Tephromela atra</i> (Huds.) Hafellner	crostoso	grigio	SAR; TOS
<i>Toniniopsis separabilis</i> (Nyl.) Gerasimova & A. Beck	crostoso	grigio	SP
<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i> Coppins & P. James	crostoso	verde	FR
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.	foglioso	giallo	SAR; SP; FR

Tab. 4.1 Specie di licheni epifiti individuati con relativi valori dei tratti funzionali considerati e delle aree di ritrovamento. Per la forma di crescita sono stati usati come valori possibili: crostoso, leproso, squamuloso, foglioso, sub-fruticoso, fruticoso. Per il colore del tallo sono stati usati come possibili valori: inapparente, bianco, grigio, marrone, verde, nero, giallo. Le aree di ritrovamento fanno riferimento all'intero dataset (mentre per le analisi di *fourth corner* sono stati considerati solo i campioni di Sardegna, Francia e parte della Spagna (esclusi i campioni trovati su *C. sativa*). SAR = Sardegna; SP = Spagna; FR = Francia; TOS = Toscana; Tutte = SAR; SP; FR; TOS

Il numero di specie di licheni epifiti per singolo albero varia da un minimo di una specie ad un massimo di 18 specie, con una media di sette specie per albero, con il 38.9% degli alberi con più di sette specie (media) e con il 20.3% di alberi con più di otto specie (terzo quartile). La specie arborea su cui sono state trovate più specie di licheni epifiti è il *Q. ilex* (18 specie), con il *Q. suber* con un numero comparabile di specie massime individuate (17 specie), mentre risulta minore il numero massimo di specie trovate sugli alberi di *C. sativa* (13 specie) (**Tab. 4.2 e Fig. 4.3**).

La media del numero di specie licheniche epifite su *Q. ilex*, *Q. suber* e *C. sativa* è simile (tra 6 e 7 specie di licheni, **Tab. 4.2 e Fig. 4.3**).

Nel totale la flora lichenica epifita individuata nei boschi di *Q. ilex* conta un numero maggiore di specie (81 specie) rispetto ai boschi di *Q. suber* e *C. sativa* che presentano tra loro una flora con un numero comparabile di specie individuate (rispettivamente 63 e 60 specie, **Tab 4.2**).

	Min	Media	Max	Numero di specie
<i>Q. ilex</i>	1	6	18	81
<i>Q. suber</i>	3	7	17	63
<i>C. sativa</i>	1	7	13	60

Tab. 4.2 Valori minimo, medio e massimo del numero di specie di licheni epifiti individuati sugli alberi di ciascuna specie arborea campionata. Le specie arboree considerate sono Leccio (*Q. ilex*), Sughera (*Q. suber*), Castagno (*C. sativa*). Il Numero di specie rappresenta il numero totale di specie trovate nei rispettivi habitat

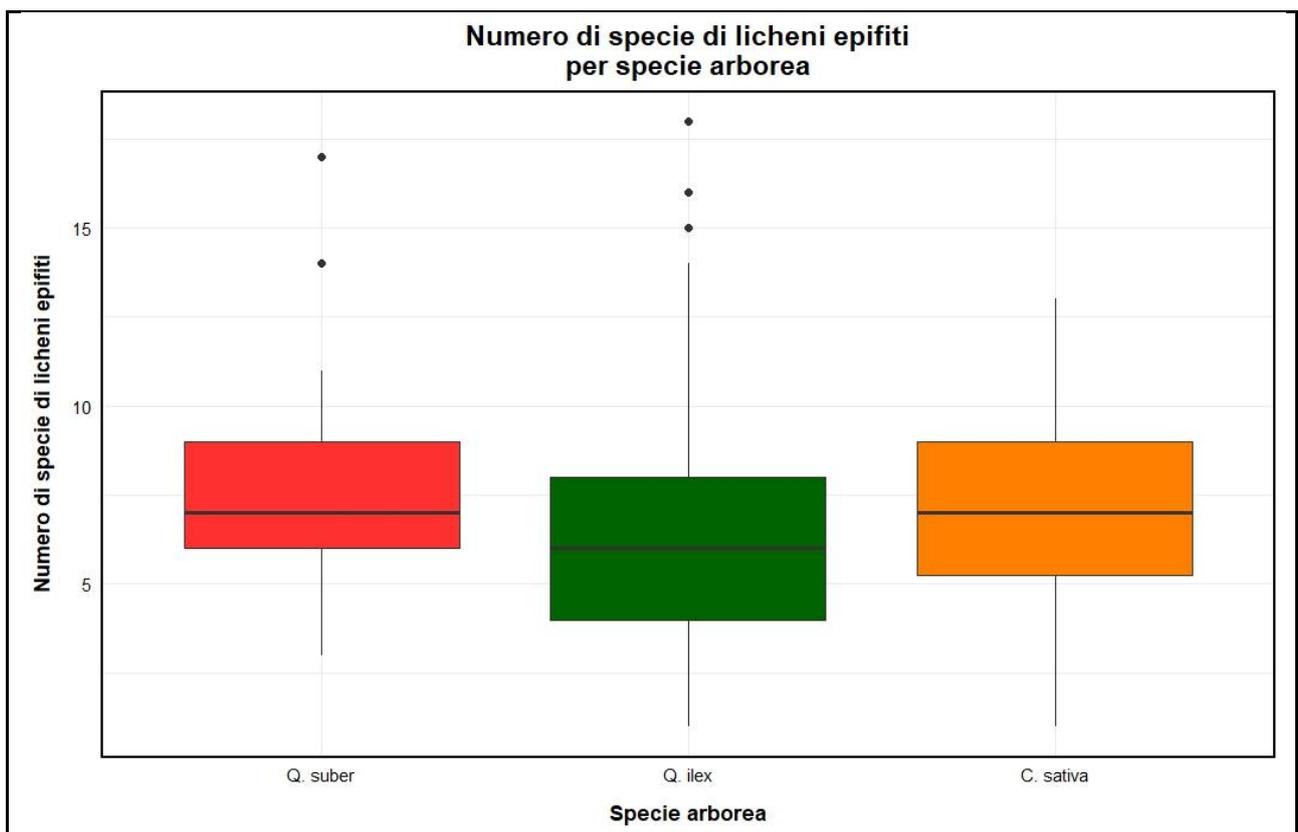


Fig. 4.3 Boxplot sul numero di specie di licheni epifiti identificate su ciascuna delle tre specie arboree campionate (*Q. suber*, *Q. ilex*, *C. sativa*)

Il numero di specie per ciascun plot varia da un minimo di due specie ad un massimo di 30 specie, con una media di 13 specie per plot, con il 33.3% dei plot con più di 13 specie (media) e con il 25% di plot con più di 16 specie (terzo quartile). I plot con il maggior numero di specie licheniche epifite si trovano nei boschi a *Q. ilex* di Montes, in Sardegna (30 specie); nei boschi di *Q. suber* di Litoral del Baix Empordà nei pressi di Palamos, in Spagna (22 specie); nei boschi di *Q. ilex* di Valensole, in Francia (22 specie). I plot in cui il numero medio

di specie è più alto sono i boschi di *Q. ilex* di Valensole, in Francia (17 specie) e i boschi a *Q. ilex* di Montes, in Sardegna (16 specie) (**fig. 4.4**).

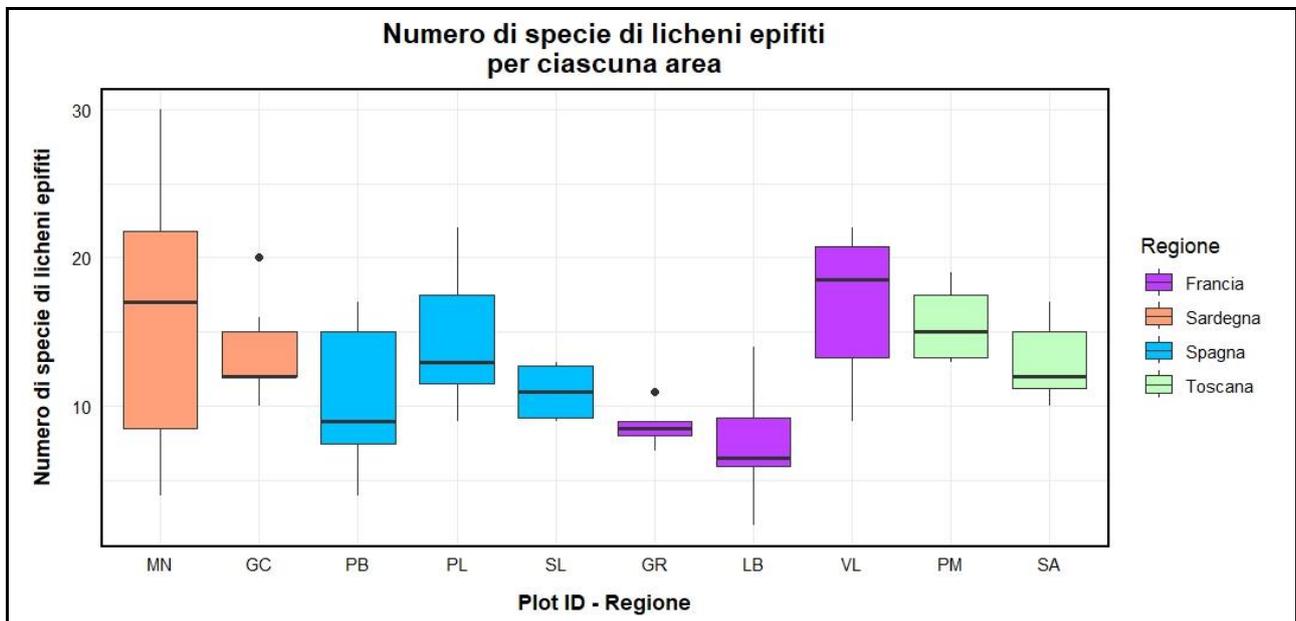


Fig. 4.4 Numero di specie di licheni epifiti identificate in ciascuna delle aree campionate. In ogni area sono stati campionati 6 plot quadrati 15x15 metri.

MN: boschi di *Q. ilex* del Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei - Su Sercone, foresta demaniale di Montes; GC: boschi di *Q. suber* della Catena del Marghine e del Goceano. PB: boschi di *Q. ilex* delle Muntanyes de Prades, nei pressi di Poblet; PL: boschi di *Q. suber* del Litoral del Baix Empordà, nei pressi di Palamos); SL: boschi di *C. sativa* nella zona di Alta Garrotxa - Massís de les Salines. GR: boschi di *Q. ilex* delle Prealpes de Grasse; LB: boschi di *Q. ilex* del Massif du Luberon; VL: boschi di *Q. ilex* di Valensole. PM: boschi di *C. sativa* del Prato magno; SA: boschi di *C. sativa* dei boschi di Sant'Antonio.

La maggior parte delle specie di licheni epifiti hanno una forma di crescita crostosa (69 specie), seguite dalle specie di fogliosi (39 specie), dai fruticosi (14 specie) e dai leprosi (10 specie). Le forme di crescita con meno specie identificate sono la forma di crescita subfruticosa (4 specie) e quella squamulosa (3 specie) (**Fig. 4.5**). Per quanto riguarda il colore del tallo, quelli più rappresentati sono il colore bianco (41 specie) e il colore grigio (40 specie), seguiti dal colore verde (35 specie), dai colori giallo e marrone (entrambi con 9 specie), dai talli di colore inapparente (3 specie) e infine dal colore nero (2 specie) (**Fig. 4.5**).

