



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELL'AQUILA
DIPARTIMENTO DI MEDICINA CLINICA, SANITÀ PUBBLICA, SCIENZE DELLA
VITA E DELL'AMBIENTE

Dottorato di Ricerca in Scienze della Salute e dell'Ambiente

Curriculum Scienze Ambientali

XXXV ciclo

Titolo della tesi

Pattern di variazione spaziale in comunità biotiche appenniniche: modelli teorici e implicazioni
conservazionistiche

SSD BIO/07 ECOLOGIA

Dottorando

Letizia Di Biase

Coordinatore del corso

Prof. Maria Grazia Cifone

Tutor

Prof. Loretta Giuseppina Pace

Co-tutor

Prof. Simone Fattorini

Indice

Abstract.....	2
Introduzione.....	3
Capitolo 1. Il ruolo della variazione inter- e intraspecifica in tratti funzionali in comunità prative lungo un gradiente altitudinale mediterraneo.....	14
Capitolo 2. Variazione nella composizione biogeografica delle comunità vegetali lungo un gradiente altitudinale mediterraneo.....	44
Capitolo 3. Variazione nella composizione in forme biologiche delle comunità vegetali lungo un gradiente altitudinale mediterraneo.....	59
Capitolo 4. Variazione negli indici di Ellenberg a livello di comunità lungo un gradiente altitudinale mediterraneo.....	73
Capitolo 5. Risposta delle comunità di farfalle alla diversità vegetale lungo un gradiente altitudinale.....	90
Capitolo 6. Gli orti botanici come giardini delle farfalle: prospettive da un progetto pilota sviluppato nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (Italia Centrale).....	116
Capitolo 7. I licheni come indicatori della qualità dell'aria: l'impatto delle attività di ricostruzione post-sisma nella città dell'Aquila.....	137
Conclusioni.....	153
English abstract.....	162
Ringraziamenti.....	163

ABSTRACT

Gli Appennini sono caratterizzati dalla presenza di un doppio gradiente di stress: basse temperature alle alte quote ed aridità estiva alle basse quote. Ci sia spetta che tale doppio gradiente operi un'azione di filtro ambientale (*environmental filtering*) sulle comunità biologiche. Al fine di testare tale ipotesi abbiamo sviluppato una serie di ricerche in aree montane abruzzesi volte alla modellizzazione delle variazioni altitudinali in diversi aspetti della struttura delle comunità vegetali, quali: la prevalenza di tratti funzionali, la composizione biogeografica, la distribuzione delle forme biologiche e le preferenze ecologiche delle specie. Abbiamo inoltre studiato come l'azione della diversità florale agisce in contrapposizione all'*environmental filtering* esercitato dai fattori abiotici sulle comunità di farfalle montane. Dato il crescente interesse per la conservazione degli insetti, abbiamo anche sviluppato un'indagine sul possibile ruolo degli orti botanici come giardini per le farfalle in aree naturali ad elevata diversità ma soggette a forte pressione antropica quali i paesaggi montani appenninici. Infine, l'insolita sovrapposizione tra gradiente di urbano-rurale e gradiente altimetrico presente nell'area dell'Aquila con quello altimetrico, a causa dei lavori di ricostruzione post-sismica, ha portato alla formazione di un gradiente della qualità dell'aria che abbiamo analizzato usando i licheni come bioindicatori. Lo studio della variazione di tratti funzionali di specie erbacee ha dimostrato che, coerentemente con l'ipotesi del doppio gradiente di stress, le quote più basse e quelle più elevate sono le più selettive sui *traits*. Inoltre, abbiamo osservato un ruolo predominante della variabilità interspecifica dei tratti rispetto a quella intraspecifica. Questo risultato assume un particolare rilievo in considerazione delle gravi conseguenze del cambiamento climatico sulla conservazione della biodiversità delle aree montane. Lo studio della variazione nella composizione biogeografica di comunità di piante vascolari attraverso l'analisi dei corotipi (modelli di distribuzioni) ha messo in luce una prevalenza di specie con distribuzione Europea ed Euro-Asiatica alle altitudini intermedie, in quanto favorite da condizioni climatiche temperate, mentre quelle a distribuzione Mediterranea risultano fortemente filtrate dalla quota, in quanto molto sensibili alle diminuzioni delle temperature. La variazione nella distribuzione altimetrica delle forme biologiche ha dimostrato che fanerofite e geofite sono concentrate alle altitudini intermedie, dove prevalgono le faggete. All'aumentare della quota, aumentano le emicriptofite grazie alla loro maggiore capacità di far fronte alle condizioni ambientali montane più aspre. Le camefite mostrano un pattern ad U grazie alle loro capacità di fronteggiare meglio le condizioni più difficili ai due estremi del gradiente (aridità e freddo, rispettivamente). Lo studio delle preferenze ecologiche delle piante rispetto a diversi parametri ambientali ha dimostrato che le comunità vegetali presentano un carattere progressivamente meno termofilo all'aumentare della quota. Le comunità agli estremi del gradiente (dove prevalgono ambienti aperti) sono risultate dominate da specie eliofile, capaci di sopravvivere su suoli poveri e secchi, mentre le comunità di quote intermedie (dove prevalgono i boschi) sono risultate dominate da specie sciafile e che preferiscono suoli ricchi ed umidi. L'analisi della relazione tra diversità di lepidotteri diurni e diversità florale lungo un gradiente altitudinale ha dimostrato che la ricchezza di piante con fiori è un predittore dell'abbondanza delle farfalle molto più forte della quota, mentre influisce in modo meno preponderante, seppur apprezzabilmente, sulla diversità delle farfalle. Questi risultati supportano l'ipotesi che le farfalle adulte siano soprattutto nettariivori generalisti, e che la disponibilità di fonti di nettare agisca in modo opposto all'azione di *environmental filtering* esercitata dalla quota. Inoltre, il nostro lavoro sull'uso dei giardini botanici come strumento per la conservazione di comunità lepidotterologiche in quanto ambienti ad elevata diversità floristica, soprattutto se collocati in contesti naturali, ha permesso lo sviluppo di un progetto che, per finalità e modalità esecutive, può rappresentare un modello di riferimento per la realizzazione di importanti azioni di sensibilizzazione, divulgazione e ricerca, anche attraverso azioni di *citizen science*. Infine, lo studio dei licheni come bioindicatori per la valutazione della qualità dell'aria ha dimostrato che la diversità lichenica tende a diminuire verso il centro della città dell'Aquila a causa dell'inquinamento atmosferico prodotto dalle opere di demolizione e ricostruzione. Tale ricerca suggerisce l'opportunità di approfondire il biomonitoraggio della qualità dell'aria tramite licheni in altri contesti soggetti a rapida espansione urbana, anche in territori complessivamente a bassa antropizzazione.

Introduzione

Grazie all'ampia variazione di numerosi parametri biotici che caratterizza i gradienti altitudinali (ad esempio, temperatura, precipitazioni, irraggiamento solare, ventosità, ecc. cambiano rapidamente con l'altitudine), le aree montuose presentano spesso una straordinaria varietà di biotopi, e quindi di biodiversità, concentrati in un'area geografica ristretta (Fattorini et al., 2019, 2020). Inoltre, grazie al ruolo che esse hanno avuto come centri di endemismo e rifugio (Hall 2005; Nevado et al., 2018), le aree montane contribuiscono in modo preponderante alla diversità della flora e della fauna a livello regionale e globale. Ad esempio, sebbene la vegetazione d'alta quota (alpina) occupi solo circa il 3% della superficie terrestre, essa include circa 10000 specie di piante (Körner e Ohsawa, 2005), ovvero oltre il 20% delle circa 450000 specie di piante che probabilmente esistono su tutta la terra (Corlett, 2016).

Essendo poco accessibili e difficilmente sfruttabili dall'uomo (ad esempio l'accentuata verticalità riduce la possibilità di svolgimento di attività agricole e lo sviluppo di insediamenti urbani), le aree montane sono spesso caratterizzate da uno stato di conservazione migliore rispetto a quello delle zone pianeggianti vicine (Amori et al., 2019; Fattorini et al., 2020). Tuttavia, le montagne sono sottoposte a crescenti pressioni antropiche, sia di tipo regionale/locale (rappresentate ad esempio da cambiamenti nei sistemi di pascolo, disboscamento, introduzione di specie alloctone, turismo e attività sportive) sia di tipo globale (come gli impatti dei contaminanti atmosferici e del cambiamento climatico) (Körner e Ohsawa, 2005; Spehn et al., 2006; Catalan et al., 2017).

La Convenzione sulla Diversità Biologica ha riconosciuto l'importanza della montagna con il Capitolo 13 dell'Agenda 21 intitolato "Managing Fragile Ecosystems: Sustainable Mountain Development" e nel 2004 ha adottato un programma di lavoro sulla biodiversità montana, con una serie di azioni che affrontano caratteristiche e problematiche specifiche degli ecosistemi montani. Durante l'Anno Internazionale delle Montagne 2002, il Vertice Mondiale sullo Sviluppo Sostenibile ha sostenuto che le montagne dovrebbero essere considerate come posti speciali nell'agenda globale dello sviluppo sostenibile. L'Agenda 2030 delle Nazioni Unite fa esplicito riferimento alla conservazione della biodiversità in montagna come elemento cruciale per raggiungere uno sviluppo sostenibile. Lo sviluppo sostenibile negli ecosistemi montani, compresa la conservazione della biodiversità montana, sono elementi chiave di diversi progetti della Banca mondiale per promuovere la riduzione della povertà, con investimenti per oltre 1.3 miliardi di dollari in tutto il mondo dal 1992 al 2002 (MacKinnon et al., 2002).

L'Italia è un paese dalla fisionomia fortemente montana, con circa il 35% della sua superficie occupato da montagne, il 42% da colline e solo il 23% da pianura, secondo la classificazione del territorio adottata dall'Istat ([https://www.istat.it/it/archivio/137001#:~:text=La%20superficie%20complessiva%20dell'Italia,pianura%20\(23%2C2%25\)](https://www.istat.it/it/archivio/137001#:~:text=La%20superficie%20complessiva%20dell'Italia,pianura%20(23%2C2%25).)). Le aree montane italiane si inquadrano fondamentalmente in due catene principali: le Alpi (che agiscono da cerniera tra la penisola italiana e il resto d'Europa) e gli Appennini (che si snodano invece longitudinalmente).

Collocati al centro dell'hotspot mediterraneo di biodiversità, gli Appennini sono un sistema montuoso dalla storia biogeografica assai complessa e dall'eccezionale diversità ecologica

(Blondel e Aronson, 1999; Blasi e del Vico, 2012). Tra gli elementi peculiari che caratterizzano l'ecologia degli Appennini, un ruolo particolare è esercitato dalla particolare variazione nelle condizioni climatiche che si osserva in senso altitudinale. Alle alte altitudini, infatti, il clima è chiaramente marcato dalle basse temperature, ma alle quote minori le estati sono caratterizzate dal periodo di aridità tipico di questo bioma (Bricca et al., 2019). I gradienti altimetrici in ambito Appenninico dovrebbero quindi imporre alle comunità vegetali una doppia fonte di stress (Olano et al., 2013), in quanto ai fattori di stress tipici delle alte quote (basse temperature ed elevata ventosità, soprattutto in inverno), si aggiungono, alle basse quote, quelli tipici degli ambienti semi-aridi (come le alte temperature e soprattutto la scarsità di precipitazioni, soprattutto in estate). Tale doppio gradiente dovrebbe operare un'azione di filtro (*environmental filtering*) sulle comunità. Ci si aspetta che tale azione condizioni la risposta delle comunità vegetali sotto molteplici aspetti, che possono includere le caratteristiche funzionali, la composizione biogeografica, le forme biologiche e le interazioni con la componente animale. Piuttosto sorprendentemente, però, gli studi in tal senso risultano ancora molto sporadici (Theurillat et al., 2007; Bricca et al., 2021, 2022; Stanisci et al., 2020; Di Musciano et al., 2021; Tardella et al., 2021). Al fine di testare l'effetto dell'*environmental filtering* esercitato dal gradiente del doppio stress abbiamo quindi sviluppato una serie di ricerche in aree montane appenniniche attraverso la formulazione di ipotesi specifiche per aspetti diversi della struttura delle comunità.

Anzitutto, ci si aspetta che l'*environmental filtering* si manifesti attraverso variazioni nelle risposte funzionali delle comunità, e quindi nella predominanza di *trait* diversi. Vi è un crescente interesse nello studio della risposta funzionale delle comunità vegetali alle variazioni ambientali, ma gli studi in ambito Mediterraneo restano piuttosto isolati (Bricca et al., 2021, 2022; Stanisci et al., 2020; Tardella et al., 2021). A causa del doppio stress, sia le quote più basse sia quelle più elevate dovrebbero essere le più selettive sui *traits* essendo caratterizzate dalle condizioni climatiche più severe; le quote intermedie dovrebbero essere invece le più favorevoli, grazie alle condizioni climatiche qui presenti. Al fine di testare tale ipotesi, abbiamo svolto uno studio sulla variazione inter- e intraspecifica nella dominanza di vari *traits* epigei (l'altezza massima, l'area fogliare specifica e la massa del seme) lungo un gradiente altimetrico sul Monte Velino, un'area naturale protetta al centro degli Appennini.

Dal punto di vista biogeografico, in base all'ipotesi del filtraggio ambientale secondo il doppio gradiente di stress, ci si aspetta che nelle montagne mediterranee le specie Europee ed Euro-Asiatiche siano più frequenti alle quote intermedie, in quanto le quote inferiori sarebbero troppo ostili per queste piante tipicamente mesofile a causa della presenza di un periodo di aridità estiva, mentre quelle superiori risulterebbero troppo ostili per il freddo invernale. Per le specie Mediterranee ci si aspetta invece un andamento decrescente con l'altitudine a causa dell'abbassamento delle temperature. Finora, pochi studi hanno investigato la variazione nella composizione biogeografica in gradienti di montagne mediterranee, e in particolare negli Appennini (Theurillat et al., 2007; Di Musciano et al., 2021); inoltre, tali ricerche hanno avuto uno scopo essenzialmente descrittivo, non essendo orientate alla verifica di ipotesi specifiche. Allo scopo di testare l'ipotesi del gradiente del doppio stress da un punto di vista biogeografico, abbiamo utilizzato dati relativi ad una serie di rilevamenti eseguiti lungo un gradiente altimetrico nell'area protetta del Monte Genzana, una piccola montagna centro-Appenninica al fine di identificare i pattern di variazione per gruppi di specie con diversi tipi di distribuzione geografica. A tale scopo, abbiamo fatto riferimento ad uno dei concetti più classici nella ricerca biogeografica, quello del corotipo come espressione sintetica di modelli distributivi ricorrenti (Fattorini, 2013, 2015, 2016, 2017; Gatto e Cohn-Haft, 2021). Classificando le specie in base ai

loro corotipi, è stato possibile testare come la composizione corologica delle comunità vari in funzione delle caratteristiche ambientali, un tipo di approccio che, nonostante la sua semplicità concettuale e facile riproducibilità, è stato finora poco esplorato per i gradienti altimetrici (Theurillat et al., 2007).

Per quanto riguarda le forme biologiche, facendo riferimento alla ben nota classificazione di Raunkiaer (Raunkiaer, 1905; Klimeš, 2003; Leuschner e Ellenberg, 2017), il doppio gradiente di stress dovrebbe tradursi in un effetto di filtraggio molto diverso a seconda dei vantaggi selettivi espressi dalle diverse modalità riproduttive che caratterizzano le varie forme biologiche. Poiché le emicriptofite sono il gruppo che meglio riesce a sopravvivere alle alte quote (in quanto la posizione delle gemme vicino al suolo permette loro di beneficiare di temperature più calde e della protezione del manto nevoso in inverno), ci si aspetta un incremento di queste forme con l'altitudine. Le camefite hanno caratteristiche che dovrebbero facilitarle sia a basse quote che ad alte quote, grazie alla loro capacità di svernare protette dalla neve e alla loro resistenza alla siccità. Secondo l'ipotesi del doppio gradiente, dunque, per queste specie ci si aspetta che la loro frequenza nelle comunità sia massima alle quote minori e maggiori, e minima a quelle intermedie. Per le fanerofite (che includono una larga frazione di specie legnose), invece, ci si aspetta un pattern posto, data la collocazione a quote intermedie delle formazioni forestali nell'area di studio. Anche in questo caso va rimarcata la parvità di ricerche disponibili sulla distribuzione altimetrica delle forme biologiche in ambito Appenninico (Theurillat et al., 2007; Di Musciano et al., 2021), nonostante il sistema di Raunkiaer sia stato ripetutamente adottato in gradienti altimetrici altri contesti geografici (per es., Fosaa e Skyes, 2006; Lazarina et al., 2019; Irl et al., 2020).

Poiché il gradiente altimetrico è un gradiente composito, che sussume variazioni in numerosi parametri abiotici (temperatura, luce, umidità del suolo, pH, ecc.) che condizionano la vita vegetale, la risposta delle comunità vegetali all'altitudine dovrebbe riflettere l'azione di filtraggio che questi parametri hanno rispetto alle preferenze ecologiche delle singole specie. Allo scopo di esprimere le preferenze ecologiche delle piante, è largamente adottato in Europa il sistema noto come "indici di Ellenberg" (Ellenberg, 1952, 1974, 1979; Ellenberg et al., 1991, 1992, 2001), i quali esprimono, attraverso scale ordinali, le preferenze ecologiche delle piante rispetto a diversi parametri ambientali, quali la temperatura, la luce, l'umidità del suolo, la disponibilità di nutrienti, la continentalità e il pH (Borhidi, 1995; Hill et al., 2000; Pignatti et al., 2001, 2005; Zarzycki et al., 2002; Gégout e Krizova, 2003; Lawesson et al., 2003; Hedwall et al., 2019; Chytrý et al., 2018). Gli indici di Ellenberg sono ampiamente impiegati nell'ambito della bioindicazione e del biomonitoraggio (per es., Van Dobben et al., 1999; Bergès et al., 2006; Wagner et al., 2007; Axmanová et al., 2012; Häring et al., 2012), mentre è stato trascurato il loro possibile ruolo nello studio della variazione della struttura delle comunità lungo gradienti (Persson, 1981; Major e Rejmanek, 1992; Sørensen e Tybirk, 2000; Lososova et al., 2004; Marcenò e Guarino, 2015; Kutbay e Surmen, 2022). Nel caso dei gradienti altimetrici, l'analisi della struttura delle comunità tramite indici di Ellenberg può invece fornire importanti informazioni sull'azione di filtraggio ambientale operata dai fattori abiotici che covariano con l'altitudine. Allo scopo di valutare l'effetto del filtraggio ambientale sulla struttura delle comunità in relazione alle preferenze ecologiche delle piante, abbiamo analizzato la variazione negli indici di Ellenberg a livello di comunità per gli stessi rilievi su cui sono state condotte le analisi relative ai corotipi e alle forme biologiche. In base al ruolo del filtraggio ambientale, ci si aspetta che le comunità presentino un carattere progressivamente meno termofilo all'aumentare della quota. Per quanto riguarda le preferenze per la luce, le specie eliofile dovrebbero diventare

progressivamente più abbondanti con l'altitudine, poiché la radiazione solare tende ad aumentare con l'altitudine mentre diminuisce l'ombra fornita dagli alberi a causa della loro rarefazione ed infine assenza sopra una certa quota (Körner, 2003). Poiché le precipitazioni aumentano con l'altitudine (Körner, 2003), ci si aspetta un incremento delle specie che preferiscono suoli umidi con l'aumento della quota. Poiché i suoli diventano invece progressivamente più sottili e poveri (Körner, 2003; Fattorini et al., 2020), ci si aspetta un decremento dell'abbondanza delle specie che richiedono suoli con elevato contenuto di nutrienti. Viceversa, con l'altitudine i suoli diventano progressivamente più acidi (Jobbagy et al., 2000; Jeyakumar et al., 2020), e quindi le comunità dovrebbero essere caratterizzate da un decremento dell'abbondanza delle specie basofile. Per quanto ci è noto, questa ricerca rappresenta il primo studio in cui sono state analizzate le variazioni degli indici di Ellenberg a livello di comunità lungo un gradiente altimetrico.