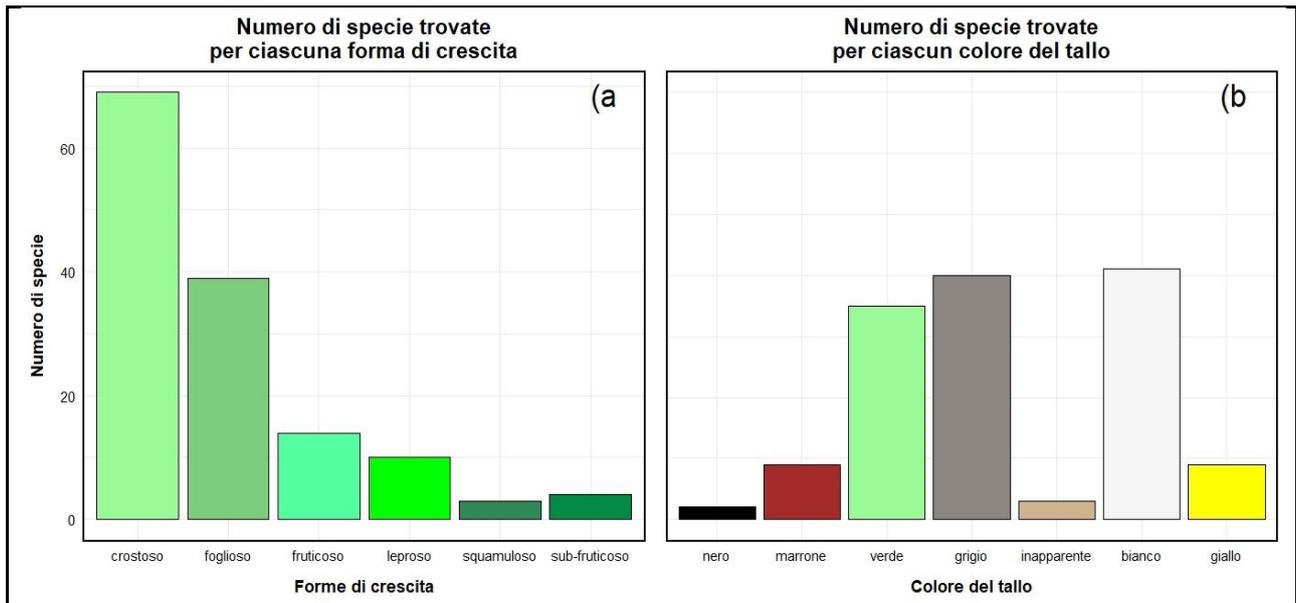


Fig. 4.5 Numero di specie di licheni epifiti per ciascuno dei due tratti funzionali presi in considerazione (forma di crescita della specie e colore del tallo).

- Numero di specie di licheni epifiti individuate per ciascuna delle forme di crescita prese in considerazione
- Numero di specie di licheni epifiti individuate per ciascuno dei colori del tallo presi in considerazione

4.2 Struttura arborea e modelli tree regression

Gli alberi su cui è stata campionata la flora lichenica epifita appartengono a tre specie: *Castanea sativa* (n = 54, di cui 36 campionati in Italia e 18 in Spagna); *Quercus ilex* (n = 88, di cui 52 campionati in Francia, 18 in Italia e 18 in Spagna); *Quercus suber* (n = 36, di cui 18 campionati in Italia e 18 in Spagna).

Il diametro degli alberi misurato DBH (*Diameter at Breast Height*, ovvero misurato a circa 1.30 metri di altezza dal suolo preso lato monte) risulta molto eterogeneo per castagneti e lecci italiani e omogeneo per tutte le specie arboree considerate in Spagna e in Francia. Le sughere, sia italiane che spagnole hanno un diametro omogeneo e piuttosto ristretto (< 0.3 metri).

L'altezza totale dell'albero (dal suolo al cimale) rimanda un andamento simile al diametro, con lecci e castagni italiani molto eterogenei nella struttura; le sughere sono omogenee a prescindere dalla nazione e i lecci francesi hanno per lo più altezze sotto i 10 metri e molto simili fra loro. Al contrario che per l'andamento dei diametri, i castagni spagnoli hanno altezze più eterogenee (Fig. 4.6).

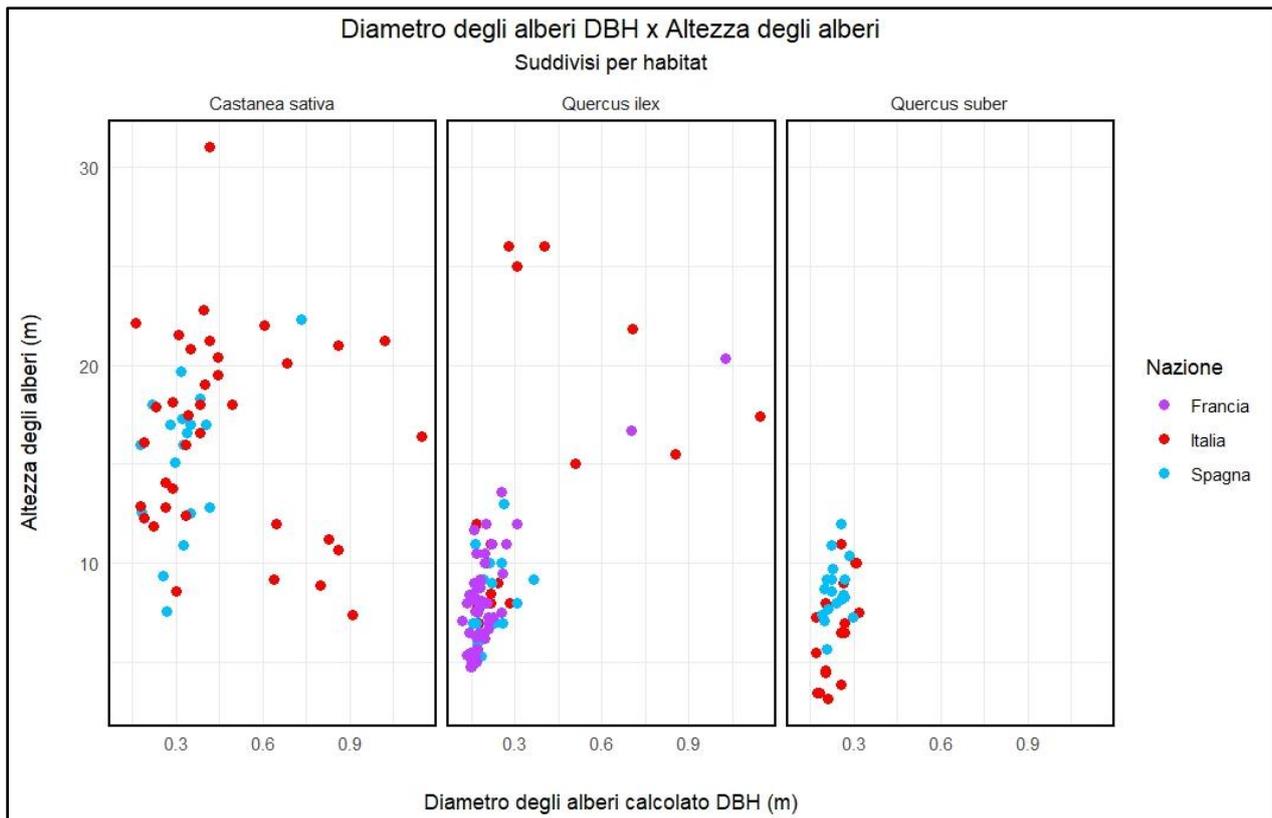


Fig. 4.6 Variazione del diametro degli alberi campionati misurato DBH (a circa 1.30 metri dal suolo) rispetto alla variazione dell'altezza (entrambi i parametri misurati in metri). Gli alberi campionati sono suddivisi a seconda della specie: *C. sativa* campionati in Italia (n = 36) e Spagna (n = 18) nel primo riquadro; *Q. ilex* campionati in Francia (n = 52), Italia (n = 18) e Spagna (n = 18) nel secondo riquadro; *Q. suber* campionati in Italia (n = 18) e Spagna (n = 18) terzo riquadro. La nazione è indicata dal colore dei punti

L'albero di regressione che è stato scelto sulla base dell'interpretazione ecologica e del valore di R-squared è stato stimato attraverso il modello seguente:

$$Shannon\ Index \sim habitat + diametro + altezza + LAI$$

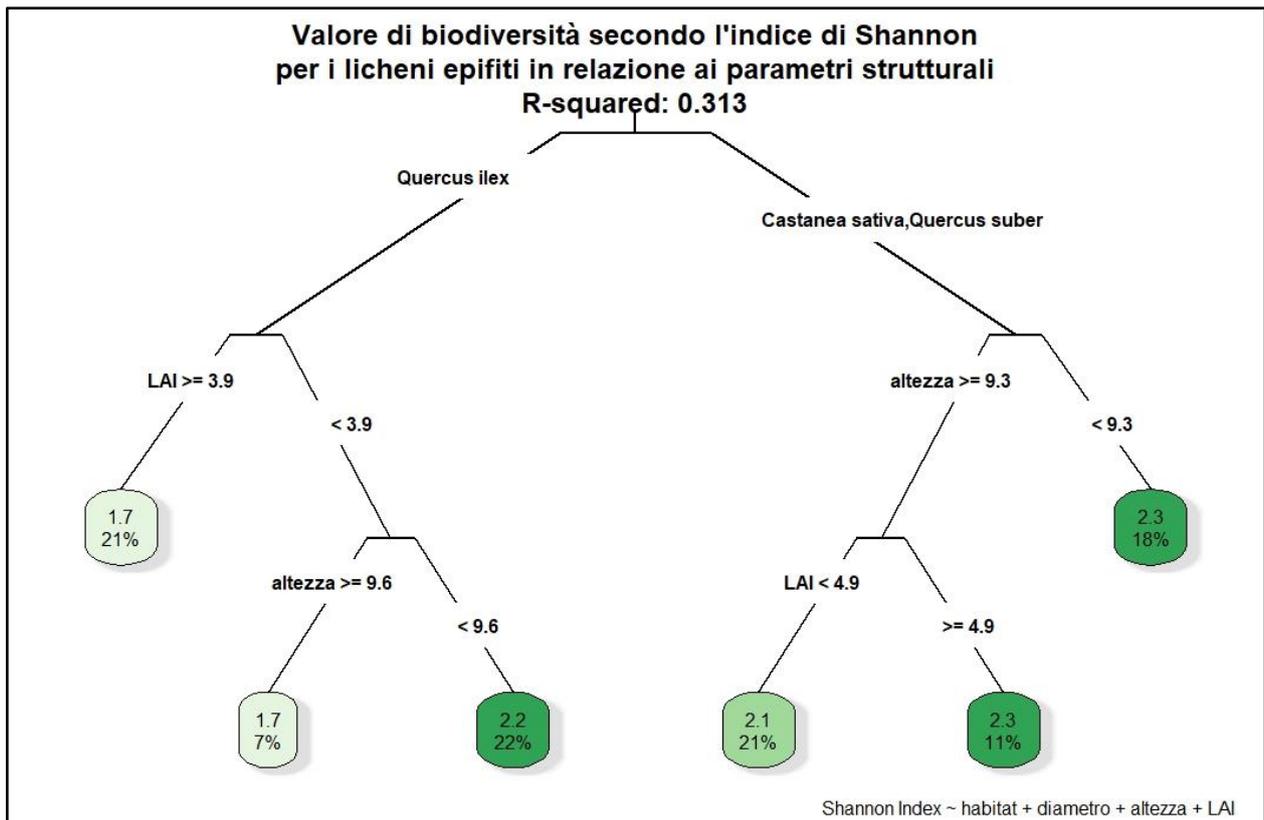


Fig. 4.7 Albero di regressione ottenuto tramite il modello: Shannon Index ~ habitat + diametro + altezza + LAI.

Ciascun riquadro (*leaf*) indica in alto il valore dell'indice di Shannon stimato per la combinazione di variabili utilizzate nel dendrogramma. Il numero in basso in ciascuna *leaf* è la percentuale di dati con le caratteristiche indicate dal dendrogramma.

I riquadri evidenziati in verde sono quelli con il valore di indice di Shannon stimati più elevato.

R-squared = 0.313

La root dell'albero di regressione (**Fig. 4.7**) si divide sulla base dell'habitat, separando la biodiversità lichenica epifita del *Q. ilex* da quella delle altre specie arboree campionate.

I valori di biodiversità lichenica epifita del leccio si dividono ulteriormente sulla base del valore del LAI e successivamente dell'altezza dell'albero, con il valore maggiore di indice di Shannon (= 2.2) legato ad alberi con un valore del LAI minore di 3.9 m² (quindi situazioni non eccessivamente ombreggiate) e un'altezza complessiva degli alberi inferiore a 9.6 metri.

La flora lichenica epifita che caratterizza sughera e castagno raggiunge valori alti di biodiversità in tutti i casi, con i valori massimi (= 2.3) che si verificano con altezze degli alberi minori di 9.3 m e con alberi di altezza maggiore di 9.3 m ma valori di LAI maggiori a 4.9 m².

Inoltre, il diametro non è risultato un parametro predittivi in nessun modello testato.

4.3 Analisi fourth corner

Il risultato dell'analisi *fourth corner* con il tratto funzionale "forma di crescita" (Fig. 4.8) mostra una forte associazione tra questo tratto funzionale e alcune delle variabili legate soprattutto al microclima.

La copertura di altri organismi epifiti (muschi e flora vascolare epifita) è risultato positivamente correlato con la distribuzione delle forme leprose, mentre è negativamente correlato con la distribuzione di forme sub-fruticose e squamulose (le cui specie si sono rivelate tra le più rare, Fig. 4.5). Lo *stemflow* risulta negativamente correlato con la distribuzione delle specie squamulose e direttamente correlato con la distribuzione delle specie leprose; risulta scarsamente correlato in negativo anche con la distribuzione delle specie fruticose. Il *throughfall* risulta essere negativamente correlato con la distribuzione delle specie sub-fruticose e positivamente correlato con la distribuzione delle specie leprose. L'RWC (e in parte l'area della chioma) sono gli unici parametri correlati (entrambi positivamente) con la distribuzione delle specie fogliose. Tra i parametri che influenzano il microclima il LAI è quello meno correlato con la forma di crescita, presentando solo una scarsa correlazione negativa con la distribuzione dei licheni fogliosi.

Tra i parametri ambientali legati alla struttura arborea quello maggiormente correlato con la forma di crescita è il diametro dell'albero, che risulta positivamente correlato alla distribuzione delle specie leprose e in maniera minore alla distribuzione delle specie sub-fruticose. L'altezza degli alberi non risulta correlata a nessuna forma di crescita. Inoltre i licheni crostosi non sembrano correlati a nessun parametro in particolare, né a scala strutturale né a scala microclimatica.

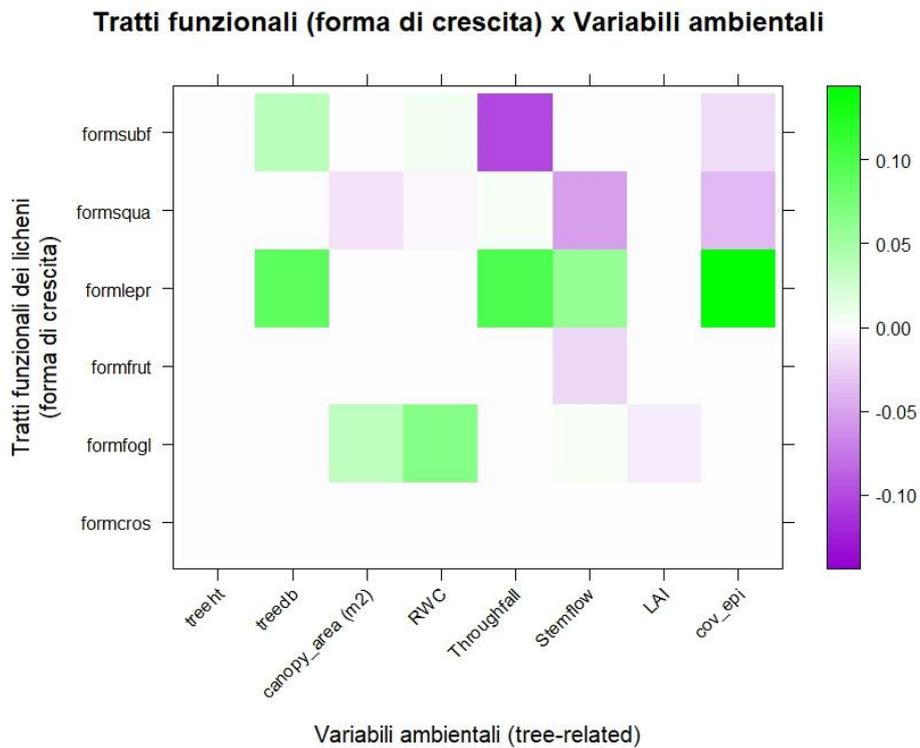


Fig. 4.8 Risultati dell'analisi *fourth corner* tra il tratto funzione "forma di crescita" e i parametri ambientali a scala microclimatica e di struttura arborea. Le variabili legate alla struttura arborea considerate sono l'altezza dell'albero (*treeht*), il diametro dell'albero misurato DBH (*treedb*), l'area occupata dalla chioma (*canopy_area*). Le variabili legate alla scala microclimatica considerate per quanto riguarda piovosità e luminosità sono il quantitativo relativo di acqua nella corteccia (*RWC*), la *throughfall*, lo *stemflow*, l'indice di area fogliare (*LAI*), la copertura di altri organismi epifitici (*cov_epi*).

Il colore delle celle corrisponde all'intensità dell'associazione tra tratto funzionale e parametro ambientale calcolata sulla base dei coefficienti dell'analisi. Il verde rappresenta associazioni tratto-parametro positivamente significative; il viola rappresenta associazioni tratto-parametro negativamente significative

Il risultato dell'analisi *fourth corner* con il tratto funzionale "colore del tallo" ha diverse correlazioni con vari parametri ambientali sia legati al microclima che alla struttura arborea (**Fig. 4.9**).

La copertura di altri organismi epifiti risulta correlata positivamente prevalentemente con la distribuzione dei licheni con tallo marrone, mentre è correlata negativamente con la distribuzione dei licheni con tallo nero (per lo più specie con cianobatteri come fotobionte). Il *LAI* risulta negativamente correlato con la distribuzione delle specie dal tallo giallo. Il risultato più significativo legato allo *stemflow* è la sua correlazione positiva con la distribuzione delle specie con il tallo inapparente. Il *throughfall* è fortemente correlato in positivo con le specie dal tallo verde, e negativamente correlato con la distribuzione delle

specie con il tallo bianco. Il RWC invece presenta basse correlazioni con quasi tutti i colori maggiormente legati a specie crostose (bianco, inapparente e grigio).

Tra i parametri di struttura arborea l'area della chioma mostra una forte correlazione in negativo con la distribuzione dei licheni di colore giallo. Il diametro degli alberi è fortemente correlato in positivo con i licheni di colore giallo.

Anche in questo caso l'altezza degli alberi non mostra correlazioni interessanti con nessuna delle caratteristiche del tratto funzionale considerato.

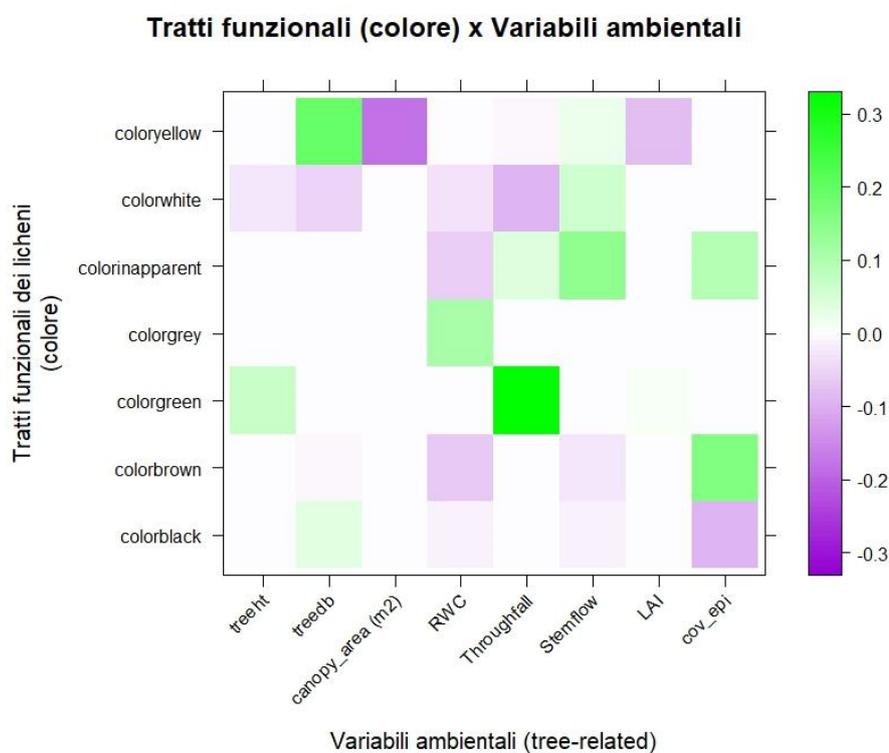


Fig. 4.9 Risultati dell'analisi *fourth corner* tra il tratto funzionale "colore del tallo" e i parametri ambientali a scala microclimatica e di struttura arborea. Le variabili legate alla struttura arborea considerate sono l'altezza dell'albero (*treeht*), il diametro dell'albero misurato DBH (*treehb*), l'area occupata dalla chioma (*canopy_area*). Le variabili legate alla scala microclimatica considerate per quanto riguarda piovosità e luminosità sono il quantitativo relativo di acqua nella corteccia (*RWC*), la *throughfall*, lo *stemflow*, l'indice di area fogliare (*LAI*), la copertura di altri organismi epifitici (*cov_epi*).

Il colore delle celle corrisponde all'intensità dell'associazione tra tratto funzionale e parametro ambientale calcolata sulla base dei coefficienti dell'analisi. Il verde rappresenta associazioni tratto-parametro positivamente significative; il viola rappresenta associazioni tratto-parametro negativamente significative.

5. DISCUSSIONE

La definizione impiegata a livello europeo di SFM (*Sustainable Forest Management*) tramite la Conferenza di Helsinki del 1993 e tramite il comma 32 del *Sustainable Finance Taxonomy regulation* (EU 2020/852) del 2020 sono entrambe definizioni dagli obiettivi ampi e vaghi. In entrambe le definizioni la biodiversità ha un ruolo centrale, in quanto risorsa da salvaguardare sia per motivi scientifico-culturali, che per motivi legati ai servizi ecosistemici supportati direttamente o indirettamente dalla biodiversità (Azzurro et al., 2019; Blondel, 2006; Etard et al., 2022; FAO, 2013; Gamfeldt et al., 2008; Oliver et al., 2015). Questo ruolo centrale della biodiversità giustifica non solo gli sforzi di conservazione, ma anche quelli legati alla selezione e quantificazione di parametri associati alla biodiversità da monitorare costantemente, implementandone metodiche di analisi e dati a vari livelli.