Nello studio dell'*environmental filtering* ci si focalizza in genere sul ruolo che hanno i fattori abiotici nel plasmare la struttura delle comunità. Le comunità animali, però, rispondono ai gradienti abiotici sia direttamente, sia attraverso l'influenza che le condizioni abiotiche hanno sulle comunità vegetali da cui dipendono. In particolare, le comunità degli animali che dipendono direttamente dalle piante risulteranno direttamente influenzate dalle condizioni ambientali che sperimentano e dalle interazioni che hanno con le piante, e, indirettamente, dall'azione delle condizioni ambientali sulle piante da cui dipendono. A causa della stretta associazione esistente tra impollinatori e piante con fiori (Loertscher et al., 1995; Ferrer-Paris et al., 2013; Fleisman et al., 2015), ci si aspetta che la diversità florale debba essere un determinante importante della diversità delle farfalle lungo gradienti altimetrici. Nonostante le farfalle siano uno dei gruppi di insetti più noti e largamente studiati in ecologia, piuttosto sorprendentemente tale ipotesi è stata sostanzialmente inesplorata, in quanto la maggior parte delle ricerche correlative tra diversità di piante e farfalle è stata svolta allo scopo di chiarire il possibile ruolo delle piante nel *management* delle comunità lepidotterologiche in contesti antropizzati (Erhardt, 1985; Sparks e Parish, 1995; Ries et al., 2001; Pywell et al., 2004; Croxton et al., 2005; Soga e Koike, 2012; Han et al., 2021). Nel corso delle nostre ricerche abbiamo quindi voluto testare la possibile relazione tra diversità florale e lepidotterologica lungo un gradiente altimetrico, allo scopo di testare l'ipotesi che la diversità/abbondanza dei lepidotteri diurni fosse influenzata dalla diversità di fiori potenzialmente utilizzabili, cercando di separare il ruolo svolto dai gradienti abiotici sottesi alla variazione altimetrica e quella della componente biotica rappresentata dalla varietà delle risorse trofiche disponibili per gli adulti. A tale scopo sono stati eseguiti vari transetti lungo un gradiente di 900 m nella zona di Campo Imperatore, nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga.

Tale tipo di indagine assume un ruolo importante anche dal punto di vista conservazionistico, dato il crescente interesse per la conservazione degli insetti registrato negli ultimi anni (Hallmann et al., 2017; Cardoso et al., 2019, 2020; Habel et al., 2021; Cardoso et al., 2020; Harvey et al., 2020; Samways et al., 2020; Wagner et al., 2021; Tsafack et al., 2021). La necessità di migliorare le politiche conservazionistiche in favore degli insetti ha evidenziato come un punto particolarmente critico sia rappresentato dalla scarsa consapevolezza presso il pubblico generico dell'importanza che hanno questi animali (Cardoso et al., 2011). In particolare, la presenza degli insetti nelle azioni di conservazione è spesso limitata a causa del loro scarso *appeal* presso il pubblico (Barua et al., 2012; Lorenz et al., 2014; Govorushko, 2018; Sumner et al., 2018). La buona disposizione delle persone nei confronti delle farfalle, in pratica gli unici insetti che suscitano reazioni sostanzialmente positive (Berenbaum, 2008; Vane-Wright,

2008; Oberhauser e Guiney, 2009; Sumner et al., 2018), può essere utilizzata come importante grimaldello per sensibilizzare le persone comuni verso la conservazione degli insetti. Le aree naturali protette possono svolgere un ruolo molto importante in tal senso, facendosi promotrici di azioni di divulgazione e di conservazione con il coinvolgimento della popolazione. Poiché i giardini botanici rappresentano un importante strumento di formazione, divulgazione e sensibilizzazione in ambito ambientale, abbiamo voluto esplorare la possibilità di utilizzare un giardino botanico montano come “giardino delle farfalle” quale sito privilegiato per la promozione di azioni di conservazione per gli impollinatori. A tal fine, ci siamo proposti di sviluppare un’ipotesi progettuale per la realizzazione di un giardino delle farfalle nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, sfruttando il già esistente Giardino Botanico di San Colombo come possibile modello di riferimento per lo sviluppo di azioni analoghe.

A causa della lunga presenza umana sugli Appennini, ai gradienti abiotici e biotici “naturali” si aggiungono, in questo sistema montuoso, quelli di origine antropica, rappresentati ad esempio dall’impatto dell’agricoltura, della pastorizia e dell’urbanizzazione (per es., Blondel e Aronson, 1999; Fattorini, 2010; Romano et al., 2020; Zullo et al., 2020). Quest’ultima costituisce in genere un aspetto relativamente secondario nelle aree montane, in quanto il rilievo ostacola la presenza di insediamenti estesi (Fattorini et al., 2020b). Nel caso dell’Appennino centrale, la città dell’Aquila, con circa 70000 abitanti, costituisce invece un esempio di un’area urbana relativamente ampia, in cui il gradiente urbano-rurale si sviluppa lungo il gradiente altimetrico. Questa situazione, già di per sé di notevole peculiarità, risulta ulteriormente interessante per il fatto che, con i lavori di ricostruzione post-sismica, il gradiente urbano-rurale si è trasformato in un gradiente di attività edilizia (Iannella et al., 2016; Gizzi, 2021), e quindi di potenziali fonti di inquinamento atmosferico legate alle opere di demolizione e ricostruzione. Allo scopo di valutare l’impatto delle attività di ricostruzione post-sisma sulla qualità dell’aria, abbiamo analizzato le comunità licheniche presenti lungo il gradiente urbano-rurale, in quanto questi organismi rappresentano eccellenti bioindicatori (Nimis, 1999; Liu et al., 2016; Abas, 2021).

I risultati di queste ricerche vengono illustrati nei capitoli che compongono questa tesi e sono stati oggetto delle seguenti pubblicazioni:

I risultati presentati nel **Capitolo 1** sono stati pubblicati in: **Di Biase, L.**; Fattorini, S.; Cutini, M.; Bricca, A. The Role of Inter- and Intraspecific Variations in Grassland Plant Functional Traits along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain Area. *Plants* **2021**, *10*, 359. <https://doi.org/10.3390/plants10020359>

I risultati dei **Capitoli 2 e 3** sono stati pubblicati in: **Di Biase, L.**; Pace, L.; Mantoni, C.; Fattorini, S. Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain. *Plants* **2021**, *10*, 2090. <https://doi.org/10.3390/plants10102090>

I risultati del **Capitolo 4** sono stati pubblicati in: **Di Biase, L.**; Tsafack, N.; Pace, L.; Fattorini, S. Ellenberg Indicator Values Disclose Complex Environmental Filtering Processes in Plant Communities along an Elevational Gradient. *Biology* **2023**, *12*, 161. <https://doi.org/10.3390/biology12020161>

I risultati del **Capitolo 6** sono stati pubblicati in: Fattorini, S.; Mantoni, C.; Dapporto, L.; Davini, G.; **Di Biase, L.** Using Botanical Gardens as Butterfly Gardens: Insights from a Pilot Project in the Gran Sasso and Monti Della Laga National Park (Italy). *Conservation* **2023**, *3*, 109-126. <https://doi.org/10.3390/conservation3010010>

I risultati del **Capitolo 7** sono stati pubblicati in: **Di Biase, L.**; Di Lisio, P.; Pace, L.; Arrizza, L.; Fattorini, S. Use of Lichens to Evaluate the Impact of Post-Earthquake Reconstruction Activities on Air Quality: A Case Study from the City of L'Aquila. *Biology* **2022**, *11*, 1199. <https://doi.org/10.3390/biology11081199>

I risultati del **Capitolo 5** sono inediti e saranno presentati in una pubblicazione in preparazione: **Di Biase, L.**, Mantoni, C., Bartolucci, F., Conti, F., Dapporto, L., Fattorini, S. Response of butterfly communities to vascular plant diversity along an elevational gradient.

Bibliografia

- Abas, A. A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological indicator: A decade of practices, progress and challenges. *Ecol. Indic.* **2021**, *121*, 107197.
- Amori, G.; Boitani, L.; Milana, G.; Maiorano, L.; Luiselli, L. Endemism and diversity in European montane mammals: Macro-ecological patterns. *Biol. J. Linn. Soc.* **2019**, *128*, 225–237.
- Axmanová, I.; Tichý, L.; Fajmonová, Z.; Hájková, P.; Hettnerbergerová, E.; Li, C.F.; Merunková, K.; Najzchlebová, M.; Otýpková, Z.; Vymazalová, M.; et al. Estimation of herbaceous biomass from species composition and cover. *Appl. Veg. Sci.* **2012**, *15*, 580–589.
- Barua, M.; Gurdak, D.J.; Ahmed, R.A.; Tamuly, J. Selecting flagships for invertebrate conservation. *Biodivers. Conserv.* **2012**, *21*, 1457–1476.
- Berenbaum, M. Insect conservation and the Entomological Society of America. *Am. Entomol.* **2008**, *54*, 117–120.
- Bergès, L.; Gégout, J.C.; Franc, A. Can understory vegetation accurately predict site index? A comparative study using floristic and abiotic indices in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) stands in northern France. *Ann. For. Sci.* **2006**, *63*, 31–42.
- Blasi, C.; Del Vico, E. High mountain vegetation of the Apennines. *Ber. d. Reinh. -Tüxen-Ges.* **2012**, *24*, 179–194.
- Blondel, J.; Aronson, J. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*; Oxford University Press: Oxford, UK, 1999.
- Borhidi, A. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the ungarian flora. *Acta Bot. Hungar.* **1995**, *39*, 97–181.
- Bricca, A.; Carranza, M.L.; Varricchione, M.; Cutini, M.; Stanisci, A. Exploring Plant Functional Diversity and Redundancy of Mediterranean High-Mountain Habitats in the Apennines. *Diversity* **2021**, *13*, 466.
- Bricca, A.; Conti, L.; Tardella, M.F.; Catorci, A.; Iocchi, M.; Theurillat, J.-P.; Cutini, M. Community assembly processes along a sub-Mediterranean elevation gradient: Analyzing the interdependence of trait community weighted mean and functional diversity. *Plant Ecol.* **2019**, *220*, 1139–1151.

- Bricca, A.; Di Musciano, M.; Ferrara, A.; Theurillat, J.-P.; Cutini, M. Community assembly along climatic gradient: Contrasting pattern between- and within- species. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **2022**, *56*, 125675.
- Cardoso, P.; Barton, P.S.; Birkhofer, K.; Chichorro, F.; Deacon, C.; Fartmann, T.; Fukushima, C.S.; Gaigher, R.; Habel, J.C.; Hallmann, C.A.; et al. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biol. Conserv.* **2020**, *242*, 108426.
- Cardoso, P.; Erwin, T.L.; Borges, P.A.V.; New, T.R. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Conserv.* **2011**, *144*, 2647–2655.
- Cardoso, P.; Leather, S.R. Predicting a global insect apocalypse. *Insect Conserv. Divers.* **2019**, *12*, 263–267.
- Catalan, J.; Ninot, J.; Aniz, M. *High mountain conservation in a changing world. Advances in global change research*, vol 62. Springer: Cham, Switzerland, 2017; pp. 413.
- Chytrý, M.; Tichý, L.; Dřevojan, P.; Sádlo, J.; Zelený, D. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia* **2018**, *90*, 83–103.
- Corlett, R. T. Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs. *Plant Divers.* **2016**, *38*, 10–16.
- Croxton, P.J.; Hann, J.P.; Greatorex-Davies, J.N.; Sparks, T.H. Linear hotspots? The floral and butterfly diversity of green lanes. *Biol. Conserv.* **2005**, *121*, 579–584.
- Di Musciano, M.; Zannini, P.; Ferrara, C.; Spina, L.; Nascimbene, J.; Vetaas, O.R.; Bhatta, K.P.; D'Agostino, M.; Peruzzi, L.; Carta, L. Investigating elevational gradients of species richness in a Mediterranean plant hotspot using a published flora. *Front. Biogeogr.* **2021**, *13*, 3.
- Ellenberg, H. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Wiesen und Weiden und ihre Standortliche Bewertung*; Ulmer: Stuttgart, Germany, 1952; pp. 1–143.
- Ellenberg, H. *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*, 2nd ed.; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1979; pp. 1–122.
- Ellenberg, H. *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1974; pp. 1–97.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1991; pp. 1–248.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Verbesserte und Erweiterte Auflage*; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1992; pp. 1–258.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Durchgesehene Auflage*; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 2001; pp. 1–262.
- Erhardt, A. Diurnal Lepidoptera: Sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.* **1985**, *22*, 849–861.
- Fattorini, S. Biotope prioritisation in the Central Apennines (Italy): Species rarity and cross-taxon congruence. *Biodivers. Conserv.* **2010**, *19*, 3413–3429.
- Fattorini, S. Variation in zoogeographical composition along an elevational gradient: The tenebrionid beetles of Latium (Central Italy). *Entomologia* **2013**, *1*, 33–40.
- Fattorini, S. On the concept of chorotype. *J. Biogeogr.* **2015**, *42*, 2246–2251.
- Fattorini, S. A history of chorological categories. *Hist. Philos. Life Sci.* **2016**, *38*, 12.
- Fattorini, S. The Watson-Forbes biogeographical controversy untangled 170 years later. *J. Hist. Biol.* **2017**, *50*, 473–496.

- Fattorini, S.; Di Biase, L.; Chiarucci, A. Recognizing and interpreting vegetational belts: New wine in the old bottles of a von Humboldt's legacy. *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1643–1651.
- Fattorini, S.; Mantoni, C.; Di Biase, L.; Pace, L. Mountain biodiversity and sustainable development. In *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Life on Land*; Leal Filho, W., Azul, A., Brandli, L., Özuyar, P., Wall, T., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2020; pp. 1–31.
- Ferrer-Paris, J.R.; Sánchez-Mercado, A.; Vilorio, A.L.; Donaldson, J. Congruence, diversity of butterfly host plant associations at higher taxonomic levels. *PLoS ONE* **2013**, *8*, 1–15.
- Fleisman, E.; Mac Nally, R.; Murphy, D.D. Relationships among non-native plants, diversity of plants and butterflies, and adequacy of spatial sampling. *Biol. J. Linn. Soc.* **2005**, *85*, 157–166.
- Fosaa, A.M.; Skyes, M.T. Distribution of Raunkiær's life-forms along altitudinal gradients in the Faroe Islands. *Fróðskaparrit* **2006**, *54*, 114–130.
- Gatto, C.A.F.R.; Cohn-Haft, M. Spatial Congruence Analysis (SCAN): A method for detecting biogeographical patterns based on species range congruences. *PLoS ONE* **2021**, *16*, e0245818.
- Gizzi, S. The City of L'Aquila after the 2009 Earthquake: Review of Connections between Depopulation, Identity and Continuity. In *Demographic Analysis—Selected Concepts, Tools, and Applications*; Klimczuk, A., Ed.; IntechOpen: London, UK, 2021.
- Govorushko, S.M.; Nowicki, P. Lessons from insect conservation in Russia. *J. Insect Conserv.* **2019**, *23*, 1–14.
- Habel, J.C.; Gossner, M.M.; Schmitt, T. Just beautiful?! What determines butterfly species for nature conservation. *Biodivers. Conserv.* **2021**, *30*, 2481–2493.
- Hall, J.P.W. Montane speciation patterns in *Ithomiola* butterflies (Lepidoptera: Riodinidae): are they consistently moving up in the world? *Proc. R. Soc. B.* **2005**, *272*, 2457–2466.
- Han, D.; Zhang, C.; Wang, C.; She, J.; Sun, Z.; Zhao, D.; Bian, Q.; Han, W.; Yin, L.; Sun, R.; Wang, X.; Cheng, H. Differences in Response of Butterfly Diversity and Species Composition in Urban Parks to Land Cover and Local Habitat Variables. *Forests* **2021**, *12*, 140
- Häring, T.; Reger, B.; Ewald, J.; Hothorn, T.; Schröder, B. Predicting Ellenberg's soil moisture indicator value in the Bavarian Alps using additive georegression. *Appl. Veg. Sci.* **2012**, *16*, 110–121.
- Harvey, J.A.; Heinen, R.; Armbrrecht, I.; Basset, Y.; Baxter-Gilbert, J.H.; Bezemer, T.M.; Böhm, M.; Bommarco, R.; Borges, P.A.V.; Cardoso, P.; et al. International scientists formulate a roadmap for insect conservation and recovery. *Nat. Ecol. Evol.* **2020**, *4*, 174–176.
- Hedwall, P.-O.; Brunet, J.; Diekmann, M. With Ellenberg indicator values towards the north: Does the indicative power decrease with distance from Central Europe? *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1041–1053.
- Hill, M.O.; Roy, D.B.; Owen Mountford, J.; Bunce, R.G.H. Extending Ellenberg's Indicator Values to a New Area: An Algorithmic Approach. *J. Appl. Ecol.* **2000**, *37*, 3–15.
- Iannella, M.; Liberatore, L.; Biondi, M. The effects of a sudden urbanization on micromammal communities: A case study of post-earthquake L'Aquila (Abruzzi Region, Italy). *Ital. J. Zool.* **2016**, *83*, 255–262.
- Irl, S.D.H.; Obermeier, A.; Beierkuhnlein, C.; Steinbauer, M.J. Climate controls plant life-form patterns on a high-elevation oceanic island. *J. Biogeogr.* **2020**, *47*, 2261–2273.
- Jeyakumar, S.P.; Dash, B.; Singh, A.K.; Suyal, D.C.; Soni, R. Nutrient cycling at higher altitudes. In *Microbiological Advancements for Higher Altitude Agro-Ecosystems &*