Ad oggi la biodiversità è uno dei criteri fondamentali per valutare lo stato di sostenibilità della gestione forestale e di salvaguardia dei boschi (*State of Europe's Forests 2020* - Köhl et al., 2020), ma ancora sono incerte le modalità con cui questa valutazione deve essere svolta (Burrascano et al., 2023; Gao et al., 2015; Paillet et al., 2010; Zeller et al., 2022), soprattutto a livello mediterraneo (Burrascano et al., 2018, 2023; Tinya et al., 2023). Sono scarsi i dati riconducibili effettivamente al legame tra biodiversità complessiva, diversità di singoli *taxa* e strategie di gestione e conservazione dei boschi mediterranei. Spesso vengono utilizzati indici di facile utilizzo ma testati limitatamente ad alcune tipologie forestali, es. foreste temperate centro-europee o ad alcuni gruppi tassonomici più studiati, es. piante vascolari o uccelli (Burrascano et al., 2023; Tinya et al., 2023). Di conseguenza, per le foreste mediterranee e i gruppi meno frequentemente studiati mancano dati per una chiara lettura sulle condizioni di biodiversità (Burrascano et al., 2018, 2023; *Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management*, 2002; Santopuoli et al., 2021; Trumbore et al., 2015; Zeller et al., 2022).

In questo contesto, i licheni epifiti si rivelano un gruppo tassonomico potenzialmente utile per la comprensione dello stato di conservazione degli ecosistemi boschivi, ma anche in questo caso i dati sulla biodiversità mediterranea non sono sufficienti.

La flora lichenica epifita è stata già analizzata in funzione di parametri di struttura forestale (es. altezza degli alberi, diametro a petto d'uomo o DBH, area basimetrica) usualmente rilevati con finalità di stime produttive.

Questa tesi ha analizzato alcuni parametri strutturali più strettamente collegati alle condizioni ecologiche delle comunità epifite con approfondimenti sulle caratteristiche funzionali delle specie licheniche, rivelando la loro importanza indipendentemente dall'habitat analizzato, i.e. boschi di *Q. ilex* e *Q. suber* e *C. sativa*. Le analisi a scala microclimatica hanno rivelato la complessità di interazioni tra comunità lichenica e ambiente forestale, spesso mediate dai tratti funzionali.

5.1 La ricchezza lichenica epifita nelle foreste mediterranee dipende da habitat e parametri strutturali degli alberi

Le analisi effettuate tramite alberi di regressione hanno messo in evidenza sin da subito come le flore licheniche considerate differiscano notevolmente nei diversi habitat considerati.

La prima dicotomia è proprio basata sull'habitat, con l'habitat forestale a dominanza di *Q. ilex* che si separa dagli altri due habitat considerati.

I boschi di leccio si sono dimostrati come più eterogenei per la struttura (**Fig. 4.6**), infatti i valori di altezza e diametro degli alberi di *Q. ilex* campionati in Spagna e Francia si distribuiscono vicino all'origine degli assi (valori bassi sia di altezza che di diametro), mentre la distribuzione dei *Q. ilex* italiani è molto più eterogenea. La differenza è confermata dai t-test (preceduti da test di Fisher) effettuati sulla media di questi parametri strutturali, che risultano statisticamente differenti (p-value = 0.01415 per la media dei diametri e p-value = 0.002177 per la media delle altezze).

Infatti nel caso degli habitat di leccio la struttura degli alberi è fondamentale nel definire il livello di biodiversità intra-plot (**Fig. 4.7**, ramo del grafico inerente al *Quercus ilex*). La flora lichenica epifita di questo habitat preferisce alberi con una superficie fogliare (LAI) non eccessivamente estesa, ma solo su alberi con un'altezza minore di circa 10 metri. Questo

dato ci dice che non sempre la biodiversità di un *taxon* (in questo caso quello dei licheni) dipende da strutture arboree considerate tipiche di foreste più vetuste (come alberi in media molto alti e con un diametro elevato).

In ambienti forestali mediterranei un elevato grado di vetustà del bosco potrebbe essere legato ad un avanzare della successione ecologica anche a livello epifitico, dunque con una prevalenza dei muschi piuttosto che dei licheni. Questo risultato sarebbe in accordo con i dati che vedono i clorolicheni (il gruppo preponderante negli ambienti mediterranei) essere i più abbondanti negli ambienti maggiormente aridi, come quello mediterraneo, a discapito delle briofite (maggiormente adatte ad ambienti più umidi) (Sillett & Antoine, 2004).

Con il cambiare della struttura del bosco cambiano anche i parametri microclimatici, boschi più vetusti potrebbero essere più umidi e quindi favorire la componente briologica (Ma et al., 2024).

Al contrario gli habitat a dominanza di *Castanea sativa* e di *Quercus suber*, nonostante la differente ecologia e fisiologia delle due specie (una caducifoglia e una sempreverde) vengono considerate insieme dal modello stimato.

Tutto questo indica come la biodiversità dei licheni epifiti sia legata ai parametri di chioma come il LAI. Questo concorda con la biologia dei licheni, che è molto legata a parametri microclimatici, a loro volta molto influenzati dalla struttura della chioma degli alberi (De Frenne et al., 2021; Di Nuzzo et al., 2022; Haesen et al., 2021). I parametri strutturali della chioma degli alberi sono anche i parametri più importanti per quanto riguarda l'interazione licheni-precipitazioni, in quanto è la chioma dell'albero che interagisce per prima con le precipitazioni, modulando i valori di *stemflow*, *throughfall* e i nutrienti/microbi trasferiti dalla fillosfera verso la comunità epifitica (Fleischbein et al., 2005; Nash, 2008; Sadeghi et al., 2020; Valente et al., 1997; Van Stan II et al., 2020).

La conclusione a cui si arriva è che la biodiversità lichenica sia legata a parametri strutturali differenti a seconda dell'habitat analizzato e che alcuni di questi parametri, come il LAI, sarebbero più importanti nel predire la biodiversità di questo *taxon* rispetto ad altri parametri maggiormente utilizzati in ambito forestale (come il diametro degli alberi). La differenza nella strategia forestale nazionale e forse i fenomeni e i *trend* climatici a cui è

maggiormente sottoposto il mediterraneo potrebbero influenzare molto la biodiversità dei licheni epifiti.

Tutto questo indica la difficoltà nell'utilizzare indici eccessivamente semplificati per la previsione della biodiversità lichenica epifita.

5.2 La distribuzione dei tratti funzionali dei licheni epifiti nelle foreste mediterranee dipende dalle condizioni microclimatiche legate al regime idrologico

I risultati delle *fourth corner* (Fig. 4.8-4.9) mostrano come alcuni parametri si siano rivelati poco importanti per la diversità funzionale lichenica. Ad esempio il LAI (*Leaf Area Index*) e l'altezza dell'albero sono praticamente trascurabili per prevedere sia la distribuzione dei licheni secondo la loro forma di crescita che secondo il colore. Questi sono entrambi parametri strutturali importanti a livello forestale, in quanto le altezze degli alberi sono legate alla dominanza in un bosco (ovvero quali e quanti alberi arrivano alla luce diretta a discapito degli altri) mentre il LAI è un parametro legato alla chioma e alla quantità di luce che penetra all'interno del bosco. Questo è in accordo con la biologia dei licheni, soprattutto di quelli mediterranei, più adattati ad una luminosità eterogenea e maggiormente influenzati dalle risorse idriche (Sillett & Antoine, 2004). Infatti i parametri legati alla componente idrica, come *stemflow*, *throughfall* e *Relative Water Content* (RWC) si sono rivelati maggiormente legati alla diversità funzionale dei licheni (Fig. 4.8). In generale la flora lichenica epifita campionata ha mostrato una risposta eterogenea a questi parametri microclimatici.

Questa disparità di risposta ai parametri microclimatici rispetto a quelli strutturali, unita ai risultati degli alberi di regressione, indica come i parametri strutturali siano legati alla biodiversità in generale, ma i singoli tratti funzionali siano maggiormente influenzati dalla componente microclimatica.

Già questo risultato dimostra come la flora lichenica epifitica in ambiente mediterraneo abbia comportamenti diversi da quella di altri biomi (Hurtado et al., 2020; Merinero et al., 2015).

La struttura dei singoli alberi in ambiente Mediterraneo è quindi poco legata alla diversità funzionale e più legata alla diversità totale (intesa come indice di Shannon o numero grezzo di specie presenti). Dunque la presenza di alcune morfologie indicatrici (es. i licheni fruticosi) sembra essere legata più alle condizioni microclimatiche mentre il valore assoluto di biodiversità di questo *taxon* è più legato alla struttura arborea. Basse o alte diversità funzionali non sono necessariamente indice di scarsa eterogeneità strutturale nei boschi, in quanto sembrerebbero di per sé poco legati a questa eterogeneità dal punto di vista della dominanza e della superficie occupata dalla volta arborea.

Una delle morfologie di licheni che ha mostrato un comportamento insolito è quella dei sub-fruticosi. Solitamente il *throughfall* si considera particolarmente legato alla distribuzione delle forme di crescita fruticose, simili per struttura alle sub-fruticose, solitamente più avvantaggiate dall'umidità atmosferica che dall'acqua liquida (Čabrajić, 2009; Di Nuzzo et al., 2022; Gauslaa, 2014; Nash, 2008). Il *throughfall* dovrebbe essere legato all'umidità atmosferica, in quanto l'acqua che non raggiunge la zona tra corteccia e strato lichenico e muscinale (sotto forma di *stemflow*) impregna il terreno e successivamente evapora. In altri lavori che utilizzano l'analisi *fourth corner* in maniera simile a quanto fatto per la presente tesi non viene considerata la forma di crescita sub-fruticosa, le cui specie sono di solito accorpate alla forma fogliosa (Canali et al., 2024; Di Nuzzo et al., 2022). Tenendo conto delle differenze di questa forma di crescita, la *fourth corner* dimostra come i licheni sub-fruticosi rispondano in maniera differente rispetto alla forma fogliosa. I risultati ottenuti suggeriscono la necessità di ulteriori analisi sui legami tra le specie sub-fruticose e i parametri ecologici e microclimatici che ne influenzano la distribuzione, volti a confermare la strategia di queste specie: una fisiologia meno legata a livelli elevati di umidità atmosferica dati dal *throughfall*.

Solitamente, lungo un gradiente decrescente di umidità atmosferica, l'abbondanza degli organismi epifiti segue la sequenza briofite – cianolicheni – clorolicheni (licheni con alghe

verdi come fotobionte principale od esclusivo). Quindi le briofite sono il gruppo più abbondante in contesti molto umidi mentre i clorolicheni sono il gruppo più abbondante nei contesti più secchi, come quello mediterraneo (Sillett & Antoine, 2004). Se il “gruppo” dei licheni sub-fruticosi fosse confermato da ulteriori studi come svantaggiato da una maggiore umidità atmosferica, o comunque maggiormente competitivo in condizioni di aridità, potrebbe essere un gruppo ideale come bioindicatore dell’intensità di gestione di ambienti aridi come quelli mediterranei. In effetti, altre specie sono fortemente influenzate dalla condizioni di aridità, e in quanto tali non hanno sostanziale valore di specie indicatrici di specifiche caratteristiche strutturali delle foreste mediterranee. Al contrario, le specie sub-fruticose rispondono alle caratteristiche strutturali, pur essendo adattate alle condizioni microclimatiche aride di un bosco mediterraneo. Questo risulta importante anche in un’ottica di cambiamento climatico, in cui le precipitazioni diminuiscono per numero di eventi e anche l’umidità atmosferica va incontro ad alterazioni che influenzano enormemente la biodiversità lichenica (Di Nuzzo et al., 2021, 2022).