- Sustainability*; Goel, R., Soni, R., Suyal, D.C., Eds.; Springer Nature: Singapore, Singapore, 2020; pp. 293–305.
- Jobbagy, E.G.; Jackson, R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* **2000**, *10*, 423–436.
- Klimeš, L. Life-forms and clonality of vascular plants along an altitudinal gradient in E Ladakh (NW Himalayas). *Basic Appl. Ecol.* **2003**, *4*, 317–328.
- Körner, C. *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*, 2nd ed.; Springer: Berlin, Germany, 2003; pp. 1–344.
- Körner, C.; Ohsawa, M. (2005) Mountain systems. In *Ecosystems and human wellbeing. Current state and trends: findings of the condition and trends working group. Millennium ecosystem assessment*; Hassan, R., Scholes, R.J., Ash, N., Eds.; Island Press: Washington, DC, U.S.A.; vol 1., pp 681–716.
- Lawesson, J.E.; Fosaa, A.M.; Olsen, E. Calibration of Ellenberg indicator values for Faroe Islands. *Appl. Veg. Sci.* **2003**, *6*, 53–62.
- Lazarina, M.; Charalampopoulos, A.; Psaralexi, M.; Krigas, N.; Michailidou, D.E.; Kallimanis, A.S.; Sgardelis, S.P. Diversity patterns of different life forms of plants along an elevational gradient in Crete, Greece. *Diversity* **2019**, *11*, 200.
- Leuschner, C.; Ellenberg, H. *Ecology of Central European Forests: Vegetation ecology of Central Europe*; Springer International Publishing: Basel, Switzerland, 2017; Volume 1, pp. 1–779.
- Liu, H.; Zhao, L.; Fang, S.; Liu, S.; Hu, J.; Wang, L.; Liu, X.; Wu, Q. Use of the lichen *Xanthoria mandschurica* in monitoring atmospheric elemental deposition in the Taihang Mountains, Hebei, China. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, 23456.
- Loertscher, M.; Erhardt, A.; Zettel, J. Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: The role of nectar sources. *Ecography* **1995**, *18*, 15–26.
- Lorenz, A.R.; Libarkin, J.C.; Ording, G.J. Disgust in response to some arthropods aligns with disgust provoked by pathogens. *Glob. Ecol. Conserv.* **2014**, *2*, 248–254.
- Lososová, Z.; Chytrý, M.; Cimalová, S.; Kropáč, Z.; Otýpková, Z.; Pyšek, P.; Tichý, L. Weed vegetation of arable land in Central Europe: Gradients of diversity and species composition. *J. Veg. Sci.* **2004**, *15*, 415–422.
- MacKinnon, K.; Platais, G.; Sobrevila, C.; Leakey, S.; Morgan, G.; Whitten, T.; Brylski, P.; Bromhead, M.-A.; Agostini, P. (2002) Conservation of biodiversity in mountain ecosystems: at a glance (English). World Bank: Washington, DC, U.S.A.; pp. 30.
- Major, J.; Rejmanek, M. *Amelanchier alnifolia* vegetation in eastern Idaho, USA and its environmental relationships. *Vegetatio* **1992**, *98*, 141–156.
- Marcenò, C.; Guarino, R.A. A test on Ellenberg indicator values in the Mediterranean evergreen woods (*Quercetea ilicis*). *Rend. Fis. Acc. Lincei* **2015**, *26*, 345–356.
- Nevado, B.; Contreras-Ortiz, N.; Hughes, C.; Filatov, D.A. Pleistocene glacial cycles drive isolation, gene flow and speciation in the high-elevation Andes. *New Phytol.* **2018**, *219*, 779–793.
- Nimis, P.L. Linee-guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. In *Atti del Workshop Biomonitoraggio della Qualità dell'Aria sul territorio Nazionale*; Piccini, C., Salvati, S., Eds.; Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente: Roma, Italy, 1999; pp. 267–277.
- Oberhauser, K.; Guiney, M. Insects as flagship conservation species. *Terr. Arthropod Rev.* **2009**, *1*, 111–123.

- Olano, J.M.; Almería, I.; Eugenio, M.; Von Arx, G. Under pressure: How a Mediterranean high-mountain forb coordinates growth and hydraulic xylem anatomy in response to temperature and water constraints. *Funct. Ecol.* **2013**, *27*, 1295–1303.
- Persson, S. Ecological Indicator Values as an Aid in the Interpretation of Ordination Diagrams. *J. Ecol.* **1981**, *69*, 71–84.
- Pignatti, S.; Bianco, P.M.; Fanelli, G.; Guarino, R.; Petersen, L.; Tescarollo, P. *Reliability and Effectiveness of Ellenberg's Indices in Checking Flora and Vegetation Changes Induced by Climatic Variations*, In *Fingerprints of Climate Changes: Adapted Behaviour and Shifting Species Ranges*; Walter, G.R., Burga, C.A., Edwards, P.J., Eds.; Kluwer Academic/Plenum Publishers: New York, NY, USA, 2001; pp. 281–304.
- Pignatti, S.; Menegoni, P.; Pietrosanti, S. Valori di biondificazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* **2005**, *39*, 1–97.
- Pywell, R.F.; Warman, E.A.; Sparks, T.H.; Greatorex-Davies, J.N.; Walker, K.J.; Meek, W.R.; Carvell, C.; Petit, S.; Firbank, L.G. Assessing habitat quality for butterflies on intensively managed arable farmland. *Biol. Conserv.* **2004**, *118*, 313–325
- Raunkiaer, C. Types biologiques pour la géographie botanique. *Overs. K. Dan. Vidensk. Selsk. Forh.* **1905**, *5*, 347–438.
- Ries, L.; Debinski, D.M.; Wieland, M.L. Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conserv. Biol.* **2001**, *15*, 401–411.
- Romano, B.; Fiorini, L.; Marucci, A.; Zullo, F. The Urbanization Run-Up in Italy: From a Qualitative Goal in the Boom Decades to the Present and Future Unsustainability. *Land* **2020**, *9*, 301.
- Samways, M.J. *Insect Conservation: A Global Synthesis*; CABI:Wallingford, UK, 2020; 540p.
- Soga, M.; Koike, S. Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecol. Res.* **2012**, *27*, 265–271.
- Sørensen, M.M.; Tybirk, K. Vegetation analysis along a successional gradient from heath to oak forest. *Nord. J. Bot.* **2000**, *20*, 537–546.
- Sparks, T.H.; Parish, T. Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey Fens, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conserv.* **1995**, *73*, 221–227.
- Spehn, E.M.; Liberman, M.; Körner, C. *Land use change and mountain biodiversity*; CRC Press - Taylor and Francis Group: Boca Raton, Florida, U.S.A., 2006; pp. 376.
- Stanisci, A.; Bricca, A.; Calabrese, V.; Cutini, M.; Pauli, H.; Steinbauer, K.; Carranza, M.L. Functional composition and diversity of leaf traits in subalpine versus alpine vegetation in the Apennines. *AoB PLANTS* **2020**, *12*, plaa004.
- Sumner, S.; Law, G.; Cini, A. Why we love bees and hate wasps. *Ecol. Entomol.* **2018**, *43*, 836–845.
- Tardella, F.M.; Bricca, A.; Chelli, S.; Campetella, G.; Canullo, R.; Cutini, M.; Goia, I.M.; Postiglione, N.; Catorci, A. Species trait syndrome drives the leaves' functional variations of dominant grasses to modifications in summer water supply. *Plant Ecol.* **2021**, *222*, 1113–1128.
- Theurillat, J.-P.; Iocchi, M.; Cutini, M.; De Marco, G. Vascular plant richness along an elevation gradient at Monte Velino (Central Apennines, Italy). *Biogeographia* **2007**, *28*, 149–166.
- Tsafack, N.; Fattorini, S.; Boieiro, M.; Rigal, F.; Ros-Prieto, A.; Ferreira, M.T.; Borges, P.A.V. The role of small lowland patches of exotic forests as refuges of rare endemic Azorean arthropods. *Diversity* **2021**, *13*, 443.
- Van Dobben, H.F.; ter Braak, C.J.F.; Dirkse, G.M. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *For. Ecol. Manag.* **1999**, *114*, 83–95.

- Vane-Wright, R.I. Butterflies, worldviews, biodiversity, general systems theory, and taxonomy. In *Report on Insect Inventory Project in Tropical Asia (TAIIV)*; Yata, O., Ed.; Kyushu University: Fukuoka, Japan, 2008; pp. 1–20.
- Wagner, D.L.; Grames, E.M.; Forister, M.L.; Berenbaum, M.R.; Stopak, D. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2021**, *118*, e2023989118.
- Wagner, M.; Kahmen, A.; Schlumprecht, H.; Audorff, V.; Perner, J.; Buchmann, N.; Weisser, W.W. Prediction of herbage yield in grassland: How well do Ellenberg N-values perform? *Appl. Veg. Sci.* **2007**, *10*, 15–24.
- Zarzycki, K.; Trzcińska-Tacik, H.; Różański, W.; Szeląg, Z.; Wołek, J.; Korzeniak, U. *Ecological Indicator Values of Vascular Plants of Poland. Ekologiczne Liczby Wskaźnikowe Roślin Naczyniowych Polski*; W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences: Kraków, Poland, 2002; pp. 1–183.
- Zullo, F.; Marucci, A.; Fiorini, L.; Romano, B. The Italian Apennines between earthquakes, high naturalness and urban growth. *Environ. Plan. B Urban Anal. City Sci.* **2020**, *47*, 716–731.

Capitolo 1

Il ruolo della variazione inter- e intraspecifica in tratti funzionali in comunità prative lungo un gradiente altitudinale mediterraneo

I contenuti di questo capitolo sono stati pubblicati in:

Di Biase, L.; Fattorini, S.; Cutini, M.; Bricca, A. The Role of Inter- and Intraspecific Variations in Grassland Plant Functional Traits along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain Area. *Plants* **2021**, *10*, 359. <https://doi.org/10.3390/plants10020359>



Submit to this Journal

Review for this Journal

Edit a Special Issue

Article Menu

Academic Editor ▲

 Laura Varone

Subscribe SciFeed

Recommended Articles

Related Info Links ▼

More by Authors Links ▼

Article Views 1949

Citations 10

Table of Contents ▲

- Abstract
- Introduction
- Results
- Discussion
- Materials and Methods
- Conclusions

Open Access Article

The Role of Inter- and Intraspecific Variations in Grassland Plant Functional Traits along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain Area

by  Letizia Di Biase¹  Simone Fattorini^{1,*}  Maurizio Cutini^{2,*} and  Alessandro Bricca³

¹ Department of Life, Health and Environmental Sciences, University of L'Aquila, Via Vetoio, 67100 L'Aquila, Italy
² Department of Science, University of Roma Tre, Viale G. Marconi 446, 00146 Roma, Italy
³ School of Biosciences and Veterinary Medicine, University of Camerino, via Pontoni 5, 62032 Camerino, Italy
* Authors to whom correspondence should be addressed.

Plants **2021**, *10*(2), 359; <https://doi.org/10.3390/plants10020359>

Received: 22 January 2021 / Revised: 9 February 2021 / Accepted: 10 February 2021 / Published: 13 February 2021

(This article belongs to the Special Issue Plant Functional Traits from an Intraspecific Variability Perspective)

Download Browse Figures Versions Notes

Abstract

Elevational gradients offer special opportunities to investigate the relative role of intraspecific and interspecific trait variations in relation to stress gradients. We used an altitudinal gradient in the Mediterranean (Mt Velino, Central Italy) to study (1) how community-weighted means (CWM) and nonweighted means (CM) vary with elevation for plant height, specific leaf area, and seed mass; and (2) how variation patterns differ for inter- and intraspecific functional variability. We tested (1) if elevation influences community functional composition on the basis of the adaptive value of plant traits and (2) if the latter shows intraspecific variations according to the species' ability to cope with local conditions. We found that different traits showed different patterns, which can be linked to the function they express. Differences between communities were influenced more by differences between their traits (CM) than by the relative species coverage (CWM). Both highest and lowest elevations were the most selective due to their particularly severe climatic conditions. Intermediate elevations were the most favorable thanks to less constraining climatic conditions. Interspecific trait variability was the most relevant component, indicating a low plant ability to cope with environmental variations through phenotypic plasticity.

Keywords: community nonweighted mean; community-weighted mean; functional traits; plant height; seed mass; specific leaf area; stress gradient

1. Introduzione

I tratti funzionali (*functional traits*) sono caratteri morfologici, fisiologici e fenologici misurabili a livello di individuo, che hanno un impatto sulla sua fitness (Violle et al., 2007).

Vi è un crescente interesse nell'uso dei *functional traits* in ecologia, poiché possono rappresentare un importante strumento di indagine per la comprensione delle risposte delle specie ai fattori ambientali (Lavorel e Garnier, 2002; Mason et al., 2011; Chelli et al., 2019).

La diversità dei *traits* è detta diversità funzionale e, secondo alcuni autori, potrebbe essere un fattore ancor più importante ed efficace della diversità tassonomica nello spiegare i pattern di produttività (Fu et al., 2014; Li et al., 2015, Tobner et al., 2016), probabilmente perché la prima riflette efficacemente i ruoli svolti dalle diverse specie in una comunità o in un intero ecosistema (Lepš et al., 2006). La diversità funzionale può essere misurata dal grado di dissimilarità tra le specie coesistenti, e calcolata con diversi indici (Petchey e Gaston, 2006; Villéger et al., 2008), tra cui il più usato è il *Rao Quadratic Entropy*, che stima la diversità funzionale quantificando le differenze nei *traits* tra le specie di una stessa comunità.

I *traits* delle piante sono descrittori quantitativi della nicchia ecologica delle specie, in quanto direttamente collegati all'idoneità delle specie all'ambiente, e perché forniscono informazioni sull'uso delle risorse e sui requisiti dell'habitat in cui vivono (Thuiller et al., 2009).

Solo le specie che possiedono una certa combinazione di *traits* adatti ad affrontare un certo ambiente riusciranno a sopravvivere: in questo modo, le condizioni abiotiche agiranno sulle comunità operando una progressiva selezione dei *traits* più idonei condizioni abiotiche ivi presenti, “filtrando” le specie più “adatte” dal pool più ampio presente in una certa zona geografica (ipotesi dell'effetto filtro), e diminuendo la diversità funzionale di una comunità. (Weither e Keddy, 1995). Tuttavia, a parità di idoneità verso le condizioni ambientali, specie che condividono simili strategie nell'utilizzo delle risorse possono instaurare fenomeni competitivi che porteranno all'eliminazione di specie più deboli a favore di specie dominanti, diminuendo ulteriormente la diversità funzionale (*weaker competitor exclusion*, Chesson, 2000).

La diversità funzionale, tuttavia, può aumentare, al contrario, anche in ambienti con forte stress, dall'instaurarsi di fenomeni di facilitazione tra specie funzionalmente dissimili tra loro (Spasojevic e Suding, 2012), oppure in condizioni abiotiche favorevoli se queste hanno favorito, nel tempo, specie con nicchie diverse ma complementari (Chesson, 2000; De Bello et al., 2013).

Un secondo aspetto molto indagato nello studio di come le condizioni ambientali influenzino la composizione delle comunità è il ruolo esercitato dai *traits* dominanti. C misura del peso di un *trait* in una comunità può essere utilizzata media ponderata dei *traits* (CWM: *Community-Weighted Mean*), calcolata come la somma dei valori dei *traits* delle specie presenti all'interno di un assemblaggio, ponderati per l'abbondanza relativa delle specie stesse (Garnier et al., 2004).

Dal momento che, nel calcolo di tali medie ponderate, ciò che maggiormente incide sono i *traits* delle specie più abbondanti (Violle et al., 2007), il CWM riflette il ruolo delle specie dominanti sulle comunità in termini funzionali. Poiché i *traits* delle specie dominanti sono quelli che maggiormente determinano la risposta della comunità ai fattori ambientali, il CWM è indicativo degli effetti selettivi dell'ambiente sulla comunità (Garnier et al., 2004; Ricotta e Moretti, 2011; Anna et al., 2017).

Oltre al CWM, un altro indice funzionale frequentemente utilizzato è quello che non considera le medie ponderate dei *traits* in funzione dell'abbondanza relativa delle specie, ma prende in considerazione solo il dato di presenza/assenza delle specie. Tale indice è detto CM (*Community Mean*) e consiste semplicemente nella somma dei valori che un *trait* ha nelle diverse specie di una comunità. Di fatto, nel CM tutte le specie pesano allo stesso modo. Il confronto tra CM e CWM può essere utile per evidenziare il ruolo potenziale delle specie subdominanti nella comunità studiata (Lavorel e Garnier, 2002; Cingolani et al., 2007).

Lo studio dei *traits* vegetazionali a livello di comunità attraverso il CM e il CWM lungo gradienti altitudinali può permettere di analizzare il cambiamento progressivo della risposta funzionale delle comunità lungo la quota, e dunque in relazione ai cambiamenti ambientali legati all'inasprirsi delle condizioni con l'aumento dell'altitudine, permettendo, ad esempio, di comprendere come l'*environmental filtering* (cioè il processo per cui i fattori ambientali governano l'assemblaggio delle comunità a partire da un pool di specie comune attraverso un processo di esclusione delle specie non adatte) contribuisca a dar forma alle composizioni delle comunità, o come queste possano essere legate all'instaurarsi di fattori competitivi.

Lo studio dei gradienti altitudinali in ambiente mediterraneo, inoltre, risulta particolarmente interessante perché le piante di questi sistemi sono sottoposte al cosiddetto "doppio stress". Com'è noto, gli habitat alpini sono caratterizzati da condizioni ambientali particolarmente sfavorevoli per le piante (Cavieres et al., 2002), per via di basse temperature, intenso irraggiamento, substrati poco coerenti e poveri di nutrienti, venti forti ed erosivi e brevità della stagione vegetativa (Körner, 2000; Li et al., 2011). In aggiunta a questi forti fattori di stress di alta quota, nelle regioni aride le piante sono sottoposte allo stress dato dalla scarsità di precipitazioni e delle elevate temperature della stagione estiva nelle quote più basse, fattori che causano disseccamento del suolo e hanno, in generale, un impatto negativo sul bilancio idrico delle piante (Mooney et al., 1965; Körner, 2003).