Un altro parametro che è risultato particolarmente esplicativo è la copertura di altre specie epifite (soprattutto briofite). Ma et al. (2024) affermano che i meccanismi alla base della formazione delle comunità epifite non vascolari siano in gran parte veicolati dalle caratteristiche ambientali e solo in minima parte dalla competizione. Ma gli studi a riguardo sono pochi e spesso datati (During & van Tooren, 1990; John & Dale, 1995; Oksanen, 1984). È dimostrato però che la competizione tra licheni e briofite esiste, infatti molti licheni accumulano e secernono sostanze che inibiscono la germinazione delle spore o la crescita del gametofito dei muschi, inoltre esistono varie specie di licheni che crescono preferenzialmente o occasionalmente sui talli delle briofite (Sillett & Antoine, 2004). È importante esplorare ulteriormente il tema perché la biodiversità dei licheni epifiti viene utilizzata come indice di qualità ambientale e gestione forestale sostenibile, ma se un’alta biodiversità di questo *taxon* è provato essere effettivamente legata ad ambienti forestali vetusti e gestiti in maniera *close-to-nature*, una bassa biodiversità lichenica potrebbe essere legata ad elevati livelli di competizione. In questo caso risulterebbe essenziale un approccio multi-tassonomico che prenda in considerazione dati simultanei di tutta la comunità epifita

(almeno di quella fotosintetica peciloidrica, i cui organismi competono per le stesse risorse). Se si rivelasse vera l'ipotesi che la comunità epifita è molto più influenzata dalla competizione intraspecifica e intra-taxon piuttosto che dai parametri microclimatici, sarebbe necessario rivalutare gli attuali indici basati unicamente sulla flora lichenica.

6. CONCLUSIONI

I risultati dello studio mostrano principalmente come la biodiversità della flora lichenica epifita sia legata soprattutto alla struttura della chioma degli alberi, ma che le varie specie rispondono in maniera eterogenea a questa componente. Le specie di licheni che si trovano su *Quercus* spp. sono influenzate soprattutto dai parametri di piovosità a scala fine (*stemflow* e *throughfall*).

Inoltre, si è dimostrato interessante il gruppo di licheni sub-fruticosi, spesso accorpati ai fogliosi in altri studi. Ulteriori ricerche potrebbero confermare una strategia funzionale differente tra licheni sub-fruticosi e gli altri gruppi, con i primi più adatti ad ambienti aridi e quindi avvantaggiati in un contesto di cambiamento climatico nell'area mediterranea.

Lo studio mette in evidenza la necessità di considerare la comunità epifita nella sua interezza, applicando un approccio multi-tassonomico che prenda in considerazione almeno licheni e briofite. Infatti, dati sulle interazioni di questi *taxa* mancano tuttora e potrebbero rivelarsi utili nel valutare lo stato di conservazione dei boschi.

Infine, i dati raccolti durante il campionamento di questa tesi contribuiscono a diminuire il gap informativo relativo alla biodiversità lichenica epifita negli habitat mediterranei e si prospetta, con ulteriori studi, di investigare riguardo le relazioni che intercorrono tra questo *taxon*, la struttura forestale e altri gruppi tassonomici presenti nell'area mediterranea.

BIBLIOGRAFIA

Abatzoglou, J. T., Dobrowski, S. Z., Hegewisch, K. C., & Parks, S. A. (2018). *TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015* [Dataset]. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191>

- Alananbeh, K. M., Othman, Y. A., Tahat, M. M., Al-Dakil, H., Yahya, A. A., Ayasrah, B., Al-Share, T., Alkhatatbeh, S., Al-Zoubi, R., Alnaanah, M., Malkawy, S., & Alananbeh, M. B. (2023). Forest Health Assessment in Four Jordanian Reserves Located in Semi-Arid Environments. *Forests*, 14(5), Articolo 5. <https://doi.org/10.3390/f14050918>
- Anderson, J., Lévesque, N., Caron, F., Beckett, P., & Spiers, G. A. (2022). A review on the use of lichens as a biomonitoring tool for environmental radioactivity. *Journal of Environmental Radioactivity*, 243, 106797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106797>
- Angiolini, C., Foggi, B., Sarmati, S., Gabellini, A., Gennai, M., Castagnini, P., Mugnai, M., Viciani, D., Fanfarillo, E., & Maccherini, S. (2021). Assessing the conservation status of EU forest habitats: The case of *Quercus suber* woodlands. *Forest Ecology and Management*, 496, 119432. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119432>
- Armstrong, R. (2019). The Lichen Symbiosis: Lichen «Extremophiles» and Survival on Mars. *Journal of Astrobiology and Space Science Reviews*, 1, 378–399.
- Arrigoni, P. V., Di Tommaso, P. L., & Mele, A. (1990). Caratteri fisionomici e fitosociologici delle leccete delle montagne calcaree della Sardegna centro-orientale. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, 27, 205–219.
- Assorgia, A., Biondi, P. P., & Morisi, A. (1968). Aspetti geomorfologici sul Supramonte di Urzulei (Nuoro, Sardegna centro-orientale). *Rass. Spel. It.*, 25(1–4), 139–167.
- Azzurro, E., Sbragaglia, V., Cerri, J., Bariche, M., Bolognini, L., Ben Souissi, J., Busoni, G., Coco, S., Chryssanthi, A., Fanelli, E., Ghanem, R., Garrabou, J., Gianni, F., Grati, F., Kolutari, J., Letterio, G., Lipej, L., Mazzoldi, C., Milone, N., ... Moschella, P. (2019). Climate change, biological invasions, and the shifting distribution of Mediterranean fishes: A large-scale survey based on local ecological knowledge. *Global Change Biology*, 25(8), 2779–2792. <https://doi.org/10.1111/gcb.14670>
- Balansa, J., Espurt, N., Hippolyte, J.-C., Philip, J., & Caritg, S. (2022). Structural evolution of the superimposed Provençal and Subalpine fold-thrust belts (SE France). *Earth-Science Reviews*, 227, 103972. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103972>
- Baruffo, L., Tretiach, M., L, Z., & C, L. (2001). *Sostanze licheniche: Come riconoscerle e perché*. <https://hdl.handle.net/11368/2282451>

- Bates, S. T., Cropsey, G. W. G., Caporaso, J. G., Knight, R., & Fierer, N. (2011). Bacterial Communities Associated with the Lichen Symbiosis. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(4), 1309–1314. <https://doi.org/10.1128/AEM.02257-10>
- Belinchón, R., Harrison, P. J., Mair, L., Várkonyi, G., & Snäll, T. (2017). Local epiphyte establishment and future metapopulation dynamics in landscapes with different spatiotemporal properties. *Ecology*, 98(3), 741–750. <https://doi.org/10.1002/ecy.1686>
- Benítez, Á., Aragón, G., & Prieto, M. (2019). Lichen diversity on tree trunks in tropical dry forests is highly influenced by host tree traits. *Biodiversity and Conservation*, 28(11), 2909–2929. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01805-9>
- Blondel, J. (2006). The ‘Design’ of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human Ecology*, 34(5), 713–729. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>
- Boogaard, H., Schubert, J., De Wit, A., Lazebnik, J., Hutjes, R., & Van der Grijn, G. (2020). *Agrometeorological indicators from 1979 to present derived from reanalysis. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS)*. <https://doi.org/10.24381/cds.6c68c9bb>
- Bowler, D. E., Haase, P., Kröncke, I., Tackenberg, O., Bauer, H. G., Brendel, C., Brooker, R. W., Gerisch, M., Henle, K., Hickler, T., Hof, C., Klotz, S., Kühn, I., Matesanz, S., O’Hara, R., Russell, D., Schweiger, O., Valladares, F., Welk, E., ... Böhning-Gaese, K. (2015). A cross-taxon analysis of the impact of climate change on abundance trends in central Europe. *Biological Conservation*, 187, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.034>
- Brown, A. M., Warton, D. I., Andrew, N. R., Binns, M., Cassis, G., & Gibb, H. (2014). The fourth-corner solution – using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(4), 344–352. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12163>
- Brunialti, G., Frati, L., Calderisi, M., Giorgolo, F., Bagella, S., Bertini, G., Chianucci, F., Fratini, R., Gottardini, E., & Cutini, A. (2020). Epiphytic lichen diversity and sustainable forest management criteria and indicators: A multivariate and modelling

- approach in coppice forests of Italy. *Ecological Indicators*, 115, 106358. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106358>
- Brunialti, G., Frati, L., Cristofolini, F., Chiarucci, A., Giordani, P., Loppi, S., Benesperi, R., Cristofori, A., Critelli, P., Di Capua, E., Genovesi, V., Gottardini, E., Innocenti, G., Munzi, S., Paoli, L., Pisani, T., Ravera, S., & Ferretti, M. (2012). Can we compare lichen diversity data? A test with skilled teams. *Ecological Indicators*, 23, 509–516. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.007>
- Buckley, P. (2020). Coppice restoration and conservation: A European perspective. *Journal of Forest Research*, 25(3), 125–133. <https://doi.org/10.1080/13416979.2020.1763554>
- Burrascano, S., Chianucci, F., Trentanovi, G., Kepfer-Rojas, S., Sitzia, T., Tinya, F., Doerfler, I., Paillet, Y., Nagel, T. A., Mitic, B., Morillas, L., Munzi, S., Van der Sluis, T., Alterio, E., Balducci, L., de Andrade, R. B., Bouget, C., Giordani, P., Lachat, T., ... Ódor, P. (2023). Where are we now with European forest multi-taxon biodiversity and where can we head to? *Biological Conservation*, 284, 110176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110176>
- Burrascano, S., de Andrade, R. B., Paillet, Y., Ódor, P., Antonini, G., Bouget, C., Campagnaro, T., Gosselin, F., Janssen, P., Persiani, A. M., Nascimbene, J., Sabatini, F. M., Sitzia, T., & Blasi, C. (2018). Congruence across taxa and spatial scales: Are we asking too much of species data? *Global Ecology and Biogeography*, 27(8), 980–990. <https://doi.org/10.1111/geb.12766>
- Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S., Bravo-Oviedo, A., Campagnaro, T., Campanaro, A., Chianucci, F., De Smedt, P., García-Mijangos, I., Matošević, D., Sitzia, T., Aszalós, R., Brazaitis, G., Cutini, A., D'Andrea, E., Doerfler, I., ... Ódor, P. (2021). Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in European forests. *Ecological Indicators*, 132, 108266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108266>
- Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S., Campagnaro, T., Campanaro, A., Chianucci, F., De Smedt, P., García-Mijangos, I., Matosevic, D., Sitzia, T., Doerfler, I., Hofmeister, J., Kepfer-Rojas, S., Löhmus, A.,

- Munzi, S., Runnel, K., ... Odor, P. (2022). *Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in european forests* (First). PM edizioni di Marco Petrini.
- Čabrajić, A. J. (2009). Modeling lichen performance in relation to climate—Scaling from thalli to landscape [Doctoral dissertation, Umeå University Sweden]. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:216855/FULLTEXT01.pdf>
- Calinger, K. M., Queenborough, S., & Curtis, P. S. (2013). Herbarium specimens reveal the footprint of climate change on flowering trends across north-central North America. *Ecology Letters*, 16(8), 1037–1044. <https://doi.org/10.1111/ele.12135>
- Canali, G., Di Nuzzo, L., Benesperi, R., Nascimbene, J., & Giordani, P. (2024). Functional traits of non-vascular epiphytes influence fine scale thermal heterogeneity under contrasting microclimates: Insights from sub-Mediterranean forests. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 205(1), 75–83. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boad063>
- Canu, S., Rosati, L., Fiori, M., Motroni, A., Filigheddu, R., & Farris, E. (2015). Bioclimate map of Sardinia (Italy). *Journal of Maps*, 11(5), 711–718. <https://doi.org/10.1080/17445647.2014.988187>
- Cera, A., Mendes, J., Cortada, À., & Gómez-Bolea, A. (2022). Cover of Ramalina species as an indicator of habitat quality in threatened coastal woodlands. *The Bryologist*, 125(3), 426–434. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-125.3.424>
- Cernava, T., Erlacher, A., Aschenbrenner, I. A., Krug, L., Lassek, C., Riedel, K., Grube, M., & Berg, G. (2017). Deciphering functional diversification within the lichen microbiota by meta-omics. *Microbiome*, 5(1), 82. <https://doi.org/10.1186/s40168-017-0303-5>
- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333(6045), 1024–1026. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klings, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., ... Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change: Importance, drivers

and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11), 2279–2297.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15569>

Deshpande, A. G., Jones, M. R., van Dijk, N., Mullinger, N. J., Harvey, D., Nicoll, R., Toteva, G., Weerakoon, G., Nissanka, S., Weerakoon, B., Grenier, M., Iwanicka, A., Duarte, F., Stephens, A., Ellis, C. J., Vieno, M., Drewer, J., Wolseley, P. A., Nanayakkara, S., ... Sutton, M. A. (2024). Estimation of ammonia deposition to forest ecosystems in Scotland and Sri Lanka using wind-controlled NH₃ enhancement experiments. *Atmospheric Environment*, 320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120325>

Di Nuzzo, L., Benesperi, R., Nascimbene, J., Papini, A., Malaspina, P., Incerti, G., & Giordani, P. (2022). Little time left. Microrefuges may fail in mitigating the effects of climate change on epiphytic lichens. *Science of The Total Environment*, 825, 153943. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153943>

Di Nuzzo, L., Vallese, C., Benesperi, R., Giordani, P., Chiarucci, A., Di Cecco, V., Di Martino, L., Di Musciano, M., Gheza, G., Lelli, C., Spitale, D., & Nascimbene, J. (2021). Contrasting multitaxon responses to climate change in Mediterranean mountains. *Scientific Reports*, 11(1), Articolo 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83866-x>

Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche, 92/43/CEE (1992). <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:IT:PDF>

Direttiva «Habitat», 92/43/CEE (1992). <https://www.mase.gov.it/pagina/direttiva-habitat>

Dunlop, S. (2008a). A Dictionary of Weather. In *A Dictionary of Weather*. Oxford University Press.