È per questo che le piante di ambienti mediterranei devono affrontare due gradienti di stress con andamenti opposti, che condizionano la loro fisiologia e morfologia, e quindi si riflettono nella composizione delle comunità, anche dal punto di vista delle loro caratteristiche funzionali.

Si pensa che sia la diversità funzionale che la dominanza funzionale abbiano un ruolo nell'influencare il funzionamento di un ecosistema (Garnier et al. 2004; Petchey et al., 2004; Hillebrand et al., 2008; Mokany et al., 2008; Wacker et al., 2009; Mouillot et al., 2011; Ruiz-Benito et al., 2014) e la sua produttività (Hector et al., 1999; Chanteloup e Bonis, 2013; Fu et al., 2014; Tobner et al., 2016).

La maggior parte degli studi sui *functional traits* ha considerato questi ultimi relativamente costanti all'interno della stessa specie, pur variando anche grandemente fra specie diverse. Si è assunto, cioè, che le variazioni intraspecifiche dei valori dei *traits* siano assenti o trascurabili (Violle et al., 2012).

Sebbene diversi *traits* siano effettivamente molto conservativi, e non mostrino grande plasticità all'interno di una specie, o addirittura non varino affatto (per esempio le vie metaboliche per la fissazione del carbonio o dell'azoto), la maggior parte dei *traits* quantitativi mostra tuttavia significative variazioni intraspecifiche (Westoby et al., 2002; Thuiller et al., 2009; Albert et al., 2010a; Albert et al., 2010b).

Ignorare il possibile ruolo della variazione intraspecifica può rappresentare un notevole limite, poiché studi recenti hanno dimostrato che questa variazione fenotipica in risposta ai fattori ambientali può essere maggiore del previsto (Albert et al., 2010b; Jung et al., 2010; Messier et

al., 2010; Pérez-Ramos et al., 2012), influenzando sulla composizione delle comunità e i funzionamenti ecosistemici tanto quanto le variazioni interspecifiche (Booth e Grime, 2003; Courbaud et al., 2010; Khalil et al., 2019).

A livello di comunità, pertanto, si possono distinguere tre fonti di variazione (Lepš et al., 2011):

1. Il turnover delle specie: la composizione in specie (e la loro abbondanza/copertura relativa) può cambiare, ma i valori dei *traits* rimangono costanti all'interno di ciascuna specie;
2. La variabilità intraspecifica dei *traits*: la abbondanza/copertura delle specie o l'identità delle specie rimangono le stesse, ma cambiano i valori dei *traits*;
3. Covariazione tra turnover e variabilità interspecifica.

La stima dei contributi relativi della variazione intra- ed interspecifica nei *traits*, nonché la direzione degli spostamenti nei loro valori (covariazione), può rivelarsi particolarmente utile per modellizzare adeguatamente la risposta delle comunità ai cambiamenti dei parametri ambientali (Jung et al., 2010; Kichenin et al., 2013; Pescador et al., 2015; Volf et al., 2016).

Sia il CWM che il CM sono indici che possono essere utilizzati per indagare queste tre fonti di variabilità (interspecifica, intraspecifica e covariazione), ricordando che il CWM esprime variazioni sia nell'identità delle specie che nella loro copertura, mentre il CM considera solo l'identità delle specie considerate.

In questo contesto lo studio delle comunità vegetazionali lungo gradienti altimetrici può dimostrarsi particolarmente proficuo, poiché nelle aree montane le caratteristiche ambientali, soprattutto quelle climatiche, possono variare in modo assai sostanziale anche all'interno di una piccola area geografica (Körner et al., 2016; Fattorini et al., 2019), influenzando marcatamente i *traits* delle piante. Pertanto i gradienti altitudinali permettono di indagare opportunamente come i cambiamenti nelle condizioni di stress guidino la variabilità morfologica delle piante, anche all'interno di una stessa specie.

I *traits* funzionali riflettono il modo in cui le piante variano le loro strategie di adattamento, il loro uso delle risorse per la crescita e la sopravvivenza e la loro risposta agli stress ambientali (Westoby e Wright, 2006); per questo ci si aspetta che le comunità vegetali presenti lungo un gradiente altimetrico mostrino una forte variazione nella dominanza dei *traits* funzionali in risposta alle variazioni ambientali dovute ai gradienti di stress.

Da questo punto di vista, indagare il contributo della variabilità dei *traits* intraspecifici ed interspecifici alla composizione funzionale della comunità può essere importante nel chiarire l'influenza dei fattori che operano su grande scala o su una scala locale.

In particolare, risulta utile discriminare la variazione intraspecifica da quella interspecifica per indagare l'importanza relativa dell'effetto di *environmental filtering* da parte di fattori "interni" ed "esterni" nel plasmare le comunità di piante e le loro risposte a parametri ambientali (Violle et al., 2012; Taudiere e Violle, 2015). I filtri "esterni" possono agire su una scala regionale, portando a una selezione di specie presenti al livello regionale, e si ritiene che influenzino essenzialmente la variazione interspecifica dei *traits*. I filtri "interni" riflettono invece condizioni e processi locali, come l'eterogeneità microambientale, e opererebbero la selezione dei *traits* a livello intraspecifico (Violle et al., 2012).

L'effetto dell'*environmental filtering* sull'assemblaggio delle comunità può portare a ottenere schemi di convergenza (covarianza positiva) oppure di divergenza (covarianza negativa) nella variabilità dei *traits* (Pillar et al., 2009). Per esempio, le variazioni nella componente intraspecifica dei *traits* possono verificarsi nella stessa direzione della componente interspecifica (covarianza positiva), o nella direzione opposta (covarianza negativa) (Lepš et al., 2011; Volf et al., 2016).

Il CWM calcolato usando i valori medi dei *traits* degli individui presi sull'intero gradiente potrebbe mostrare una certa relazione nella variazione interspecifica con un dato parametro ambientale. Le risposte intraspecifiche delle piante, tuttavia, potrebbero rivelare una tendenza opposta (covarianza negativa). In questo caso, se le due fonti di variazione hanno simile estensione, la variazione globale della comunità potrebbe non mostrare alcun pattern. Se entrambe le fonti di variazione, intra- ed interspecifica, vanno nella stessa direzione, si ha invece una covarianza positiva, e la variazione totale a livello di comunità sarà molto pronunciata (Lepš et al., 2011).

È stato inoltre notato che il contributo relativo agli spostamenti dei valori medi dei *traits* dati dalla variazione intra- o interspecifica riflettono la resistenza delle comunità vegetali ai cambiamenti ambientali (Albert et al., 2011; Violle et al., 2012). Nel nostro lavoro abbiamo analizzato la vegetazione presente lungo un gradiente altimetrico in un'area montuosa mediterranea per studiare:

1. Come la dominanza funzionale (CWM) e la composizione funzionale (CM) varino in risposta alla quota per vari *traits* morfologici;
2. In che modo i pattern di variazione differiscono per la variabilità inter- e intraspecifica e se questi pattern possano essere interpretati attraverso l'ipotesi dell'*environmental filtering*.

Il nostro obiettivo finale era verificare se i fattori di stress climatico associati alla quota in ambiente mediterraneo (vale a dire l'elevata aridità a basse quote e le basse temperature a quote più elevate) influenzino non solo quali specie compongono ciascuna comunità sulla base dei loro *traits* e degli adattamenti che questi conferiscono, ma anche se i *traits* stessi mostrino variazioni intraspecifiche più o meno pronunciate nei diversi contesti ambientali a seconda della capacità delle specie di adattarsi alle condizioni locali (plasticità delle specie).

Per illustrare la funzione delle specie vegetali nella comunità abbiamo selezionato tre *traits* funzionali: altezza massima (*Maximum Height*, H), area fogliare specifica (*Specific Leaf Area*, SLA), e massa del seme (*Seed Mass*, SM). Questi *traits* sono di tipo quantitativo e fanno riferimento allo schema foglia-altezza-seme (Westoby, 1998), che è in grado di fornire un quadro integrato delle principali strategie ecologiche messe in atto dalle piante (Díaz et al., 2016). L'altezza massima (H) è correlata alla capacità competitiva della pianta per la luce e all'acquisizione delle risorse nelle parti aeree della pianta (Moles et al., 2009). È però anche un carattere correlato agli stress da forte aridità o gelo, poiché questi sono condizioni limitanti alla crescita in altezza della pianta (Körner, 2003; Dainese et al., 2012; Nunes et al., 2017).

L'area fogliare specifica (SLA) è rappresentativa dello sfruttamento delle risorse (luce, nutrienti, acqua) frutto del compromesso tra strategie di acquisizione e di conservazione da parte della pianta. I valori più bassi indicano che la specie ha una crescita lenta, caratterizzata da una ritenzione dei nutrienti per un tempo lungo, mentre valori più alti sono associati a specie a crescita più rapida, con un alto investimento in carbonio e un conseguente alto tasso fotosintetico

(Wright et al., 2005; Grime, 2006). È noto che il *trait* SLA diminuisce al diminuire della temperatura (Cornelissen et al., 2003).

La variazione nella massa dei semi (SM) esprime la possibilità di successo di una certa specie nella dispersione del seme, e l'investimento delle risorse nella produzione di semi (Cornelissen et al., 2003). Sembra non vi sia un modello chiaro per la variazione di massa del seme lungo un gradiente altimetrico (Wright et al., 2005), purtuttavia semi con una massa relativamente grande potrebbero rappresentare una strategia vincente in ambienti con una densa copertura di vegetazione, perché avrebbero più risorse per svilupparsi e raggiungere la *canopy* (Bernard-Verdier et al., 2012). Inoltre, i semi più grandi potrebbero essere selezionati perché più resistenti in habitat caratterizzati da gelo e stress idrico. Semi più piccoli, d'altra parte, tendono a essere associati a specie annue a fioritura primaverile, o ad ambienti con risorse edafiche meno abbondanti (Azcárate et al. 2002).

2. Materiali e metodi

2.1. Area studio e raccolta dati

Lo studio è stato condotto sul Monte Velino (2486 m s.l.m.), un massiccio calcareo situato nell'Appennino Centrale, nel Parco Naturale Regionale Sirente-Velino (Abruzzo). Il massiccio del Velino appartiene alla regione climatica Mediterranea, con un bioclimate sub-Mediterraneo caratterizzato da un periodo di siccità estiva, e un conseguente stress da aridità, più marcato nelle quote più basse. Lo stress da gelo invernale caratterizza invece le quote più elevate (Bricca et al., 2019). Durante il periodo vegetativo (maggio-settembre), a 1200 m di quota, la temperatura media è di circa 17 °C e le precipitazioni sono di circa 350 mm. A 2250 m, la temperatura media è di 8 °C e le precipitazioni sono di 470 mm.

L'area è caratterizzata dalla permanenza di qualche elemento arboreo (querce o faggio), ma la vegetazione è principalmente composta da prati secondari derivati da un'intensa attività di deforestazione cessata a partire dal secondo dopoguerra. I prati secondari iniziano a estendersi a partire dai 1200 m per arrivare a circa 2000 m. A questa quota, le praterie secondarie iniziano a cedere il passo a praterie primarie.

Il campionamento è stato effettuato su 45 *plot* di 2 metri quadri ciascuno, distribuiti lungo un dislivello altimetrico che va dai 1325 m a 2375 m. Il dislivello è stato suddiviso nelle seguenti quattro fasce altimetriche, di eguale estensione (250 m), in base all'assetto topografico e climatico:

- Fascia 1: 1325-1575 m (9 *plot*)
- Fascia 2: 1575-1825 m (10 *plot*)
- Fascia 3: 1825-2075 m (11 *plot*)
- Fascia 4: 2075-2375 m (15 *plot*)

Tutti i *plot* sono stati scelti in modo che fossero il più possibile omogenei in termini di pendenza ed esposizione (tutti a sud-ovest), situati su praterie calcaree aperte non interessate dal pascolo domestico. La composizione delle specie erbacee e la relativa copertura sono state registrate durante la stagione vegetativa (da maggio ad agosto) del 2016.

Misurare ciascun *trait* per ogni specie in ogni *plot* sarebbe stato un lavoro proibitivo, cosicché abbiamo preferito utilizzare un approccio più parsimonioso, suggerito da Lepš et al. (2011) e de Bello (2012) che considera solamente le specie dominanti, cioè quelle che rappresentano complessivamente almeno l'80% della copertura vegetale totale in ciascuna fascia (Bricca et al., 2019). Queste sono considerate, proprio per la loro dominanza, sufficientemente rappresentative della composizione funzionale delle comunità locali (Pakeman, 2007). Gli individui raccolti per la misurazione dei *traits* sono stati campionati al centro di ogni fascia.

I *traits* sono stati misurati o calcolati usando campioni raccolti sul campo, seguendo le procedure date da Cornelissen et al. (2003); i dati appartenenti ai singoli *plot* di ciascuna fascia sono stati poi aggregati.

Per il *trait* H (cm) abbiamo misurato la distanza tra il livello del suolo e la porzione fotosintetica più alta in 15 individui per ogni specie in ciascuna fascia.

Per il *trait* SLA abbiamo raccolto 10 foglie sane e completamente espanse (piccioli esclusi) di individui diversi per ciascuna specie in ogni fascia. SLA è calcolato come area fogliare (in mm²) divisa per la massa fogliare secca (mg). Le foglie sono state scansionate con uno scanner CanonScan LiDE 210 (Canon Inc, Tokyo, Giappone) e l'area fogliare è stata calcolata con in software WinDias 3.2 (Delta-T Devices Ltd., Cambridge, Regno Unito).

Per misurare il *trait* SM (mg) abbiamo raccolto almeno 2 semi da almeno 3 individui di ogni specie per fascia.

Gli individui raccolti in campo sono stati riposti in sacchetti di plastica contenenti anche un fazzoletto bagnato e posti in borse frigo, per mantenere costanti le condizioni di umidità, basse le temperature e al riparo dalla luce). I *traits* fogliari sono stati misurati nel giro di 48 ore dal momento della raccolta. Dopo la scansione, i campioni fogliari sono stati immediatamente pesati e posti in stufa a 70 °C per 72 ore, e, ad avvenuta essiccazione, sono stati ri-pesati.

Il peso del seme, misurato come peso secco in milligrammi, è stato ottenuto dopo aver posto il campione in stufa, dopo avvenuta essiccazione.

Abbiamo raccolto dati sui *traits* per 11 specie nella prima fascia, per 10 specie nella seconda fascia, per 12 specie nella terza fascia e per 17 specie della quarta fascia.

Per ogni specie è stata calcolata, per ciascun *trait*, la media di fascia (ovvero la media aritmetica specifica di ogni singola fascia) e la media complessiva (ovvero la media aritmetica di tutte le quattro fasce raggruppate insieme). La media complessiva è fissa, cioè non tiene conto della variazione intraspecifica lungo il gradiente, ed è quindi chiamata media "fissa" ("*fixed mean*"). La media di fascia varia invece in funzione della fascia considerata, e quindi esprime la variazione intraspecifica lungo il gradiente. Poiché questa media è specifica di ogni fascia, è chiamata media "specifico" ("*specific mean*"; è importante notare che "specifico" fa riferimento alla specificità della fascia, non alle specie di piante).

I valori di copertura delle specie nei singoli *plot* e le misure dei *traits* sono riportati nei materiali supplementari pubblicati nell'articolo derivato da questa ricerca (Di Biase et al., 2021).

2.2. Analisi dei dati

Abbiamo considerato ogni singolo *plot* come un'unità di campionamento rappresentativa della comunità locale. Abbiamo utilizzato sia la media della comunità ponderata in funzione dell'abbondanza relativa delle specie (CWM) che quella non ponderata (CM), in quanto forniscono informazioni complementari.

Nella media ponderata dei *traits* in base all'abbondanza delle specie, ciò che maggiormente incide sono i *traits* delle specie più abbondanti (Moles e Westoby, 2006; Violle et al. 2007); il CWM, di conseguenza, riflette il ruolo delle specie dominanti nella struttura della comunità, il che dovrebbe riflettere il ruolo di maggior rilievo di queste specie nei processi ecosistemici (ipotesi della *mass ratio*, Grime, 1998). Tuttavia, poiché i valori di CWM sono fortemente influenzati dai valori dei *traits* delle specie dominanti (Garnier et al., 2004; Vanderwalle et al., 2010), sono anche influenzati dagli effetti di campionamento o da meccanismi di selezione associati alla maggiore possibilità di includere specie altamente produttive nelle comunità con più specie (Huston, 1997; Zhu et al., 2016). Al contrario, le medie non ponderate (CM) prendono in considerazione solo il dato di presenza o assenza delle specie nelle comunità, e quindi sono influenzate solo dalla diversa composizione delle specie (e dei valori dei loro *traits*). Pertanto, il confronto tra CWM e CM è particolarmente utile per comprendere gli effetti delle specie dominanti (attraverso il CWM) e non dominanti (attraverso il CM) sulle comunità (Cingolani et al., 2007; Pakeman et al., 2008; Volf et al., 2012) in risposta ai cambiamenti ambientali.

Il CWM è stato calcolato per ogni *trait* in ciascun *plot* come:

$$CWM = \sum_{i=1}^S p_i x_i,$$

dove S è il numero totale di specie, p_i è l'abbondanza relativa della specie i -esima, e x_i è il valore del *trait* della specie i -esima.

Per il calcolo del CM viene considerata solo la presenza o l'assenza di ogni specie, il che porta tutte le specie ad avere lo stesso peso. Il CM è stato quindi calcolato per ogni *trait* in ciascun *plot* come:

$$CM = \frac{\sum_{i=1}^S x_i}{S}.$$

La maggior parte degli studi che utilizzano CWM e CM considerano un unico valore del *trait* in esame per ciascuna specie, che deriva dalla media delle misure del *trait* prese in tutte le condizioni ambientali in cui la specie è stata rinvenuta. Utilizzano quindi un singolo “valore fisso” per ciascun *trait*, calcolato come la media dei valori rinvenuti per l'intero gradiente studiato, che corrisponde alla nostra media “fissa” complessiva, come spiegato in precedenza. Per tener conto della variabilità intraspecifica dei *traits*, è stato proposto di utilizzare valori di *traits* “specifici” per diverse condizioni ambientali (Lepš et al., 2011) (quali, ad esempio, le variazioni nei parametri ambientali associati alla diversa altitudine) che nel nostro caso corrispondono alla media “specificata” per ogni singola fascia.

Per valutare il contributo relativo degli effetti di variabilità dei *traits* intra- e interspecifici su CWM e CM lungo il gradiente altimetrico, abbiamo seguito l'approccio proposto da Lepš et al.