Dunlop, S. (2008b). Macroclimate. In *A Dictionary of Weather*. Oxford University Press. <https://www.oxfordreference.com/display/10.1093/acref/9780199541447.001.0001/acref-9780199541447-e-2900>

- Dunlop, S. (2008c). Microclimate. In *A Dictionary of Weather*. Oxford University Press. <https://www.oxfordreference.com/display/10.1093/acref/9780199541447.001.0001/acref-9780199541447-e-2972>
- During, H. J., & van Tooren, B. F. (1990). Bryophyte interactions with other plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 104(1–3), 79–98. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1990.tb02212.x>
- Dutheil, P., Paatero, J., Rodushkin, I., Sundström, T., Leppänen, A.-P., & Salminen-Paatero, S. (2023). ¹³⁷Cs and isotopic ratios of Pu and U in lichens and mosses from Russian Arctic areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(31), 76769–76783. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27795-4>
- Dymytrova, L., Stofer, S., Ginzler, C., Breiner, F. T., & Scheidegger, C. (2016). Forest-structure data improve distribution models of threatened habitat specialists: Implications for conservation of epiphytic lichens in forest landscapes. *Biological Conservation*, 196, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.030>
- Ellis, C. J. (2012). Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(2), 131–152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001>
- Ellis, C. J., Asplund, J., Benesperi, R., Branquinho, C., Di Nuzzo, L., Hurtado, P., Martínez, I., Matos, P., Nascimbene, J., Pinho, P., Prieto, M., Rocha, B., Rodríguez-Arribas, C., Thüs, H., & Giordani, P. (2021). Functional Traits in Lichen Ecology: A Review of Challenge and Opportunity. *Microorganisms*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/microorganisms9040766>
- Eriksson, G., Carolina, M., Lumaret, R., & Gil, L. (2017). *Genetic conservation and management of Quercus suber*. Technical Bulletin. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), Bioversity International, Rome, Italy. 43 p.
- Escandel, V., Vilaseca, A., & Soronellas, M. (1996). Passeig geològic per les muntanyes de Prades. *Reboll: butlletí del Centre d'Història Natural de la Conca de Barberà*, 11, 5–14.

- Esseen, P.-A., & Ekström, M. (2023). Influence of canopy structure and light on the three-dimensional distribution of the iconic lichen *Usnea longissima*. *Forest Ecology and Management*, 529, 120667. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120667>
- Esseen, P.-A., Rytterstam, J., Atrena, A., & Jonsson, B. G. (2023). Long-term dynamics of the iconic old-forest lichen *Usnea longissima* in a protected landscape. *Forest Ecology and Management*, 546, 121369. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121369>
- Etard, A., Pigot, A. L., & Newbold, T. (2022). Intensive human land uses negatively affect vertebrate functional diversity. *Ecology Letters*, 25(2), 330–343. <https://doi.org/10.1111/ele.13926>
- EUNIS -Factsheet for *Castanea sativa* woods. (2019). Recuperato 12 febbraio 2024, da <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10210>
- EUNIS -Factsheet for *Quercus ilex* and *Quercus rotundifolia* forests. (2019). Recuperato 20 febbraio 2023, da <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10222>
- EUNIS -Factsheet for *Quercus suber* forests. (2019). Recuperato 20 febbraio 2023, da <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10221>
- FAO - State of Mediterranean Forests 2013. <https://www.fao.org/4/i3226e/i3226e.pdf>
- Federico, S., Casella, L., Bellecci, C., & Colacino, M. (2004). The precipitation field over Calabria: Large-scale correlations. *Il Nuovo Cimento C*, 26(5), 553–567. <https://doi.org/10.1393/ncc/i2003-10006-8>
- Felipe-Lucia, M. R., Soliveres, S., Penone, C., Fischer, M., Ammer, C., Boch, S., Boeddinghaus, R. S., Bonkowski, M., Buscot, F., Fiore-Donno, A. M., Frank, K., Goldmann, K., Gossner, M. M., Hölzel, N., Jochum, M., Kandeler, E., Klaus, V. H., Kleinebecker, T., Leimer, S., ... Allan, E. (2020). Land-use intensity alters networks between biodiversity, ecosystem functions, and services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(45), 28140–28149. <https://doi.org/10.1073/pnas.2016210117>
- Feng, X., Qian, C., & Materia, S. (2022). Amplification of the Temperature Seasonality in the Mediterranean Region Under Anthropogenic Climate Change. *Geophysical Research Letters*, 49(20), e2022GL099658. <https://doi.org/10.1029/2022GL099658>

- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fleischbein, K., Wilcke, W., Goller, R., Boy, J., Valarezo, C., Zech, W., & Knoblich, K. (2005). Rainfall interception in a lower montane forest in Ecuador: Effects of canopy properties. *Hydrological Processes*, 19(7), 1355–1371. <https://doi.org/10.1002/hyp.5562>
- FOREST EUROPE - Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE) Helsinki 1993. <https://foresteurope.org/about/ministerial-conferences/helsinki/>
- Francesco Chianucci / coveR · GitLab. (2023). GitLab. <https://gitlab.com/fchianucci/coveR>
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H., & Jonsson, P. R. (2008). Multiple Functions Increase the Importance of Biodiversity for Overall Ecosystem Functioning. *Ecology*, 89(5), 1223–1231. <https://doi.org/10.1890/06-2091.1>
- Gao, T., Nielsen, A. B., & Hedblom, M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57, 420–434. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.028>
- Gauslaa, Y. (2014). Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *The Lichenologist*, 46(1), 1–16. <https://doi.org/10.1017/S0024282913000753>
- Giordani, P., Brunialti, G., Bacaro, G., & Nascimbene, J. (2012). Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 413–420. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.006>
- Giordani, P., Brunialti, G., Frati, L., Incerti, G., Ianesch, L., Vallone, E., Bacaro, G., & Maccherini, S. (2013). Spatial scales of variation in lichens: Implications for sampling design in biomonitoring surveys. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), 1567–1576. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2651-8>
- Giordani, P., & Incerti, G. (2008). The influence of climate on the distribution of lichens: A case study in a borderline area (Liguria, NW Italy). *Plant Ecology*, 195(2), 257–272. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9324-7>

- Gorta, S. B. Z., Callaghan, C. T., Samonte, F., Ooi, M. K. J., Mesaglio, T., Laffan, S. W., & Cornwell, W. K. (2023). Multi-taxon biodiversity responses to the 2019–2020 Australian megafires. *Global Change Biology*, 29(23), 6727–6740. <https://doi.org/10.1111/gcb.16955>
- Greaver, T., McDow, S., Phelan, J., Kaylor, S. D., Herrick, J. D., & Jovan, S. (2023). Synthesis of lichen response to gaseous nitrogen: Ammonia versus nitrogen dioxide. *Atmospheric Environment*, 292, 119396. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119396>
- Grimm, M., Grube, M., Schiefelbein, U., Zühlke, D., Bernhardt, J., & Riedel, K. (2021). The Lichens' Microbiota, Still a Mystery? *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2021.623839>
- Gustafsson, L., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Persson, A. A., & Weslien, J.-O. (2004). High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. *Basic and Applied Ecology*, 5(2), 123–129. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00223>
- Haesen, S., Lembrechts, J. J., De Frenne, P., Lenoir, J., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Kopecký, M., Luoto, M., Maclean, I., Nijs, I., Niittynen, P., van den Hoogen, J., Arriga, N., Brūna, J., Buchmann, N., Čiliak, M., Collalti, A., De Lombaerde, E., Descombes, P., ... Van Meerbeek, K. (2021). ForestTemp – Sub-canopy microclimate temperatures of European forests. *Global Change Biology*, 27(23), 6307–6319. <https://doi.org/10.1111/gcb.15892>
- Hastie, T., Friedman, J., & Tibshirani, R. (2001). *The Elements of Statistical Learning*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21606-5>
- Hauck, M., Bruyn, U. de, & Leuschner, C. (2013). Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150years. *Biological Conservation*, 157, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.015>
- Hudson, J. E., Levia, D. F., Yoshimura, K. M., Gottel, N. R., Hudson, S. A., & Biddle, J. F. (2023). Mapping bark bacteria: Initial insights of stemflow-induced changes in bark

- surface phyla. *Microbiology Spectrum*, 11(6), e03562-23.
<https://doi.org/10.1128/spectrum.03562-23>
- Humphrey, J. W. (2005). Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: A review and recommendations. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 78(1), 33–53.
<https://doi.org/10.1093/forestry/cpi004>
- Hurtado, P., Prieto, M., Martínez-Vilalta, J., Giordani, P., Aragón, G., López-Angulo, J., Košuthová, A., Merinero, S., Díaz-Peña, E. M., Rosas, T., Benesperi, R., Bianchi, E., Grube, M., Mayrhofer, H., Nascimbene, J., Wedin, M., Westberg, M., & Martínez, I. (2020). Disentangling functional trait variation and covariation in epiphytic lichens along a continent-wide latitudinal gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1922), 20192862. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2862>
- Iglesias-Carrasco, M., Medina, I., & Ord, T. J. (2023). Global effects of forest modification on herpetofauna communities. *Conservation Biology*, 37(1), e13998.
<https://doi.org/10.1111/cobi.13998>
- Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management (MCPFE) (2002).
https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2022/01/Vienna_Improved_Indicators.pdf
- Ispikoudis, S., Zianis, D., Tziolas, E., Damianidis, C., Rapti, D., Tsiros, E., Michalakis, D., & Karteris, A. (2024). Assessment of Forest Biomass and Carbon Storage in Habitat 9340 *Quercus ilex* L. to Support Management Decisions for Climate Change Mitigation. *Sustainability*, 16(4). <https://doi.org/10.3390/su16041403>
- ISPRA. (2001). *Indice di Biodiversità Lichenica*.
<https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/i-b-l-indice-di-biodiversita-lichenica>
- Jaeger, R., Delagrangé, S., Aubin, I., Joannis, G., Raymond, P., & Rivest, D. (2022). Increasing the intensity of regeneration treatments decreased beta diversity of temperate hardwood forest understory 20 years after disturbance. *Annals of Forest Science*, 79(1), 39. <https://doi.org/10.1186/s13595-022-01152-w>