(2011). Tale metodo si basa sul calcolo, per ciascun *plot*, delle medie dei *traits* “fisse” e “specifiche” al fine di poter scomporre le diverse fonti di variabilità, come di seguito illustrato.

I valori “specifici” di CWM sono stati calcolati utilizzando i valori dei *traits* misurati su ogni specie registrati in ogni specifica fascia altitudinale (ovvero utilizzando la media aritmetica dei *traits* di ogni individuo per ciascuna specie misurati in una particolare fascia). A ogni specie, quindi, corrisponde, per ogni *trait*, una misura che varia tra le fasce. Le variazioni risultanti nei valori CWM rappresentano pertanto le differenze nella composizione funzionale complessiva della comunità, dovuta alla variazione dei *traits* intraspecifica, al turnover delle specie e alla covariazione.

I valori di CWM “fissi” sono stati invece calcolati utilizzando, per ciascun *trait*, il valore medio calcolato raggruppando gli individui misurati in tutte le fasce del gradiente. A ciascuna specie corrisponde dunque in questo caso un singolo valore medio per ogni *trait* (cioè la media aritmetica delle misure prese per ogni *trait* su tutti gli individui di una specie su tutte le fasce altimetriche). Le differenze nel CWM “fisso” tra le fasce corrispondono esclusivamente ai cambiamenti nel turnover delle specie e nelle loro abbondanze.

La variabilità dei *traits* intraspecifici potrebbe essere quindi calcolata con sottraendo al CWM specifico il rispettivo CWM fisso, poiché CWM fisso e CWM specifico non differiscono per la composizione in specie o per la loro abbondanza, ma solo per il fatto che, per lo stesso *trait*, vengono usate misure diverse (misura “fissa” e misura “specificata” del *trait*). Lo stesso ragionamento si applica naturalmente al calcolo del CM.

Per scomporre la variabilità specifica nelle componenti del turnover delle specie, della variazione intraspecifica e la loro covariazione, abbiamo utilizzato una procedura di analisi della varianza (ANOVA), in cui la somma totale dei quadrati (SSspecifici) del *trait* correlata a una variabile ambientale (nel nostro caso la quota) è suddivisa in un effetto “fisso” (SSfixed), in un effetto “intraspecifico” (SSintraspecific) e nella loro “covariazione” (SScov), per cui: $SS_{specifici} = SS_{fisso} + SS_{intraspecifico} + SS_{cov}$ (Lepš et al., 2011).

Per confrontare le differenze nei valori CWM e CM tra le quattro fasce altitudinali, dopo le ANOVA a una via abbiamo effettuato dei confronti a coppie *post hoc* utilizzando il test di Tuckey (*Honest Significant Difference*, HSD) ($p < 0.05$) (Körner, 2003; Li et al., 2017). In letteratura, non vi è un accordo riguardo l'opportunità di eseguire una trasformazione logaritmica delle misure dei *traits* prima dell'analisi. Poiché valori di *traits* molto elevati influenzerebbero maggiormente il calcolo della media aritmetica, rendendoli più inclini all'errore di campionamento (Bland e Altman, 1996) alcuni autori (Kichenin et al., 2013) applicano una trasformazione logaritmica a tutti i *trait* funzionali prima del loro utilizzo, indipendentemente dalla necessità di rendere il dataset idoneo ad analisi che richiedono normalità e omoscedasticità.

Tuttavia, il fatto che una certa specie abbia un valore particolarmente alto per un certo *trait* potrebbe essere ecologicamente importante, e ridimensionarlo con una trasformazione logaritmica porterebbe a oscurare questa importanza. Altri autori preferiscono log-trasformare solo alcuni *trait* (Cornelissen et al., 2003; de Bello, 2011; Muscarella e Uriarte, 2016), e altri ancora sembrano non considerare questo problema (Volf et al., 2016; Greenwood e Jump, 2014; Li et al., 2017). Nel nostro lavoro, abbiamo eseguito tutte le ANOVA utilizzando sia valori di tutti i *traits* non trasformati logaritmicamente, sia valori dei *traits* trasformati in \log_{10} .

Tutti i calcoli sono stati eseguiti in R (R Core Team, 2018). I valori CWM e CM sono stati calcolati utilizzando il pacchetto FD (Laliberté et al., 2014). Per la scomposizione della somma dei quadrati totale, abbiamo utilizzato la funzione *flex.anova* proposta da Lepš et al. (2011) e disponibile nel pacchetto *Cati* (Taudiere e Violle, 2016).

I valori di CWM e CM, che esprimono la variabilità specifica, fissa e intraspecifica, calcolati con i valori originali e log-trasformati, sono riportati per ogni *trait* (H, SLA e SM) nei materiali supplementari pubblicati nell'articolo derivato da questa ricerca (Di Biase et al., 2021).

3. Risultati

In questa sezione presentiamo i risultati delle ANOVA relativi a ciascun *trait* per ciascuno dei tre tipi di CWM e CM (fissi, specifici e intraspecifici) utilizzando dati non trasformati. Sia per CWM che per CM, l'uso dei *trait* trasformati in \log_{10} ha prodotto risultati molto simili a quelli ottenuti con valori non trasformati e quindi non sono stati discussi in dettaglio, ma sono riportati nei materiali supplementari pubblicati nell'articolo derivato da questa ricerca (Di Biase et al., 2021).

3.1. Altezza massima (H)

Sia i CWM fissi che quelli specifici variano significativamente tra le fasce. (Figura 1a, b, Tabella 1A). I test *post hoc* per valori specifici hanno mostrato differenze significative tra la prima e la quarta fascia e tra la terza e la quarta fascia (Tabella 1B). In particolare, i valori specifici di CWM sono, in media, significativamente inferiori nella quarta fascia rispetto alla prima e alla terza. (Figura 1a). I valori fissi di CWM (che esprimono il turnover compositazionale) variano significativamente tra la seconda e la quarta fascia e tra la terza e la quarta fascia; la differenza tra la seconda e la terza fascia è risultata marginalmente non significativa ($p = 0.07$) (Tabella 1A).

Tabella 1. Risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) per il CWM (*Community-Weighted Mean*) relativo all'altezza (H) e sua scomposizione. (A) Analisi delle medie "fisse" e "specifiche" ed effetto della variabilità intraspecifica (ANOVA ad una via). (B) Test *post hoc* (HSD) per confronti a coppie. (C) Variabilità delle singole componenti della variazione dei *traits* (turnover, intraspecifica e covariazione) tra fasce. Si noti che i valori per il turnover, la variabilità intraspecifica e la variazione totale sono gli stessi delle colonne SS nell'ANOVA rispettivamente per i valori fissi, della variabilità intraspecifica e della variabilità specifica. La covariazione è stata ottenuta sottraendo le prime due colonne dall'ultima. I valori in parentesi esprimono la proporzione di variabilità delle diverse componenti e frazione spiegata dal fattore altitudine sono stati ottenuti dividendo i valori fuori parentesi per gli SS totali della variazione totale, cioè della variabilità specifica.

A) Risultati ANOVA	SS	DF	F	p	
CWM Fisso					
Fascia	302.3	3	6.713	<0.001	
Residui	615.4	41			
CWM Specifico					
Fascia	443.9	3	8.831	<0.001	
Residui	687	41			
CWM Intraspecifico					
Fascia	32.62	3	9.766	<0.0001	
Residui	45.65	41			
B) Risultati test post-hoc					
Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p
CWM Fisso		CWM Specifico		CWM Intraspecifico	
1 vs. 2	0.767	1 vs. 2	0.92	1 vs. 2	0.693
1 vs. 3	0.226	1 vs. 3	0.29	1 vs. 3	0.998
1 vs. 4	0.19	1 vs. 4	0.033	1 vs. 4	0.005
2 vs. 3	0.022	2 vs. 3	0.072	2 vs. 3	0.55
2 vs. 4	0.741	2 vs. 4	0.131	2 vs. 4	<0.0001
3 vs. 4	<0.001	3 vs. 4	<0.0001	3 vs. 4	0.004
C) Componenti della variabilità					
	Turnover	Variabilità intraspecifica	Covariazione	Totale	
Fascia	302.3 (0.267)	32.62 (0.029)	108.98 (0.096)	443.9 (0.393)	
Residui	615.4 (0.544)	45.65 (0.04)	25.95 (0.023)	687 (0.607)	
Totale	917.7 (0.811)	78.27 (0.069)	134.93 (0.119)	1130.9 (1)	

La quarta fascia ha il valore medio più basso per il CWM fisso (Figura 1b). Anche la variazione dei valori CWM intraspecifici tra le fasce risulta globalmente significativa, con test *post hoc* che mostrano differenze significative tra la quarta fascia (che mostra il valore più basso) e tutte le altre (Figura 1c, Tabella 1B). Quindi, la quarta fascia è quella che più si differenzia dalle altre, con differenze che però derivano da diverse componenti. Mentre le differenze con la prima e la terza fascia sono dovute alla variabilità sia fissa che intraspecifica di H, la differenza con la seconda fascia è limitata alla variabilità intraspecifica.

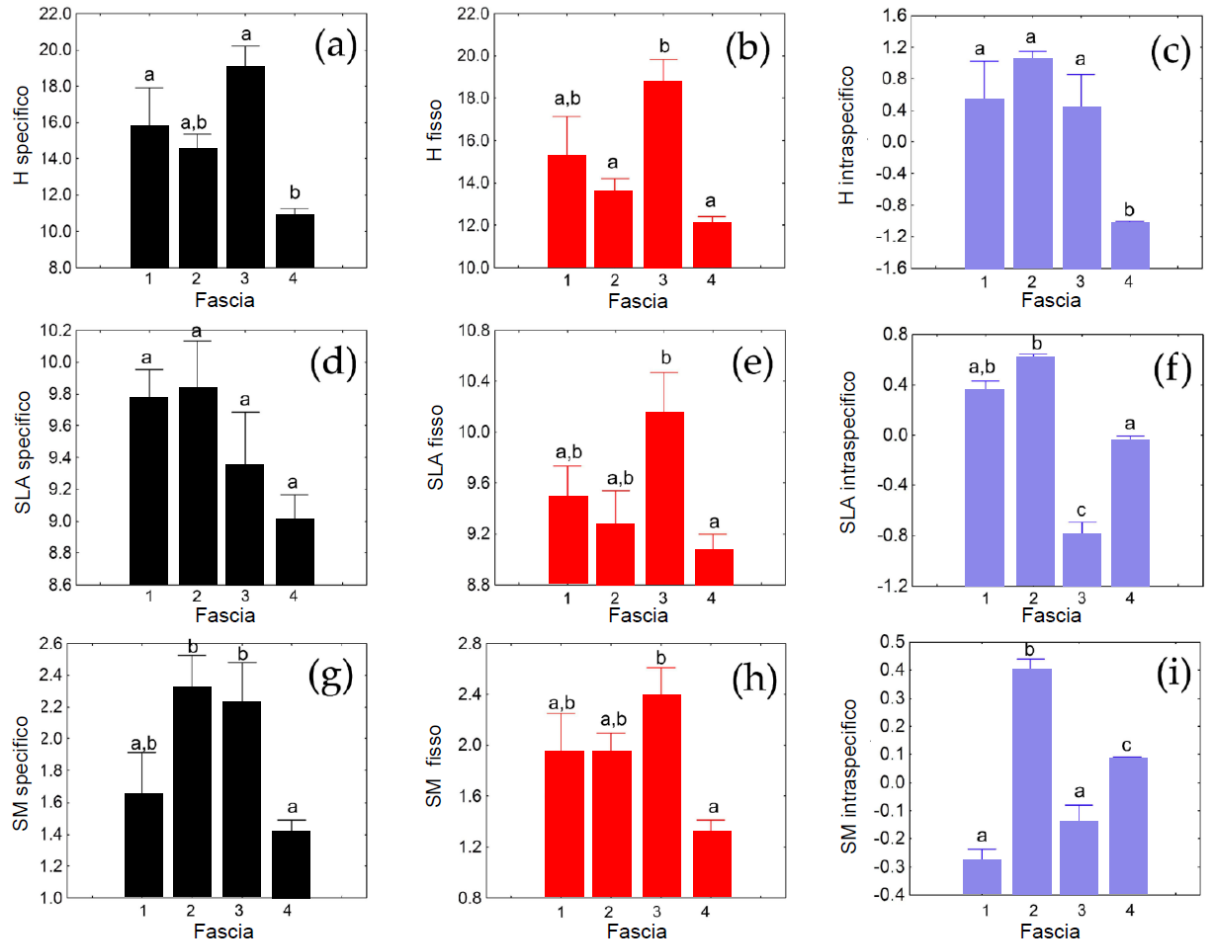


Figura 1. Media e deviazione standard dei valori di CWM (*Community-Weighted Mean*) calcolati nei *plot* delle quattro fasce altimetriche (1, 2, 3, 4) lungo un gradiente montano mediterraneo per i seguenti *traits*: altezza (H: a, b, c), area fogliare specifica (SLA: d, e, f) e massa del seme (SM, g, h, i). I valori di CWM sono calcolati per la variabilità fascia-specifica (a, d, g), la componente fissa (b, e, h) e quella intraspecifica (c, f, i). Lettere diverse indicano differenze significative nei confronti *post hoc* (*Tukey honest significant difference*, HSD) a $p < 0.05$.

Inoltre, la differenza tra la seconda e la terza fascia è essenzialmente dovuta al turnover di specie, perché, se si considera la variabilità intraspecifica, la differenza diventa marginalmente non significativa. La scomposizione della variabilità totale dimostra che la variabilità tra le fasce causata dal turnover è quasi dodici volte superiore a quella causata dalla variazione intraspecifica (Tabella 1C). Inoltre, questi risultati mostrano come l'altitudine spieghi solo una piccola frazione sia della variabilità intraspecifica (circa il 58% rimane non spiegato) sia della variabilità composizionale (fissa) (il 67% è non spiegato) (Tabella 1C). La variabilità nei valori specifici di CWM è ulteriormente aumentata da una covariazione positiva tra turnover ed effetti di variabilità intraspecifica (Tabella 1C).

Utilizzando il CM, i valori medi di CM fissi e specifici mostrano una variazione significativa tra le fasce (Figura 2a, b, Tabella 2A).

I test *post hoc* per i valori specifici hanno dimostrato differenze significative in tutti i confronti a coppie, tranne che tra la prima e la seconda fascia (Tabella 2B). In particolare, sia il CM specifico che quello ottenuto da valori fissi risultano, in media, più alti nella terza fascia e più

bassi nella quarta fascia (Figura 2a). Anche la variazione intraspecifica tra le fasce risulta globalmente significativa, con test *post hoc* che mostrano differenze significative tra la quarta fascia (che presenta il valore più basso) e tutte le altre (Figura 2c, Tabella 2B). La quarta fascia è quindi quella che si differenzia maggiormente dalle altre per tutte le componenti (fisse, specifiche e intraspecifiche), mentre la terza fascia ha valori di CM più alti delle altre per le componenti fissa e specifica, ma non per quella intraspecifica.

La scomposizione della variabilità totale mostra che la variabilità tra le fasce causata dal turnover delle specie è più di 26 volte superiore a quella causata dalla variazione intraspecifica (Tabella 2C). Inoltre, questi risultati mostrano come l'altitudine spieghi solo una piccola frazione della variabilità intraspecifica (circa il 53% rimane inspiegato), ma risulta meglio spiegata la variabilità composizionale (meno del 38% non spiegato) (Tabella 2C). La variabilità delle medie specifiche è ulteriormente aumentata da una covariazione positiva tra turnover e variabilità intraspecifica (Tabella 2C).

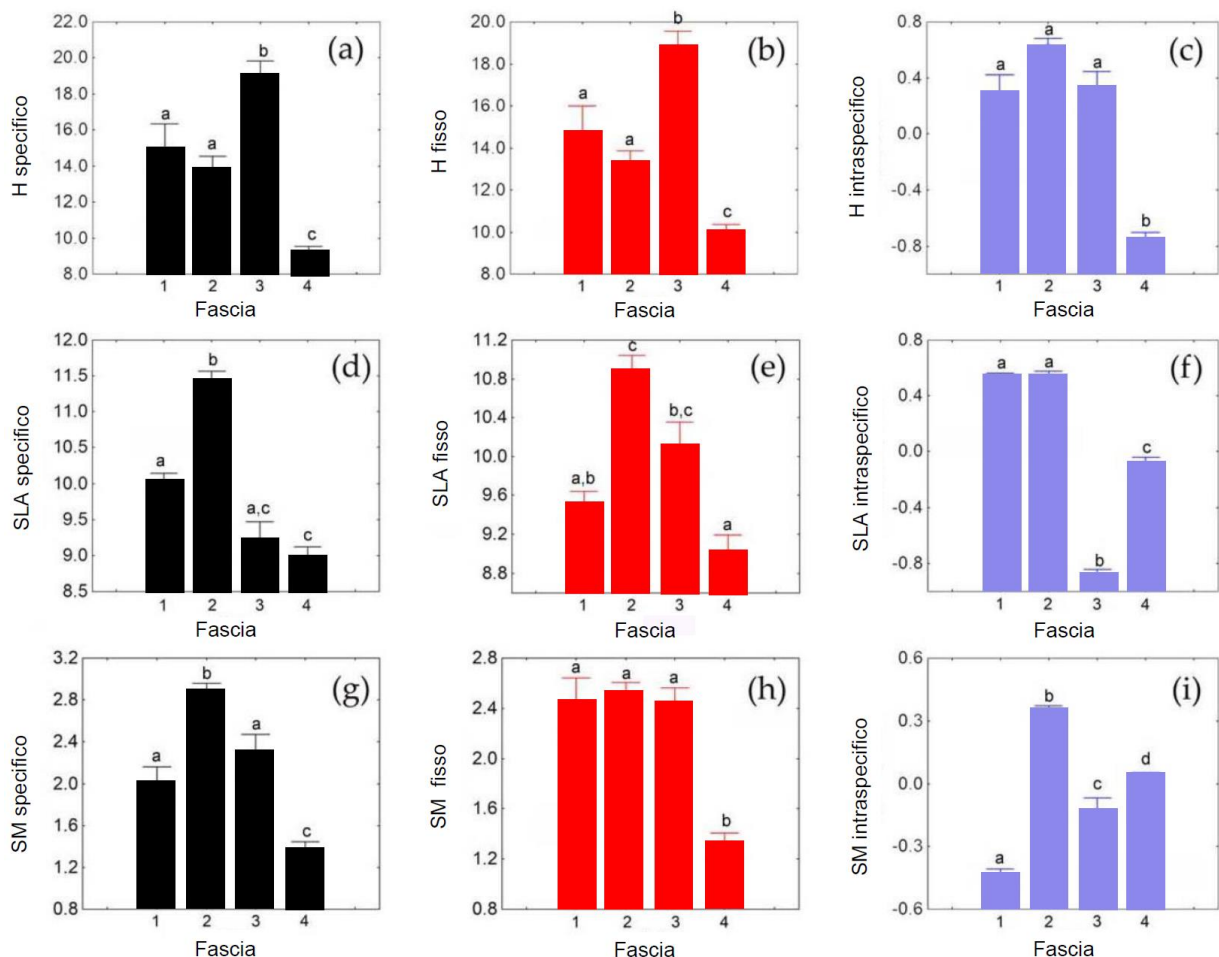


Figura 2. Media e deviazione standard dei valori di CM (*Community Mean*) calcolati nei *plot* delle quattro fasce altimetriche (1, 2, 3, 4) lungo un gradiente montano mediterraneo per i seguenti *traits*: altezza (H: a, b, c), area fogliare specifica (SLA: d, e, f) e massa del seme (SM, g, h, i). I valori di CWM sono calcolati per la variabilità fascia-specifica (a, d, g), la componente fissa (b, e, h) e quella intraspecifica (c, f, i). Lettere diverse indicano differenze significative nei confronti *post hoc* (*Tukey honest significant difference*, HSD) a $p < 0.05$.

Tabella 2. Risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) per il CM (*Community Mean*) relativo all'altezza (H) e sua scomposizione. (A) Analisi delle medie "fisse" e "specifiche" ed effetto della variabilità intraspecifica (ANOVA ad una via). (B) Test *post hoc* (HSD) per confronti a coppie. (C) Variabilità delle singole componenti della variazione dei *traits* (turnover, intraspecifica e covariazione) tra fasce. Si noti che i valori per il turnover, la variabilità intraspecifica e la variazione totale sono gli stessi delle colonne SS nell'ANOVA rispettivamente per i valori fissi, della variabilità intraspecifica e della variabilità specifica. La covariazione è stata ottenuta sottraendo le prime due colonne dall'ultima. I valori in parentesi esprimono la proporzione di variabilità delle diverse componenti e frazione spiegata dal fattore altitudine sono stati ottenuti dividendo i valori fuori parentesi per gli SS totali della variazione totale, cioè della variabilità specifica.

A) Risultati ANOVA	SS	DF	F	p	
CM Fisso					
Fascia	499.3	3	22.77	<0.0001	
Residui	299.7	41			
CM Specifico					
Fascia	631.6	3	28.22	<0.0001	
Residui	305.9	41			
CM Intraspecifico					
Fascia	14.58	3	35.13	<0.0001	
Residui	15.67	41			
B) Risultati test post-hoc					
Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p
CM Fisso		CM Specifico		CM Intraspecifico	
1 vs. 2	0.601	1 vs. 2	0.781	1 vs. 2	0.163
1 vs. 3	0.009	1 vs. 3	0.01	1 vs. 3	0.996
1 vs. 4	<0.001	1 vs. 4	<0.0001	1 vs. 4	<0.0001
2 vs. 3	<0.001	2 vs. 3	<0.001	2 vs. 3	0.204
2 vs. 4	0.032	2 vs. 4	0.001	2 vs. 4	<0.0001
3 vs. 4	<0.0001	3 vs. 4	<0.0001	3 vs. 4	<0.0001
C) Componenti della variabilità					
	Turnover	Variabilità intraspecifica	Covariazione	Totale	
Fascia	499.3 (0.533)	32.62 (0.016)	117.72 (0.126)	631.6 (0.674)	
Residui	299.7 (0.32)	15.67 (0.017)	-9.470 (-0.010)	305.9 (0.326)	
Totale	799 (0.852)	30.25 (0.032)	108.25 (0.115)	937.5 (1)	

3.2. Area fogliare specifica (SLA)

I valori medi fissi di CWM mostrano una variazione significativa tra le fasce, mentre i risultati dei valori specifici non sono significativi ($p = 0.09$), sebbene sia evidente una certa diminuzione nei valori medi dalla prima alla quarta fascia (Figura 1d, e, Tabella 3A). I test *post hoc* per i valori fissi dimostrano che la quarta fascia ha una media significativamente inferiore rispetto alla terza fascia (Tabella 3B). Le variazioni intraspecifiche tra le fasce sono globalmente significative, con i test *post hoc* che mostrano differenze significative per tutti i confronti a coppie, ad eccezione del confronto che coinvolge la prima e la seconda fascia (Tabella 3A). La quarta e la terza fascia hanno valori di CWM significativamente inferiori rispetto alla prima e alla seconda fascia, e il valore medio del CWM della terza fascia è significativamente inferiore a quello della quarta fascia (Figura 1f, Tabella 3B). Ciò indica che le fasce differiscono principalmente nella variabilità intraspecifica per il *trait* SLA, mentre la componente fissa è importante solo per la differenza tra la terza e la quarta fascia.

Tabella 3. Risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) per il CWM relativo all'area fogliare specifica (SLA) e sua scomposizione. (A) Analisi delle medie "fisse" e "specifiche" ed effetto della variabilità intraspecifica (ANOVA ad una via). (B) Test *post hoc* (HSD) per confronti a coppie. (C) Variabilità delle singole componenti della variazione dei *traits* (turnover, intraspecifica e covariazione) tra fasce. Si noti che i valori per il turnover, la variabilità intraspecifica e la variazione totale sono gli stessi delle colonne SS nell'ANOVA rispettivamente per i valori fissi, della variabilità intraspecifica e della variabilità specifica. La covariazione è stata ottenuta sottraendo le prime due colonne dall'ultima. I valori in parentesi esprimono la proporzione di variabilità delle diverse componenti e frazione spiegata dal fattore altitudine sono stati ottenuti dividendo i valori fuori parentesi per gli SS totali della variazione totale, cioè della variabilità specifica.

A) Risultati ANOVA		SS	DF	F	p	
CWM Fisso						
Fascia		7.99	3	3.458	0.025	
Residui		31.58	41			
CWM Specifico						
Fascia		5.76	3	2.335	0.088	
Residui		33.73	41			
CWM Intraspecifico						
Fascia		11.65	3	43.39	<0.0001	
Residui		3.67	41			
B) Risultati test post-hoc						
Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce		p	Confronto tra fasce	p
CWM Fisso		CWM Specifico		CWM Intraspecifico		
1 vs. 2	0.95	1 vs. 2	0.999	1 vs. 2	0.204	
1 vs. 3	0.335	1 vs. 3	0.682	1 vs. 3	<0.0001	
1 vs. 4	0.68	1 vs. 4	0.184	1 vs. 4	0.252	
2 vs. 3	0.111	2 vs. 3	0.571	2 vs. 3	<0.0001	
2 vs. 4	0.945	2 vs. 4	0.118	2 vs. 4	<0.0001	
3 vs. 4	0.017	3 vs. 4	0.792	3 vs. 4	<0.0001	
C) Componenti della variabilità						
	Turnover	Variabilità intraspecifica	Covariazione	Totale		
Fascia	7.99 (0.202)	11.65 (0.295)	-13.880 (-0.351)	5.76 (0.146)		
Residui	31.58 (0.8)	3.67 (0.093)	-1.520 (-0.038)	33.73 (0.854)		
Totale	39.57 (1)	15.32 (0.388)	-15.400 (-0.390)	39.49 (1)		

La scomposizione della variabilità totale mostra che la variabilità tra le fasce causata dal turnover delle specie è quasi tre volte superiore a quella causata dalla variabilità intraspecifica (Tabella 3C). Inoltre, questi risultati mostrano come l'altitudine spieghi una frazione relativamente ampia della variabilità intraspecifica (con circa il 24% rimasto inspiegato), ma la variabilità compositiva (fissa) è scarsamente spiegata (80% non spiegata) (Tabella 3C). Abbiamo riscontrato una covariazione negativa tra turnover e variabilità intraspecifica (Tabella 3C), poiché il CWM è più alto nella terza fascia che nella quarta fascia per la componente fissa, ma è più alto nella quarta fascia rispetto alla terza per la componente intraspecifica, il che può spiegare la mancanza di un risultato significativo per l'ANOVA condotta su valori specifici.

Utilizzando il CM, i valori medi dei CM fissi e specifici mostrano una variazione significativa tra le fasce (Figura 2d, e, Tabella 4A). I test *post hoc* per valori specifici hanno dimostrato differenze significative in tutti i confronti a coppie, tranne che tra la prima e la terza fascia, che presentano una differenza marginalmente non significativa ($p = 0.07$), e tra la terza e la quarta fascia (Tabella 4B). I test *post hoc* per i valori fissi hanno dimostrato differenze significative in tutti i confronti a coppie, tranne che tra la prima e la terza fascia, tra la prima e la quarta fascia, e tra la seconda e la terza fascia, che hanno una differenza marginalmente non significativa ($p =$

0.07) (Tabella 4B). Anche la variazione intraspecifica tra le fasce risulta globalmente significativa, con test *post hoc* che mostrano differenze significative in tutti i confronti a coppie, tranne che tra la prima e la seconda fascia (Figura 2f, Tabella 4B). La terza e la quarta fascia mostrano valori specifici medi più bassi rispetto alla prima e alla seconda fascia, con quest'ultima che presenta il valore medio più alto (Figura 2d). I valori fissi sono più alti nella seconda e terza fascia (Figura 2c). La terza fascia mostra la media più bassa per la variabilità intraspecifica (Figura 2f). In questa fascia il turnover e la variabilità intraspecifica sono in contrapposizione, il che può spiegare perché la quarta fascia non differisce dalla terza fascia per la componente specifica.

Tabella 4. Risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) per il CM relativo all'area fogliare specifica (SLA) e sua scomposizione. (A) Analisi delle medie "fisse" e "specifiche" ed effetto della variabilità intraspecifica (ANOVA ad una via). (B) Test *post hoc* (HSD) per confronti a coppie. (C) Variabilità delle singole componenti della variazione dei *traits* (turnover, intraspecifica e covariazione) tra fasce. Si noti che i valori per il turnover, la variabilità intraspecifica e la variazione totale sono gli stessi delle colonne SS nell'ANOVA rispettivamente per i valori fissi, della variabilità intraspecifica e della variabilità specifica. La covariazione è stata ottenuta sottraendo le prime due colonne dall'ultima. I valori in parentesi esprimono la proporzione di variabilità delle diverse componenti e frazione spiegata dal fattore altitudine sono stati ottenuti dividendo i valori fuori parentesi per gli SS totali della variazione totale, cioè della variabilità specifica.

A) Risultati ANOVA	SS	DF	F	p	
CM Fisso					
Fascia	22.12	3	15.2	<0.0001	
Residui	19.89	41			
CM Specifico					
Fascia	41.03	3	26.89	<0.0001	
Residui	20.85	41			
CM Intraspecifico					
Fascia	13.979	3	170	<0.0001	
Residui	1.124	41			
B) Risultati test post-hoc					
Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p
CM Fisso		CM Specifico		CM Intraspecifico	
1 vs. 2	<0.001	1 vs. 2	<0.001	1 vs. 2	1
1 vs. 3	0.247	1 vs. 3	0.068	1 vs. 3	<0.0001
1 vs. 4	0.378	1 vs. 4	0.004	1 vs. 4	<0.0001
2 vs. 3	0.069	2 vs. 3	<0.0001	2 vs. 3	<0.0001
2 vs. 4	<0.0001	2 vs. 4	<0.0001	2 vs. 4	<0.0001
3 vs. 4	0.002	3 vs. 4	0.756	3 vs. 4	<0.0001
C) Componenti della variabilità					
	Turnover	Variabilità intraspecifica	Covariazione	Totale	
Fascia	22.12 (0.357)	13.979 (0.226)	4.931 (0.08)	41.03 (0.663)	
Residui	19.89 (0.321)	1.124 (0.018)	-0.164 (-0.003)	20.85 (0.337)	
Totale	42.01 (0.679)	15.103 (0.244)	4.767 (0.077)	61.88(1)	

La scomposizione della variabilità totale mostra che la variabilità tra le fasce causata dal turnover delle specie è circa tre volte superiore a quella causata dalla variazione intraspecifica (Tabella 4C). Inoltre, l'altitudine spiega un'ampia frazione della variabilità intraspecifica (solo circa il 7% rimane inspiegato), mentre la variabilità composizionale è scarsamente spiegata (oltre il 47% non spiegato) (Tabella 4C). La variabilità nelle medie specifiche è leggermente aumentata da una covariazione positiva tra turnover e variabilità intraspecifica (Tabella 4C).

3.3. Massa del seme (SM)

Sia i valori medi dei CWM fissi che quelli specifici variano significativamente tra le fasce (Figura 1g, h, Tabella 5A). I test *post hoc* per i valori specifici hanno dimostrato differenze significative tra la seconda e la quarta fascia e tra la terza e la quarta fascia (Tabella 5B). In particolare, il valore specifico del CWM è, in media, significativamente inferiore nella quarta fascia rispetto alla seconda e alla terza, ma simile a quello della prima fascia (Figura 1g). I valori dei CWM fissi variano significativamente tra la terza e la quarta fascia, che è quella che mostra la media più bassa (Tabella 5B, Figura 1h). Anche la variazione intraspecifica tra le fasce è globalmente significativa, con i test *post hoc* che mostrano differenze significative in tutti i confronti a coppie, tranne che tra la prima e la terza fascia (Figura 1i, Tabella 5B).

Tabella 5. Risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) per il CWM relativo per la massa del seme (SM) e sua scomposizione. (A) Analisi delle medie "fisse" e "specifiche" ed effetto della variabilità intraspecifica (ANOVA ad una via). (B) Test *post hoc* (HSD) per confronti a coppie. (C) Variabilità delle singole componenti della variazione dei *traits* (*turnover*, intraspecifica e covariazione) tra fasce. Si noti che i valori per il *turnover*, la variabilità intraspecifica e la variazione totale sono gli stessi delle colonne SS nell'ANOVA rispettivamente per i valori fissi, della variabilità intraspecifica e della variabilità specifica. La covariazione è stata ottenuta sottraendo le prime due colonne dall'ultima. I valori in parentesi esprimono la proporzione di variabilità delle diverse componenti e frazione spiegata dal fattore altitudine sono stati ottenuti dividendo i valori fuori parentesi per gli SS totali della variazione totale, cioè della variabilità specifica.

A) Risultati ANOVA	SS	DF	F	<i>p</i>	
CWM Fisso					
Fascia	7.503	3	5.278	0.004	
Residui	19.429	41			
CWM Specifico					
Fascia	7.363	3	4.974	0.005	
Residui	20.229	41			
CWM Intraspecifico					
Fascia	2.598	3	33.41	<0.0001	
Residui	1.063	41			
B) Risultati test post-hoc					
Confronto tra fasce	<i>p</i>	Confronto tra fasce	<i>p</i>	Confronto tra fasce	<i>p</i>
CWM Fisso		CWM Specifico		CWM Intraspecifico	
1 vs. 2	1	1 vs. 2	0.167	1 vs. 2	<0.0001
1 vs. 3	0.488	1 vs. 3	0.271	1 vs. 3	0.244
1 vs. 4	0.158	1 vs. 4	0.825	1 vs. 4	<0.0001
2 vs. 3	0.467	2 vs. 3	0.988	2 vs. 3	<0.0001
2 vs. 4	0.136	2 vs. 4	0.012	2 vs. 4	<0.001
3 vs. 4	0.002	3 vs. 4	0.023	3 vs. 4	0.005
C) Componenti della variabilità					
	Turnover	Variabilità intraspecifica	Covariazione	Totale	
Fascia	7.503 (0.272)	2.598 (0.094)	-2.738 (-0.099)	7.363 (0.267)	
Residui	19.429 (0.704)	1.063 (0.039)	-0.263 (-0.010)	20.229 (0.733)	
Totale	26.932 (0.976)	3.661 (0.133)	-3.001 (-0.109)	27.592 (1)	

La seconda fascia ha la media più alta, seguita dalla quarta fascia; la prima e la terza fascia hanno i valori più bassi. Ciò indica che le fasce differiscono principalmente nella variabilità intraspecifica per il *trait* SM, mentre la componente fissa è importante solo per la differenza tra la terza e la quarta fascia. Quindi, la quarta fascia è quella maggiormente diversa dalle altre, ma le diverse componenti agiscono in modo contrastante. La quarta fascia mostra una media più alta

per la variabilità intraspecifica (Figura 1i), ma medie più basse per gli effetti specifici (Figura 1g) e fissi (Figura 1h). La scomposizione della variabilità totale mostra che la variabilità tra le fasce causata dal turnover delle specie è di oltre sette volte superiore a quella causata dalla variazione intraspecifica (Tabella 5C), il che spiega perché la quarta fascia ha un CWM significativamente più basso per l'effetto specifico, sebbene presenti il valore più alto per l'effetto intraspecifico. L'altitudine spiega una frazione relativamente ampia della variabilità intraspecifica (circa il 29% rimane inspiegato), ma la variabilità compositiva rimane scarsamente spiegato (circa il 79% non spiegato) (Tabella 5C). Abbiamo riscontrato una covariazione negativa tra turnover e variabilità intraspecifica (Tabella 5C), che può spiegare i risultati contrastanti per la quarta fascia. Utilizzando il CM, i valori medi fissi e specifici mostrano variazioni significative tra le fasce (Figura 2g, h, Tabella 6A). I test *post hoc* per valori specifici hanno dimostrato differenze significative in tutti i casi, tranne che tra la prima e la terza fascia (Tabella 6B). I valori fissi di CM variano significativamente tra la quarta fascia e tutte le altre (Tabella 6B).

Tabella 6. Risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) per il CM relativo per la massa del seme (SM) e sua scomposizione. (A) Analisi delle medie "fisse" e "specifiche" ed effetto della variabilità intraspecifica (ANOVA ad una via). (B) Test *post hoc* (HSD) per confronti a coppie. (C) Variabilità delle singole componenti della variazione dei *traits* (turnover, intraspecifica e covariazione) tra fasce. Si noti che i valori per il turnover, la variabilità intraspecifica e la variazione totale sono gli stessi delle colonne SS nell'ANOVA rispettivamente per i valori fissi, della variabilità intraspecifica e della variabilità specifica. La covariazione è stata ottenuta sottraendo le prime due colonne dall'ultima. I valori in parentesi esprimono la proporzione di variabilità delle diverse componenti e frazione spiegata dal fattore altitudine sono stati ottenuti dividendo i valori fuori parentesi per gli SS totali della variazione totale, cioè della variabilità specifica.