- Johansson, P. (2008). Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation*, 141(8), 1933–1944. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.013>
- John, E., & Dale, M. R. T. (1995). Neighbor Relations within a Community of Epiphytic Lichens and Bryophytes. *The Bryologist*, 98(1), 29–37. <https://doi.org/10.2307/3243637>
- Johnsen, I., & Søchting, U. (1973). Influence of Air Pollution on the Epiphytic Lichen Vegetation and Bark Properties of Deciduous Trees in the Copenhagen Area. *Oikos*, 24, 344. <https://doi.org/10.2307/3543809>
- Jovan, S., Riddell, J., Padgett, P. E., & Nash III, T. H. (2012). Eutrophic lichens respond to multiple forms of N: Implications for critical levels and critical loads research. *Ecological Applications*, 22(7), 1910–1922. <https://doi.org/10.1890/11-2075.1>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhrner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4(1), 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Knops, J. M. H., Iii, T. H. N., Boucher, V. L., & Schlesinger, W. H. (1991). Mineral Cycling and Epiphytic Lichens: Implications at the Ecosystem Level. *The Lichenologist*, 23(3), 309–321. <https://doi.org/10.1017/S0024282991000452>
- Koch, N. M., Díaz Dominguez, R., Fávoro, A., & Stanton, D. (2024). Thallus hydrophobicity: A low-cost method for understanding lichen ecophysiological responses to environmental changes. *Applications in Plant Sciences*, e11565. <https://doi.org/10.1002/aps3.11565>
- Köhl, M., Linser, S., & Prins, K. (2020). *State of Europe's Forests 2020*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12881.76643>
- Kranner, I., Beckett, R., Hochman, A., & Iii, T. H. N. (2008). Desiccation-Tolerance in Lichens: A Review. *The Bryologist*, 111(4), 576–593. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-111.4.576>
- Kubiak, D., & Osyczka, P. (2019). Tree avenues as reservoir for epiphytic lichens in deforested landscapes. *Herzogia*, 32(2), 398–420. <https://doi.org/10.13158/heia.32.2.2019.398>

- Kubiak, D., & Osyczka, P. (2020). Non-forested vs forest environments: The effect of habitat conditions on host tree parameters and the occurrence of associated epiphytic lichens. *Fungal Ecology*, 47, 100957. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100957>
- Kuhn, M. (2019). *The caret Package*. <https://topepo.github.io/caret/>
- Kumari, K., Kumar, V., Nayaka, S., Saxena, G., & Sanyal, I. (2023). Physiological alterations and heavy metal accumulation in the transplanted lichen *Pyxine cocoes* (Sw.) Nyl. In Lucknow city, Uttar Pradesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(1), 84. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-12256-9>
- Kuusinen, M. (1996). Epiphyte Flora and Diversity on Basal Trunks of Six Old-Growth Forest Tree Species in Southern and Middle Boreal Finland. *The Lichenologist*, 28(5), 443–463. <https://doi.org/10.1006/lich.1996.0043>
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Larsen, R. S., Bell, J. N. B., James, P. W., Chimonides, P. J., Rumsey, F. J., Tremper, A., & Purvis, O. W. (2007). Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution*, 146(2), 332–340. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.033>
- Larsson, P., Solhaug, K. A., & Gauslaa, Y. (2012). Seasonal partitioning of growth into biomass and area expansion in a cephalolichen and a cyanolichen of the old forest genus *Lobaria*. *New Phytologist*, 194(4), 991–1000. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04130.x>
- Latterini, F., Mederski, P. S., Jaeger, D., Venanzi, R., Tavankar, F., & Picchio, R. (2023). The Influence of Various Silvicultural Treatments and Forest Operations on Tree Species Biodiversity. *Current Forestry Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40725-023-00179-0>

- Legendre, P., Galzin, R., & Harmelin-Vivien, M. L. (1997). Relating Behavior to Habitat: Solutions to The fourth-Corner Problem. *Ecology*, 78(2), 547–562. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0547:RBTHST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0547:RBTHST]2.0.CO;2)
- Limousin, J.-M., Rambal, S., Ourcival, J.-M., & Joffre, R. (2008). Modelling rainfall interception in a mediterranean *Quercus ilex* ecosystem: Lesson from a throughfall exclusion experiment. *Journal of Hydrology*, 357(1), 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.05.001>
- Lionello, P., Abrantes, F., Gacic, M., Planton, S., Trigo, R., & Ulbrich, U. (2014). The climate of the Mediterranean region: Research progress and climate change impacts. *Regional Environmental Change*, 14(5), 1679–1684. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0666-0>
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., & Boscolo, R. (2006). *Mediterranean Climate Variability*. Elsevier.
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L., Luterbacher, J., May, W., Trigo, R., Tsimplis, M., Ulbrich, U., & Xoplaki, E. (2006). The Mediterranean climate: An overview of the main characteristics and issues. In P. Lionello, P. Malanotte-Rizzoli, & R. Boscolo (A c. Di), *Developments in Earth and Environmental Sciences* (Vol. 4, pp. 1–26). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1571-9197\(06\)80003-0](https://doi.org/10.1016/S1571-9197(06)80003-0)
- Loh, W.-Y. (2011). Classification and regression trees. *WIREs Data Mining and Knowledge Discovery*, 1(1), 14–23. <https://doi.org/10.1002/widm.8>
- Loppi, S., & Frati, L. (2004). Influence of Tree Substrate on the Diversity of Epiphytic Lichens: Comparison Between *Tilia platyphyllos* and *Quercus ilex* (Central Italy). *The Bryologist*, 107(3), 340–344. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2004\)107\[0340:IOTSOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2004)107[0340:IOTSOT]2.0.CO;2)
- Łubek, A., Kukwa, M., Jaroszewicz, B., & Czortek, P. (2018). Changes in the epiphytic lichen biota of Białowieża Primeval Forest are not explained by climate warming. *Science of The Total Environment*, 643, 468–478. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.222>
- Ma, Y., Bader, M. Y., Petersen, I., & Porada, P. (2024). Quantifying the effect of competition on the functional assembly of bryophyte and lichen communities: A process-based

- model analysis. *Journal of Ecology*, 112(5), 998–1012. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14279>
- Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (2003). *Bioindicators and Biomonitoring*. Elsevier.
- Martellos, S., Conti, M., & Nimis, P. L. *ITALIC 7.0—The information system on Italian lichens*. <http://dryades.units.it/italic>
- Martín-Sánchez, R., Peguero-Pina, J. J., Alonso-Forn, D., Ferrio, J. P., Sancho-Knapik, D., & Gil-Pelegrín, E. (2022). Summer and winter can equally stress holm oak (*Quercus ilex* L.) in Mediterranean areas: A physiological view. *Flora*, 290, 152058. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2022.152058>
- Matteucci, E., Benesperi, R., Giordani, P., Piervittori, R., & Isocrono, D. (2012). Epiphytic lichen communities in chestnut stands in Central-North Italy. *Biologia*, 67(1), 61–70. <https://doi.org/10.2478/s11756-011-0145-8>
- Mendili, M., Jrad, T. B., & Khadhri, A. (2023). Lichen diversity and bioaccumulation of heavy metals in northern Tunisia: A study to evaluate environmental pollution. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 8(4), 847–862. <https://doi.org/10.1007/s41207-023-00413-y>
- Mennella, C. (1967). *Il clima d'Italia nelle sue caratteristiche e varietà e quale fattore dinamico del paesaggio: Vol. I, Il clima d'Italia in generale con ampia introduzione sul clima del Mediterraneo e su quello delle aree contigue*. Editrice E.D.A.R.T.
- Merinero, S., Martínez, I., Rubio-Salcedo, M., & Gauslaa, Y. (2015). Epiphytic lichen growth in Mediterranean forests: Effects of proximity to the ground and reproductive stage. *Basic and Applied Ecology*, 16(3), 220–230. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.01.007>
- Merla, G. (1969). Macigno del Chianti. Studi Illustrativi della Carta Geologica d'Italia. *Formazioni geologiche*, 2, 65–77.
- Miller, J. E. D., Root, H. T., & Safford, H. D. (2018). Altered fire regimes cause long-term lichen diversity losses. *Global Change Biology*, 24(10), 4909–4918. <https://doi.org/10.1111/gcb.14393>

- Mitchell, R. J., Hewison, R. L., Beaton, J., & Douglass, J. R. (2021). Identifying substitute host tree species for epiphytes: The relative importance of tree size and species, bark and site characteristics. *Applied Vegetation Science*, 24(2), e12569. <https://doi.org/10.1111/avsc.12569>
- Müller, J., & Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981–992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- Nascimbene, J., Benesperi, R., Casazza, G., Chiarucci, A., & Giordani, P. (2020). Range shifts of native and invasive trees exacerbate the impact of climate change on epiphyte distribution: The case of lung lichen and black locust in Italy. *Science of The Total Environment*, 735, 139537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139537>
- Nascimbene, J., Casazza, G., Benesperi, R., Catalano, I., Cataldo, D., Grillo, M., Isocrono, D., Matteucci, E., Ongaro, S., Potenza, G., Puntillo, D., Ravera, S., Zedda, L., & Giordani, P. (2016). Climate change fosters the decline of epiphytic *Lobaria* species in Italy. *Biological Conservation*, 201, 377–384. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.003>
- Nascimbene, J., & Marini, L. (2010). Oak forest exploitation and black-locust invasion caused severe shifts in epiphytic lichen communities in Northern Italy. *Science of The Total Environment*, 408(22), 5506–5512. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.056>
- Nascimbene, J., Marini, L., Bacaro, G., & Nimis, P. (2010). Effect of reduction in sampling effort for monitoring epiphytic lichen diversity in forests. *Community Ecology*, 11(2), 250–256. <https://doi.org/10.1556/comec.11.2010.2.14>
- Nash, I., Thomas H. (A c. Di). (2008). *Lichen Biology* (2^a ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478>
- New EU forest strategy for 2030 - European Commission. (2024). https://environment.ec.europa.eu/strategy/forest-strategy_en
- Oka, A., Takahashi, J., Endoh, Y., & Seino, T. (2021). Bark Effects on Stemflow Chemistry in a Japanese Temperate Forest I. The Role of Bark Surface Morphology. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.654375>

- Oksanen, J. (1984). Interspecific contact and association in sand dune vegetation dominated by bryophytes and lichens. *Annales Botanici Fennici*, 21(2), 189–199.
- O’Laughlin, J., Livingston, R. L., Thier, R., Thornton, J. P., Toweill, D. E., & Morelan, L. (1994). Defining and Measuring Forest Health. *Journal of Sustainable Forestry*, 2(1–2), 65–85. https://doi.org/10.1300/J091v02n01_03
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., & Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673–684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Orsi, F., Ciolli, M., Primmer, E., Varumo, L., & Geneletti, D. (2020). Mapping hotspots and bundles of forest ecosystem services across the European Union. *Land Use Policy*, 99, 104840. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104840>
- Öztürk, Ş., & Oran, S. (2011). Investigations on the bark pH and epiphytic lichen diversity of *Quercus* taxa found in Marmara Region. *Journal of Applied Biological Sciences*, 5(1), Articolo 1.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., ... Virtanen, R. (2010). Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, 24(1), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Palharini, K. M. Z., Vitorino, L. C., Bessa, L. A., de Carvalho Vasconcelos Filho, S., & Silva, F. G. (2021). *Parmotrema tinctorum* as an indicator of edge effect and air quality in forested areas bordered by intensive agriculture. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(48), 68997–69011. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15411-2>
- Palmer, G., Platts, P. J., Brereton, T., Chapman, J. W., Dytham, C., Fox, R., Pearce-Higgins, J. W., Roy, D. B., Hill, J. K., & Thomas, C. D. (2017). Climate change, climatic variation