A) Risultati ANOVA	SS	DF	F	p	
CM Fisso					
Fascia	13.063	3	23.93	<0.0001	
Residui	7.459	41			
CM Specifico					
Fascia	14.557	3	24.05	<0.0001	
Residui	8.271	41			
CM Intraspecifico					
Fascia	3.213	3	63.06	<0.0001	
Residui	0.696	41			
B) Risultati test post-hoc					
Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p	Confronto tra fasce	p
CM Fisso		CM Specifico		CM Intraspecifico	
1 vs. 2	0.975	1 vs. 2	<0.001	1 vs. 2	<0.0001
1 vs. 3	1	1 vs. 3	0.43	1 vs. 3	<0.0001
1 vs. 4	<0.0001	1 vs. 4	0.01	1 vs. 4	<0.0001
2 vs. 3	0.964	2 vs. 3	0.028	2 vs. 3	<0.0001
2 vs. 4	<0.0001	2 vs. 4	<0.0001	2 vs. 4	<0.0001
3 vs. 4	<0.0001	3 vs. 4	<0.0001	3 vs. 4	0.009
C) Componenti della variabilità					
	Turnover	Variabilità intraspecifica	Covariazione	Totale	
Fascia	13.063 (0.572)	3.213 (0.141)	-1.719 (-0.075)	14.557 (0.638)	
Residui	7.459 (0.327)	0.696 (0.03)	0.116 (0.005)	8.271 (0.362)	
Totale	20.522 (0.899)	3.909 (0.171)	-1.603(-0.070)	22.828 (1)	

Anche la variazione intraspecifica tra le fasce risulta globalmente significativa, con i test *post hoc* che mostrano differenze significative in tutti i confronti a coppie (Figura 2i, Tabella 6B). La quarta fascia mostra il valore medio di CM più basso, sia per la componente specifica (Figura 2g) che per quella fissa (Figura 2h), mentre la quarta fascia presenta una media più alta rispetto

alla prima e alla terza fascia per la componente intraspecifica (Figura 2i). Ciò indica che le fasce differiscono principalmente nella variabilità intraspecifica per il *trait* SM, mentre la componente fissa è importante solo per la differenza tra la terza e la quarta fascia. Quindi, la quarta fascia è quella che mostra le maggiori differenze con le altre, ma le diverse componenti agiscono in modo contrastante. La quarta fascia mostra un CM medio più alto per la variabilità intraspecifica (Figura 2i), ma medie inferiori per gli effetti specifici (Figura 2g) e fissi (Figura 2h).

La scomposizione della variabilità totale mostra che la variabilità tra le fasce causata dalla variabilità del turnover delle specie è di oltre cinque volte superiore a quella causata dalla variazione intraspecifica (Tabella 6C), il che spiega perché la quarta fascia abbia un valore medio del CM significativamente inferiore per l'effetto specifico, nonostante abbia il più alto valore per l'effetto intraspecifico. L'altitudine spiega molto bene la variabilità intraspecifica (meno del 3 % rimane inspiegata), ma la variabilità compositiva rimane molto meno spiegata (circa il 57% non spiegato) (Tabella 6C). È stata riscontrata una covariazione negativa tra il turnover e la variabilità intraspecifica (Tabella 6C), il che spiega i risultati contrastanti osservati per la quarta fascia.

4. Discussione

Le variazioni delle caratteristiche della vegetazione lungo i gradienti altimetrici sono principalmente determinate da fattori climatici, in particolare dalla diminuzione delle temperature (Körner, 2016; Fattorini et al., 2019; Fattorini et al., 2020). Tuttavia, altri fattori, come le precipitazioni, la topografia, la disponibilità di nutrienti e gli impatti antropici, possono contribuire a modificare la vegetazione lungo i gradienti altimetrici (Greenwood e Jump, 2014; Fattorini et al., 2020). Lo studio della struttura funzionale delle comunità vegetali e di come questa varia lungo i gradienti altitudinali ha recentemente attirato molta attenzione (de Bello et al., 2013; Lee et al., 2013; Kichenin et al., 2013; Schöb et al., 2013; Pescador et al., 2015; Luo et al., 2016a,b; Gazol et al., 2017; Zhang et al., 2017; Junker e Larue-Kontić, 2018; Bricca et al., 2019; la maggior parte degli studi disponibili, tuttavia, si limita ad analizzare i *traits* singolarmente (Rosbakh et al., 2015). Kichenin et al. (2013), ad esempio, hanno mostrato che l'area fogliare tende a diminuire con l'aumentare dell'altitudine nella maggior parte delle specie, il che si riflette nella diminuzione dei valori di CWM per questo *trait*. Tuttavia, la variazione nella composizione funzionale delle comunità vegetali può essere adeguatamente compresa solo se si esaminano contemporaneamente diversi *trait*, e l'analisi di un singolo *trait* non è sufficiente per fornire informazioni esaustive sull'assemblaggio delle comunità. Inoltre, pochi studi si sono concentrati su gradienti altimetrici nel bacino del Mediterraneo (Stanisci et al., 2020; Bricca et al., 2021, 2022; Tardella et al., 2021), e la maggior parte della letteratura in merito all'analisi dei *traits* ha come oggetto rilievi alpini o centro-asiatici (Chelli et al., 2019; Campetella et al., 2019).

Gran parte degli studi che utilizzano CWM e CM si sono concentrati sulla variabilità interspecifica, trascurando così il potenziale impatto della variabilità intraspecifica (Jung et al., 2010; Carmona et al., 2014). Tuttavia, la variabilità intraspecifica può contribuire in modo sostanziale alla risposta complessiva dei *trait* funzionali ai gradienti ambientali (Fridley et al., 2007; Jung et al., 2010; Le Bagousse-Pinguet et al., 2013). Nel nostro studio, l'uso del CWM ha evidenziato che la variazione interspecifica è la fonte predominante di variabilità in tutti i casi (sebbene con un effetto non significativo per SLA); il pattern è in accordo con quanto è stato osservato da Kichenin et al. (2013). Ciò significa che i fattori ambientali di stress che variano con l'altitudine esercitano la loro influenza essenzialmente in termini di composizione delle

specie e loro abbondanze relative, operando quindi ad ampia scala. Del resto, ci si aspetta che i principali fattori che influiscono sulle specie vegetali lungo i gradienti altitudinali siano quelli climatici (in particolare, le variazioni di temperatura e precipitazioni), che dovrebbero prevalere su quelli che operano a livello locale (ad esempio, possibili differenze locali tra i *plot* della stessa fascia).

In tutti i casi i valori più bassi di CWM specifici e fissi sono stati riscontrati nella quarta fascia, che risulta quindi essere quella con le condizioni più stressanti per le piante, soprattutto a causa dei periodi di gelo. Le specie che si trovano nella quarta fascia presentano adattamenti per far fronte alle basse temperature e allo stress da gelo, come altezze medie più basse (un'altezza inferiore consente alle specie di beneficiare del calore del suolo) (de Bello et al., 2013; Dainese et al., 2012; Körner, 2016), foglie con una superficie più piccola (un fenomeno osservato ad alta quota come adattamento al gelo) (Rosbakh et al., 2015; Körner, 2016) e semi più piccoli (una condizione comune ad alta quota a causa della breve stagione di crescita) (Dainese et al., 2012).

Sebbene meno rilevante della componente interspecifica in termini di variabilità spiegata, la componente intraspecifica ha esercitato un ruolo significativo in tutti i casi. Per tutti i *traits* studiati (H, SLA e SM), i CWM medi intraspecifici più elevati sono stati registrati nella seconda fascia, il che suggerisce che questa è l'altitudine più favorevole per la vita delle piante nel sistema studiato, poiché, in questa fascia, sia lo stress da siccità che lo stress da gelo non sono troppo intensi (Bricca et al., 2019). In effetti, i bassi valori di CWM osservati nella prima fascia potrebbero essere una conseguenza dell'adattamento delle piante allo stress idrico dato dall'aridità estiva tipica dell'ambiente mediterraneo; nella seconda fascia lo stress dovuto alla siccità estiva potrebbe essere mitigato dall'abbassamento delle temperature dovuto all'aumento dell'altitudine. A quote ancora più elevate, nella terza e quarta fascia, le condizioni ambientali diventano più ostili, soprattutto a causa delle temperature particolarmente basse (Bricca et al., 2019).

Per H, il valore più basso dei CWM e CM intraspecifici osservato nella quarta fascia suggerisce che lo stress da gelo ha influenzato la comunità vegetale selezionando non solo specie con altezza ridotta (Körner, 2016; Stanisci et al., 2020), ma anche individui più bassi (come evidenziato dalla covariazione positiva tra variabilità inter- e intraspecifica). Infatti, le differenze tra le prime tre fasce nelle altezze delle piante sono minime, il che suggerisce una forte selezione locale sull'altezza della pianta solo in condizioni di intenso stress dovuto alle basse temperature, riscontrabile solo alle quote maggiori (quarta fascia). Una riduzione dell'altezza della pianta si osserva tipicamente in condizioni di forte stress dovuto alle basse temperature; poiché la temperatura del suolo è superiore a quella dell'aria, le piante più basse beneficiano maggiormente del calore del suolo (Garnier et al., 2004; Körner, 2016). Inoltre, quando il terreno è ghiacciato, le piante più basse tendono ad essere più protette dall'essiccamento dal manto nevoso (Grime, 2006).

Per SLA e SM, invece, la terza fascia ha mostrato valori inferiori rispetto alla quarta. A questa quota, sembra che le piante investano meno nello sviluppo in altezza degli individui, ma di più nell'acquisizione delle risorse, grazie a una maggiore superficie fogliare, e nella dispersione, grazie a semi di maggior massa. SLA è infatti un *trait* rappresentativo delle strategie di acquisizione, uso e conservazione delle risorse (Wright et al., 2004) ed è stato osservato che diminuisce con la diminuzione delle temperature (Cornelissen et al., 2003).

La dimensione del seme (SM), invece, esprime le capacità di una specie di colonizzazione e sviluppo di nuove plantule (Cornelissen et al., 2003). Pertanto, i nostri risultati indicano che gli

ambienti ad alta quota favoriscano piante che possiedono strategie più efficienti per sfruttare le poche risorse disponibili, e quindi per far fronte a condizioni di stress.

È anche interessante notare che, per la variabilità totale della comunità (cioè la variabilità specifica), SLA mostra un *trend* decrescente con l'altitudine. Valori di SLA più bassi potrebbero fornire un vantaggio in presenza di temperature più basse, perché valori di SLA più bassi sono correlati a un contenuto più elevato di proteine e composti secondari (come la prolina) per unità fogliare, che aumentano la resistenza delle foglie al congelamento (Poorter et al., 2009). Per quanto riguarda invece SM, le dimensioni maggiori dei semi sono state interpretate come un adattamento per aumentare la probabilità di successo riproduttivo in ambienti ostili (Moles e Westoby, 2006). Nel nostro caso, se da una parte le specie caratterizzate da semi piccoli tendono ad essere selezionate dall'alta quota (a causa della brevità del periodo vegetativo), dall'altra, proprio tra queste specie con semi piccoli, potrebbero essere selezionati individui con semi più grandi, che avrebbero un maggior successo riproduttivo (il che spiegherebbe la covariazione negativa).

La variazione del CM dovuta al turnover (in questo caso, legata esclusivamente all'identità della specie, poiché le abbondanze relative non vengono prese in considerazione nel calcolo del CM) risulta essere la fonte predominante di variabilità in tutti i casi, rispecchiando i pattern riscontrati per i CWM. Per H, l'altitudine mostra un effetto moderato sulla variabilità intraspecifica, ma appare relativamente importante nella variabilità interspecifica (turnover); in SLA e SM, l'altitudine spiega una frazione più alta della variabilità intraspecifica, ma solo una piccola frazione della variabilità associata al turnover. Tali differenze sono imputabili al fatto che i CM medi per l'effetto fisso sono associati a una variabilità maggiore rispetto a quella dei CM medi calcolati con la variabilità intraspecifica. Per tutti i *traits* considerati (H, SLA e SM), sia i valori dei CM specifici che quelli fissi presentano i valori più bassi nella quarta fascia, come osservato anche per CWM.

In tutti i *traits* considerati, i pattern di variazione nella componente intraspecifica e nella variabilità totale risultano simili a quelli discussi per il CWM. Appare, quindi, che, quando si esclude l'effetto della variabilità dovuto alla variazione delle coperture relative (considerata nei CWM ma non nei CM), i risultati tendono a rimanere molto simili. Ciò indica che le differenze nella struttura funzionale sono essenzialmente influenzate dalle differenze nei *traits* tra le comunità, non dalle differenze nelle coperture relative delle specie. Questo risultato, insieme al fatto che i valori dei CWM intraspecifici e fissi hanno mostrato pattern diversi di variazione, suggerisce che esiste una combinazione di meccanismi che regolano la diversità locale (Adler et al., 2013; Kraft et al., 2015a; Lasky et al., 2014) e guidano la variazione dei CWM su scala più ampia. Una possibile spiegazione è che le specie con valori dei *traits* che divergono maggiormente dal CWM possono comunque persistere localmente se i fattori di stress agiscono in maniera più forte sul fenotipo nel suo insieme che sui *traits* individuali (Kimball et al., 2011; Kraft et al., 2015a; Laughlin e Messier, 2015).

Nel complesso, questi risultati si inquadrano bene in un modello di *environmental filtering*. Infatti, se i *traits* investigati sono associabili in modo chiaro a caratteristiche fisiologiche (come nel caso dei *traits* scelti nel nostro studio), i diversi valori di CWM osservati in differenti condizioni ambientali riflettono l'azione dell'*environmental filtering* che ha operato selezionando diverse strategie funzionali.

Assumendo che l'assemblaggio di una comunità sia guidato dal processo dell'*environmental filtering*, i valori del CWM riflettono la strategia più funzionalmente "ottimale" a livello locale, partendo da un pool più vasto di specie regionali, in funzione delle condizioni ambientali di un

certo sito (Shipley et al., 2011; Enquist et al., 2015; Warton et al., 2015). I risultati della nostra ricerca supportano questa interpretazione poiché dimostrano, in generale, un effetto filtro sia sulla componente fissa che su quella intraspecifica, seppure con certe differenze a seconda della componente e del *trait* considerato.

La nostra indagine ha, inoltre, evidenziato che in generale le differenze tra le comunità non sono influenzate tanto dalle abbondanze relative delle specie, ma dalle differenze tra i *traits*. Tale risultato, insieme al fatto che i modelli di variazione ottenuti con i CWM intraspecifici sono diversi da quelli ottenuti con i CWM fissi, suggerisce che vi sia un'azione combinata di meccanismi che, da un lato, condizionano e mantengono la diversità locale (Adler et al., 2013; Lasky et al., 2014, Kraft et al. 2015a) e, dall'altro, guidano le variazioni del CWM a scala maggiore. Questo si può spiegare con il fatto che specie con valori dei *traits* maggiormente divergenti dal CWM (che risultano subdominanti) possono tuttavia persistere localmente, se i vincoli ambientali agiscono più fortemente sul fenotipo nel suo insieme che su singoli *traits* (Kimball et al., 2012; Laughlin e Messier, 2015; Kraft et al., 2015a; Kraft et al., 2015b).

I risultati della nostra ricerca permettono inoltre di elaborare alcune considerazioni sul rapporto tra covariazione e resistenza delle comunità. Il contributo della variazione interspecifica alla variabilità totale di un *trait* in una comunità riflette infatti la sua resistenza alle variazioni ambientali: quando la variazione interspecifica supera la variazione intraspecifica, la comunità ha una bassa resistenza (Albert et al., 2011; Violle et al., 2012). Più specificamente, quando tutte le specie sono ponderate allo stesso modo (cioè, quando si usa il CM), una maggiore importanza della variabilità intraspecifica in relazione alla variazione ambientale riflette una maggiore resistenza della composizione della comunità vegetale ai cambiamenti ambientali (Mason et al., 2012). Al contrario, quando si utilizzano le medie ponderate dalle abbondanze relative (CWM), un maggior contributo relativo della variazione intraspecifica indica una maggiore resilienza della struttura della comunità, che riflette l'influenza sia dell'identità che dell'abbondanza relativa delle specie dominanti (Violle et al., 2007; Jung et al., 2010).

Nel nostro caso, la variazione spiegata dalla componente intraspecifica è risultata generalmente molto inferiore a quella della componente interspecifica, sia per il CWM che per il CM, il che significa che le comunità studiate mostrano una bassa resistenza agli stress abiotici, sia in termini di composizione di specie (CM), sia in termini di dominanza (CWM). Ciò può essere interpretato come una conseguenza della forte intensità dei fattori di stress che costringono le comunità a rispondere a tali cambiamenti rimodellandosi in modo profondo. La bassa resistenza di queste comunità deducibile dal nostro studio suggerisce che queste siano intrinsecamente fragili, e vulnerabili ai processi di cambiamento climatico che minacciano la biodiversità nelle aree montane (Grace et al., 2002; Lenoir et al., 2008; Spehn, 2011; Sundqvist et al., 2013; Read et al., 2014)

Confrontare la covariazione tra variabilità interspecifica e intraspecifica può fornire importanti informazioni sulle relazioni tra struttura della comunità e cambiamenti ambientali. Tendenze parallele (cioè una covariazione positiva) possono avere effetti che accentuano le risposte delle medie nelle comunità (Lepš et al., 2011; Cornwell et al., 2009). Al contrario, tendenze opposte (cioè una covariazione negativa) tra variabilità interspecifica e intraspecifica possono portare queste fonti di variabilità a una compensazione reciproca, e quindi all'assenza di risposta nei valori medi specifici (Lepš et al., 2011; Pérez-Ramos et al., 2012). Sebbene le ragioni alla base della covariazione negativa rimangano sfuggenti, indagare le cause della covariazione negativa è essenziale per comprendere la struttura della comunità vegetale (Jung et al., 2010).