- and extreme biological responses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372(1723), 20160144. <https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0144>
- Pateman, R. M., Thomas, C. D., Hayward, S. A. L., & Hill, J. K. (2016). Macro- and microclimatic interactions can drive variation in species' habitat associations. *Global Change Biology*, 22(2), 556–566. <https://doi.org/10.1111/gcb.13056>
- Peck, J. E., & McCune, B. (1997). Remnant Trees and Canopy Lichen Communities in Western Oregon: A Retrospective Approach. *Ecological Applications*, 7(4), 1181–1187. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1181:RTACLC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1181:RTACLC]2.0.CO;2)
- Perala-Dewey, J., Orr, K., Hageman, K. J., Zawar-Reza, P., & Shahpoury, P. (2023). Atmospheric Transport of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons into Three Alpine Valleys: Influence of Local-Scale Wind Patterns and Chemical Partitioning. *Environmental Science & Technology*, 57(35), 13114–13123. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03288>
- Porada, P., & Giordani, P. (2021). Bark Water Storage Plays Key Role for Growth of Mediterranean Epiphytic Lichens. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.668682>
- Príncipe, A., Matos, P., Sarris, D., Gaiola, G., do Rosário, L., Correia, O., & Branquinho, C. (2019). In Mediterranean drylands microclimate affects more tree seedlings than adult trees. *Ecological Indicators*, 106, 105476. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105476>
- Purvis, O. W., Coppins, B. J., Hawksworth, D. L., James, P. W., & Moore, D. M. (1992). The Lichen Flora of Great Britain and Ireland. *The Lichenologist*, 26(2), 217–220. <https://doi.org/10.1006/lich.1994.1018>
- Pypker, T. G., Unsworth, M. H., & Bond, B. J. (2006). The role of epiphytes in rainfall interception by forests in the Pacific Northwest. I. Laboratory measurements of water storage. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(4), 809–818. <https://doi.org/10.1139/X05-298>

- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing* (Versione 4.3.3). [Software]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ramos, M. C. (2001). Rainfall distribution patterns and their change over time in a Mediterranean area. *Theoretical and Applied Climatology*, 69(3), 163–170. <https://doi.org/10.1007/s007040170022>
- Ranius, T., Johansson, P., Berg, N., & Niklasson, M. (2008). The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science*, 19(5), 653–662. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18433>
- Ravera, S., Benesperi, R., Bianchi, E., Brunialti, G., Di Nuzzo, L., Frati, L., Giordani, P., Isocrono, D., Nascimbene, J., Vallese, C., & Paoli, L. (2023). *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm.: The Multifaceted Suitability of the Lung Lichen to Monitor Forest Ecosystems. *Forests*, 14(10), Articolo 10. <https://doi.org/10.3390/f14102113>
- Rebecchi, L., Guidetti, R., Borsari, S., Altiero, T., & Bertolani, R. (2006). Dynamics of Long-term Anhydrobiotic Survival of Lichen-dwelling Tardigrades. *Hydrobiologia*, 558(1), 23–30. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1415-7>
- Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A., Palmqvist, K., & Sundberg, B. (1996). Growth and vitality of epiphytic lichens. *Oecologia*, 109(1), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s004420050051>
- Roberts, D., & Zimmer, D. (1990). Microfaunal communities associated with epiphytic lichens in Belfast. *The Lichenologist*, 22(2), 163–171. <https://doi.org/10.1017/S0024282990000111>
- Sadeghi, S. M. M., Gordon, D. A., & Van Stan II, J. T. (2020). A Global Synthesis of Throughfall and Stemflow Hydrometeorology. In I. Van Stan John T., E. Gutmann, & J. Friesen (A c. Di), *Precipitation Partitioning by Vegetation: A Global Synthesis* (pp. 49–70). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-29702-2_4
- Sanromà, A. V., Martí, J. C., Pujol, J. M.-T. G., & Torcal, L. (2015). *Actes de les quartes jornades sobre el bosc de Poblet i les Muntanyes de Prades. Coneixements i experiències davants els*

- reptes del canvi climàtic: Monestir de Poblet, 14 i 15 de novembre de 2014*. Paratge Natural d'Interès Nacional de Poblet. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=777172>
- Santopuoli, G., Temperli, C., Alberdi, I., Barbeito, I., Bosela, M., Bottero, A., Klopčič, M., Lesinski, J., Panzacchi, P., & Tognetti, R. (2021). Pan-European sustainable forest management indicators for assessing Climate-Smart Forestry in Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(12), 1741–1750. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0166>
- Šatkauskienė, I. (2012). Microfauna of lichen (*xanthoria parietina*) in lithuania: Diversity patterns in polluted and non-polluted sites. *Baltic Forestry*, 18, 255–262.
- Schlaepfer, D. R., Braschler, B., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2018). Genetic effects of anthropogenic habitat fragmentation on remnant animal and plant populations: A meta-analysis. *Ecosphere*, 9(10), e02488. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2488>
- Sillett, S. C., & Antoine, M. E. (2004). Lichens and Bryophytes in Forest Canopies. In *Forest Canopies* (pp. 151–174). Elsevier.
- Spribile, T., Tuovinen, V., Resl, P., Vanderpool, D., Wolinski, H., Aime, M. C., Schneider, K., Stabentheiner, E., Toome-Heller, M., Thor, G., Mayrhofer, H., Johannesson, H., & McCutcheon, J. P. (2016). Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science*, 353(6298), 488–492. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8287>
- Stanton, D. E., Huallpa Chávez, J., Villegas, L., Villasante, F., Armesto, J., Hedin, L. O., & Horn, H. (2014). Epiphytes improve host plant water use by microenvironment modification. *Functional Ecology*, 28(5), 1274–1283. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12249>
- Strategic Framework on Mediterranean Forests—High Level Segment of the Third Mediterranean Forest Week, Tlemcen*. (2013, marzo 21). <https://www.fao.org/forestry/45607-0f4c241b3ef24987819c8a8d3b0060631.pdf>
- Sustainable Finance Taxonomy regulation, 2020/852 § 32 (2020). <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/852/oj>
- Sustainable forest management—European Commission*. (2022). https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/raw-materials/related-industries/forest-based-industries/sustainable-forest-management_en

- Szczepaniak, K., & Biziuk, M. (2003). Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*, 93(3), 221–230. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(03\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(03)00141-5)
- The Habitats Directive—European Commission*. (2024, marzo 27). https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/habitats-directive_en
- The IUCN Red List of Threatened Species*. (s.d.). IUCN Red List of Threatened Species. Recuperato 20 febbraio 2023, da <https://www.iucnredlist.org/en>
- Thompson, I. D., Okabe, K., Tylianakis, J. M., Kumar, P., Brockerhoff, E. G., Schellhorn, N. A., Parrotta, J. A., & Nasi, R. (2011). Forest Biodiversity and the Delivery of Ecosystem Goods and Services: Translating Science into Policy. *BioScience*, 61(12), 972–981. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.12.7>
- Tinya, F., Doerfler, I., de Groot, M., Heilman-Clausen, J., Kovács, B., Mårell, A., Nordén, B., Aszalós, R., Bässler, C., Brazaitis, G., Burrascano, S., Camprodon, J., Chudomelová, M., Čížek, L., D'Andrea, E., Gossner, M., Halme, P., Hédli, R., Korboulewsky, N., ... Ódor, P. (2023). A synthesis of multi-taxa management experiments to guide forest biodiversity conservation in Europe. *Global Ecology and Conservation*, 46, e02553. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02553>
- Trobajo, S., Fernández-Salegui, A. B., Terrón, A., & Martínez, I. (2022). Functional traits of epiphytic lichen communities in a Temperate-Mediterranean fragmented landscape: Importance of patch size, tree diameter and summer rainfall. *Fungal Ecology*, 57–58, 101160. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2022.101160>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Uliczka, H., & Angelstam, P. (1999). Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography*, 22(4), 396–405. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00576.x>
- United Nations Forum on Forests - UNFF 17*. Recuperato 10 marzo 2023, da <https://www.un.org/esa/forests/forum/previous-sessions/unff17/index.html>

- Valente, F., David, J. S., & Gash, J. H. C. (1997). Modelling interception loss for two sparse eucalypt and pine forests in central Portugal using reformulated Rutter and Gash analytical models. *Journal of Hydrology*, *190*(1), 141–162. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03066-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03066-1)
- Van Stan II, J., Gutmann, E., & Friesen, J. (2020). *Precipitation Partitioning by Vegetation. A Global Synthesis*. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-29702-2>
- Van Stan, J. T., & Pypker, T. G. (2015). A review and evaluation of forest canopy epiphyte roles in the partitioning and chemical alteration of precipitation. *Science of The Total Environment*, *536*, 813–824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.134>
- Vennetier, M., & Ripert, C. (2009). Forest flora turnover with climate change in the Mediterranean region: A case study in Southeastern France. *Forest Ecology and Management*, *258*, S56–S63. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.015>
- Wang, Y., Naumann, U., Eddelbuettel, D., Wilshire, J., Warton, D., Byrnes, J., Silva, R. dos S., Niku, J., Renner, I., & Wright, S. (2022). *mvabund: Statistical Methods for Analysing Multivariate Abundance Data* (Versione 4.2.1) [Software]. <https://cran.rstudio.com/web/packages/mvabund/index.html>
- Wiersma, Y. F., & McMullin, R. T. (2022). Are calicioids useful indicators of boreal forest continuity or condition? *Biodiversity and Conservation*, *31*(5), 1647–1664. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02418-5>
- Will-Wolf, S., Esseen, P.-A., & Neitlich, P. (2002). Monitoring Biodiversity And Ecosystem Function: Forests. In P. L. Nimis, C. Scheidegger, & P. A. Wolseley (A c. Di), *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens* (pp. 203–222). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_14
- Wilson, M. C., Chen, X.-Y., Corlett, R. T., Didham, R. K., Ding, P., Holt, R. D., Holyoak, M., Hu, G., Hughes, A. C., Jiang, L., Laurance, W. F., Liu, J., Pimm, S. L., Robinson, S. K., Russo, S. E., Si, X., Wilcove, D. S., Wu, J., & Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: Key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, *31*(2), 219–227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>

- Xiao, Q., McPherson, E. G., Ustin, S. L., Grismer, M. E., & Simpson, J. R. (2000). Winter rainfall interception by two mature open-grown trees in Davis, California. *Hydrological Processes*, 14(4), 763–784. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(200003\)14:4<763::AID-HYP971>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(200003)14:4<763::AID-HYP971>3.0.CO;2-7)
- Zeller, L., Baumann, C., Gonin, P., Heidrich, L., Keye, C., Konrad, F., Larrieu, L., Meyer, P., Sennhenn-Reulen, H., Müller, J., Schall, P., & Ammer, C. (2022). Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. *Ecological Indicators*, 136, 108692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108692>

SITOGRAFIA

Bottoms-Up Home page: <https://www.bottoms-up.eu/en/>

Database EnviDat: <https://www.envidat.ch/#/metadata/chelsa-climatologies>

Direttiva Habitat: <https://www.mase.gov.it/pagina/direttiva-habitat>

LIFE GoProFor: <https://www.lifegoprofor-gp.eu/>

Meteorologia e Climatologia in Sardegna: <https://sardegna-clima.it/>

Rete Natura 2000 | Ministero dell’Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE):
<https://www.mase.gov.it/pagina/rete-natura-2000>

Sito CHELSA (Climatologies at high resolution for the earth’s land surface areas):
<https://chelsa-climate.org/>

Sito Cost Action CA18207 – Biodiversity Of Temperate forest Taxa Orienting Management Sustainability by Unifying Perspectives (BOTTOMS-UP):
<https://www.cost.eu/actions/CA18207>

Sito COST Actions: <https://www.cost.eu/cost-actions/what-are-cost-actions/>

Sito ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale):
<https://www.isprambiente.gov.it/it>

Sito ITALIC 7.0: <https://italic.units.it/>

Sito rete Natura2000 Francia - Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN):
<https://inpn.mnhn.fr/accueil/recherche-de-donnees/natura2000>

Sito rete Natura 2000 Italia - Ministero dell' Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE):

<https://www.mase.gov.it/pagina/rete-natura-2000>

Sito rete Natura2000 Spagna - Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

(MiTEco): https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/lic_cataluna.aspx