Usando il CWM, abbiamo riscontrato covariazioni positive per il *trait* H e covariazioni negative per SLA e SM. Usando il CM, la covariazione risulta positiva per H che per SLA, ma negativa per SM, dove però possiede un ruolo del tutto secondario. In generale, ci si aspetta una covariazione positiva quando i fattori ambientali che favoriscono le specie vegetali con determinati valori di un certo *trait* favoriscono anche gli stessi *traits* a livello dei singoli individui, rafforzando così la risposta della comunità nella stessa direzione funzionale (Lepš et al., 2011; Auger e Shipley, 2013; Siefert et al., 2015). Ad esempio, la fertilità del suolo favorisce sia le specie più alte sia, all'interno di queste specie, gli individui più alti (Lepš et al., 2011). La covariazione positiva osservata nei valori dei CWM per il *trait* H suggerisce che i fattori locali (“filtri inferiori”) agiscano di concerto con quelli che operano su una scala più grossolana (“filtri superiori”) selezionando individui piccoli all'interno di specie piccole nella quarta fascia. Al contrario, covariazioni negative in SLA e SM indicano che questi *traits* sono sotto l'effetto di un doppio filtro ambientale: dopo essere stati selezionati seguendo una direzione a livello di specie, le comunità rispondono in modo opposto a questi stessi filtri a livello individuale. Una covariazione negativa per SLA è già stata osservata da Kichenin et al. (2013), e spiega l'assenza di un effetto dato dalla quota sulla variazione totale della comunità già osservata in un altro studio (Bricca et al., 2019). Mentre i cambiamenti nella temperatura, nella quantità di luce, nella concentrazione di nutrienti e nella disponibilità di acqua possono spiegare la diminuzione interspecifica di SLA ad altitudini più elevate, il concomitante aumento in termini di componente intraspecifica è meno evidente e deve essere interpretato in base al contesto specifico (Kichenin et al., 2013). Nel nostro caso, la terza fascia è quella con la media più alta per la componente fissa (cioè è la fascia dove sono state selezionate le piante con la maggiore superficie fogliare specifica), ma è anche quella con la media intraspecifica di SLA più bassa (cioè, gli individui rispondono localmente con un minore sviluppo della superficie fogliare). Ciò suggerisce che, poiché le piante prevalenti nella terza fascia sono quelle con SLA già mediamente alto, non è necessario che abbiano localmente individui con SLA più elevato, il che potrebbe spiegare la covariazione negativa per questo *trait*. Infine, la covariazione positiva riscontrata utilizzando i valori di CM indica che, in generale, i fattori stressanti che agiscono a livello individuale operano di concerto con quelli che agiscono a livello di specie in termini di selezione dei *traits*, e che le risposte contrastanti sono dovute alle differenze nella copertura delle specie, come evidenziato dal CWM.

5. Conclusioni

La nostra ricerca ha, in conclusione, evidenziato come le comunità vegetali di un sistema montuoso appenninico mostrino importanti variazioni nella loro struttura funzionale a seconda dell'altitudine per effetto delle condizioni di stress (termico e idrico) che operano come filtri ambientali secondo un gradiente di doppio stress tipico del contesto mediterraneo.

Abbiamo individuato le quote intermedie (seconda fascia: 1575–1825 m) come quelle più favorevoli, e le più alte (quarta fascia: 2075–2375 m) come le più selettiva. Ciò può essere attribuito al fatto che gli ambienti di alta quota sono i più stressanti a causa del loro clima particolarmente rigido (basse temperature, forti venti ed elevato irraggiamento). Le quote intermedie sono più favorevoli anche rispetto alle più basse, poiché queste ultime sono caratterizzate da un maggiore stress rappresentato dall'aridità estiva. I diversi *traits*, tuttavia, mostrano pattern di variazione altimetrica differenti, che possono essere ricollegati alla loro funzione. In generale, i confronti tra variabilità intra- e interspecifica hanno mostrato che

quest'ultima è la componente più importante. Questo dimostra una scarsa capacità delle piante di alta quota di far fronte alle variazioni ambientali attraverso la plasticità fenotipica, e di conseguenza anche ai processi di cambiamento climatico in atto, il che sottolinea la fragilità degli ecosistemi montani dal punto di vista conservazionistico.

Bibliografia

- Adler, P.B.; Fajardo, A.; Kleinhesselink, A.R.; Kraft, N.J.B. Trait-based tests of coexistence mechanisms. *Ecol. Lett.* **2013**, *16*, 1294–1306.
- Albert, C.H.; Thuiller, W.; Yoccoz, N.G.; Soudant, A.; Boucher, F.; Saccone, P.; Lavorel, S. Intraspecific functional variability: Extent, structure and sources of variation. *J. Ecol.* **2010a**, *98*, 604–613.
- Albert, C.H.; Thuiller, W.; Yoccoz, N.G.; Douzet, R.; Aubert, S.; Lavorel, S. A multi-trait approach reveals the structure and the relative importance of intra- vs. interspecific variability in plant traits. *Funct. Ecol.* **2010b**, *24*, 1192–1201.
- Albert, C.H.; Grassein, F.; Schurr, F.M.; Vieilledent, G.; Violle, C. When and how should intraspecific variability be considered in trait-based plant ecology? *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **2011**, *13*, 217–225.
- Anna, E.; Vojtkó, A.; Freitag, M.; Bricca, A.; Martello, F.; Compañ, J.M.; Küttim, M.; Kun, R.; De Bello, F.; Klimešová, J.; et al. Clonal vs leaf-height-seed (LHS) traits: Which are filtered more strongly across habitats? *Folia Geobot. Phytotaxon.* **2017**, *52*, 269–281.
- Auger, S.; Shipley, B. Inter-specific and intra-specific trait variation along short environmental gradients in an old-growth temperate forest. *J. Veg. Sci.* **2013**, *24*, 419–428.
- Azcárate, F.M.; Sánchez, A.M.; Arqueros, L.; Peco, B. Abundance and habitat segregation in Mediterranean grassland species: the importance of seed weight. *J. Veg. Sci.* **2002**, *13*, 159–166.
- Bernard-Verdier, M.; Navas, M.; Vellend, M.; Violle, C.; Fayolle, A.; Garnier, E. Community assembly along a soil depth gradient: contrasting patterns of plant trait convergence and divergence in a Mediterranean rangeland. *J. Ecol.* **2012**, *100*, 1422–1433.
- Bland, J.M.; Altman, D.G. Statistics notes: Transformations, means, and confidence intervals. *BMJ* **1996**, *312*, 1079.
- Booth, R.E.; Grime, J.P. Effects of genetic impoverishment on plant community diversity. *J. Ecol.* **2003**, *91*, 721–730.
- Bricca, A.; Conti, L.; Tardella, M.F.; Catorci, A.; Iocchi, M.; Theurillat, J.-P.; Cutini, M. Community assembly processes along a sub-Mediterranean elevation gradient: Analyzing the interdependence of trait community weighted mean and functional diversity. *Plant Ecol.* **2019**, *220*, 1139–1151.
- Bricca, A.; Carranza, M.L.; Varricchione, M.; Cutini, M.; Stanisci, A. Exploring Plant Functional Diversity and Redundancy of Mediterranean High-Mountain Habitats in the Apennines. *Diversity* **2021**, *13*, 466.
- Bricca, A.; Di Musciano, M.; Ferrara, A.; Theurillat, J.-P.; Cutini, M. Community assembly along climatic gradient: Contrasting pattern between- and within- species. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **2022**, *56*, 125675.

- Campetella, G.; Chelli, S.; Wellstein, C.; Farris, E.; Calvia, G.; Simonetti, E.; Borsukiewicz, L.; Vanderplank, S.; Marignani, M. Contrasting patterns in leaf traits of Mediterranean shrub communities along an elevation gradient: Measurements matter. *Plant Ecol.* **2019**, *220*, 765–776.
- Carmona, C.P.; Rota, C.; Azcárate, F.M.; Peco, B. More for less: Sampling strategies of plant functional traits across local environmental gradients. *Funct. Ecol.* **2014**, *29*, 579–588.
- Cavieres, L.A.; Arroyo, M.T.K.; Molina-Montenegro, M.; Torres, C.; Peñaloza, A. Nurse effect of *Bolax gummifera* (Apiaceae) cushion plants in the alpine vegetation of the Chilean Patagonian Andes. *J. Veg. Sci.* **2002**, *13*, 547–554.
- Chanteloup, P.; Bonis, A. Functional diversity in root and above-ground traits in a fertile grassland shows a detrimental effect on productivity. *Basic Appl. Ecol.* **2013**, *14*, 208–216.
- Chelli, S.; Marignani, M.; Barni, E.; Petraglia, A.; Puglielli, G.; Wellstein, C.; Acosta, A.T.R.; Bolpagni, R.; Bragazza, L.; Campetella, G.; et al. Plant–environment interactions through a functional traits perspective: A review of Italian studies. *Plant Biosyst. Int. J. Deal. Asp. Plant Biol.* **2019**, *153*, 853–869.
- Chesson, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **2000**, *31*, 343–366.
- Cingolani, A.M.; Cabido, M.; Gurvich, D.E.; Renison, D.; Díaz, S. Filtering processes in the assembly of plant communities: Are species presence and abundance driven by the same traits? *J. Veg. Sci.* **2007**, *18*, 911–920.
- Cornelissen, J.H.C.; Lavorel, S.; Garnier, E.; Díaz, S.; Buchmann, N.; Gurvich, D.E.; Reich, P.B.; Ter Steege, H.; Morgan, H.D.; Van Der Heijden, M.G.A.; et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* **2003**, *51*, 335–380.
- Cornwell, W.K.; Ackerly, D.D. Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecol. Monogr.* **2009**, *79*, 109–126.
- Courbaud, B.; Vieilledent, G.; Kunstler, G. Intra-specific variability and the competition–colonisation trade-off: Coexistence, abundance and stability patterns. *Theor. Ecol.* **2010**, *5*, 61–71.
- Dainese, M.; Scotton, M.; Clementel, F.; Pecile, A.; Leps, J. Do climate, resource availability, and grazing pressure filter floristic composition and functioning in Alpine pastures? *Community Ecol.* **2012**, *13*, 45–54.
- De Bello, F. The quest for trait convergence and divergence in community assembly: Are null-models the magic wand? *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2011**, *21*, 312–317.
- De Bello, F.; Lavorel, S.; Lavergne, S.; Albert, C.H.; Boulangeat, I.; Mazel, F.; Thuiller, W. Hierarchical effects of environmental filters on the functional structure of plant communities: A case study in the French Alps. *Ecography* **2013**, *36*, 393–402.
- Di Biase, L.; Fattorini, S.; Cutini, M.; Bricca, A. The Role of Inter- and Intraspecific Variations in Grassland Plant Functional Traits along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain Area. *Plants* **2021**, *10*, 359.
- Díaz, S.; Kattge, J.; Cornelissen, J.H.C.; Wright, I.J.; Lavorel, S.; Dray, S.; Reu, B.; Kleyer, M.; Wirth, C.; Prentice, I.C.; et al. The global spectrum of plant form and function. *Nat. Cell Biol.* **2016**, *529*, 167–171.
- Enquist, B.J.; Norberg, J.; Bonsor, S.P.; Violle, C.; Webb, C.T.; Henderson, A.; Sloat, L.L.; Savage, V.M. Scaling from traits to ecosystems: developing a general trait driver theory via integrating trait-based and metabolic scaling theories. *Adv. Ecol. Res.* **2015**, *52*, 249–318.

- Fattorini, S.; Di Biase, L.; Chiarucci, A. Recognizing and interpreting vegetational belts: New wine in the old bottles of a von Humboldt's legacy. *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1643–1651.
- Fattorini, S.; Mantoni, C.; Di Biase, L.; Pace, L. Mountain biodiversity and sustainable development. In Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Life on Land; Leal Filho, W., Azul, A., Brandli, L., Özuyar, P., Wall, T., Eds.; Springer International Publishing: New York, NY, USA, 2020; pp. 1–31.
- Fridley, J.D.; Grime, J.P.; Bilton, M. Genetic identity of interspecific neighbours mediates plant responses to competition and environmental variation in a species-rich grassland. *J. Ecol.* **2007**, *95*, 908–915.
- Fu, H.; Zhong, J.; Yuan, G.; Ni, L.; Xie, P.; Cao, T. Functional traits composition predict macrophytes community productivity along a water depth gradient in a freshwater lake. *Ecol. Evol.* **2014**, *4*, 1516–1523.
- Garnier, E.; Cortez, J.; Neill, C.; Toussaint, J.-P.; Billès, G.; Navas, M.-L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* **2004**, *85*, 2630–2637.
- Gazol, A.; Moiseev, P.; Camarero, J.J. Changes in plant taxonomic and functional diversity patterns following treeline advances in the South Urals. *Plant Ecol. Divers.* **2017**, *10*, 283–292.
- Grace, J.; Berninger, F.; Nagy, L. Impacts of climate change on the tree line. *Ann. Bot.* **2002**, *90*, 537–544.
- Greenwood, S.; Jump, A.S. Consequences of treeline shifts for the diversity and function of high altitude ecosystems. *Arctic Antarct. Alp. Res.* **2014**, *46*, 829–840.
- Grime, J.P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *J. Ecol.* **1998**, *86*, 902–910.
- Grime, J.P. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*, 2nd ed; John Wiley & Sons: Chichester, UK, 2006.
- Hector, A.; Schmid, B.; Beierkuhnlein, C.; Caldeira, M.C.; Diemer, M.; Dimitrakopoulos, P.G.; Finn, J.A.; Freitas, H.; Giller, P.S.; Good, J.; et al. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands *Science* **1999**, *286*, 1123–1127.
- Hillebrand, H.; Bennet, D.M.; Cadotte, M.W. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* **2008**, *89*, 1510–1520.
- Huston, M.A. Hidden treatments in ecological experiments: Re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia* **1997**, *110*, 449–460.
- Jung, V.; Violle, C.; Mondy, C.P.; Hoffmann, L.; Muller, S.D. Intraspecific variability and trait-based community assembly. *J. Ecol.* **2010**, *98*, 1134–1140.
- Junker, R.R.; Larue-Kontić, A.-A.C. Elevation predicts the functional composition of alpine plant communities based on vegetative traits, but not based on floral traits. *Alp. Bot.* **2018**, *128*, 13–22.
- Khalil, M.I.; Gibson, D.J.; Baer, S.G. Functional response of subordinate species to intraspecific trait variability within dominant species. *J. Ecol.* **2019**, *107*, 2040–2053.
- Kichenin, E.; Wardle, D.A.; Peltzer, D.A.; Morse, C.W.; Freschet, G.T. Contrasting effects of plant inter- and intraspecific variation on community-level trait measures along an environmental gradient. *Funct. Ecol.* **2013**, *27*, 1254–1261.
- Kimball, S.; Gremer, J.R.; Angert, A.L.; Huxman, T.E.; Venable, D.L. Fitness and physiology in a variable environment. *Oecologia* **2011**, *169*, 319–329.
- Körner, C. Why are there global gradients in species richness? Mountains might hold the answer. *Trends Ecol. Evol.* **2000**, *15*, 523–514.

- Körner, C. *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*; Springer: Berlin, Germany, 2003.
- Körner, C. Plant adaptation to cold climates. *F1000Research* **2016**, *5*, 2769.
- Kraft, N.J.B.; Adler, P.B.; Godoy, O.; James, E.C.; Fuller, S.; Levine, J.M. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct. Ecol.* **2015a**, *29*, 592–599.
- Kraft, N.J.B.; Godoy, O.; Levine, J.M. Plant functional traits and the multidimensional nature of species coexistence. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2015b**, *112*, 797–802.
- Laliberté, E.; Legendre, P.; Shipley, B. FD: Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R Package Version. 1.0-12. **2014**.
Disponibile online: <http://CRAN.R-project.org/package=FD>.
- Lasky, J.R.; Uriarte, M.; Boukili, V.K.; Chazdon, R.L. Trait-mediated assembly processes predict successional changes in community diversity of tropical forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2014**, *111*, 5616–5621.
- Laughlin, D.C.; Messier, J. Fitness of multidimensional phenotypes in dynamic adaptive landscapes. *Trends Ecol. Evol.* **2015**, *30*, 487–496.
- Lavorel, S.; Garnier, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Funct. Ecol.* **2002**, *16*, 545–556.
- Le Bagousse-Pinguet, Y.; De Bello, F.; Vandewalle, M.; Leps, J.; Sykes, M.T. Species richness of limestone grasslands increases with trait overlap: Evidence from within- and between-species functional diversity partitioning. *J. Ecol.* **2013**, *102*, 466–474.
- Lee, C.; Chun, J.; Cho, H. Elevational patterns and determinants of plant diversity in the Baekdudaegan Mountains, South Korea: Species vs. functional diversity. *Chin. Sci. Bull.* **2013**, *58*, 3747–3759.
- Lenoir, J.; Gegout, J.C.; Marquet, P.A.; De Ruffray, P.; Brisse, H. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* **2008**, *320*, 1768–1771.
- Lepš, J.; de Bello, F.; Lavorel, S.; Berman, S. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: Practical considerations matter. *Preslia* **2006**, *78*, 481–501.
- Lepš, J.; De Bello, F.; Šmilauer, P.; Doležal, J. Community trait response to environment: Disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. *Ecography* **2011**, *34*, 856–863.
- Li, X.; Zhang, X.; Wu, J.; Shen, Z.; Zhang, Y.; Xu, X.; Fan, Y.; Zhao, Y.; Yan, W. Root biomass distribution in alpine ecosystems of the northern Tibetan Plateau. *Environ. Earth Sci.* **2011**, *64*, 1911–1919.
- Li, W.; Cheng, J.M.; Yu, K.L.; Epstein, H.E.; Guo, L.; Jing, G.H.; Zhao, J.; Du, G.Z. Plant functional diversity can be independent of species diversity; Observations based on the impact of 4-yrs of nitrogen and phosphorus additions in an alpine meadow. *PLoS ONE* **2015**, *10*, e0136040.
- Li, W.; Epstein, H.E.; Wen, Z.; Zhao, J.; Jin, J.; Jing, G.; Cheng, J.; Du, G. Community-weighted mean traits but not functional diversity determine the changes in soil properties during wetland drying on the Tibetan Plateau. *Solid Earth* **2017**, *8*, 137–147.
- Luo, Y.; Liu, J.; Tan, S.; Cadotte, M.W.; Xu, K.; Gao, L.; Li, D. Trait variation and functional diversity maintenance of understory herbaceous species coexisting along an elevational gradient in Yulong Mountain, Southwest China. *Plant Divers.* **2016a**, *38*, 303–311.
- Luo, Y.-H.; Liu, J.; Tan, S.-L.; Cadotte, M.W.; Wang, Y.-H.; Xu, K.; Li, D.-Z.; Gao, L.-M. Trait-based community assembly along an elevational gradient in subalpine forests:

- Quantifying the roles of environmental factors in inter- and intraspecific variability. *PLoS ONE* **2016b**, *11*, e0155749.
- Mason, N.W.; De Bello, F.; Doležal, J.; Lepš, J. Niche overlap reveals the effects of competition, disturbance and contrasting assembly processes in experimental grassland communities. *J. Ecol.* **2011**, *99*, 788–796.
- Mason, N.W.H.; Richardson, S.J.; Peltzer, D.A.; De Bello, F.; Wardle, D.A.; Allen, R.B. Changes in coexistence mechanisms along a long-term soil chronosequence revealed by functional trait diversity. *J. Ecol.* **2012**, *100*, 678–689.
- Messier, J.; McGill, B.J.; Lechowicz, M.J. How do traits vary across ecological scales? A case for trait-based ecology. *Ecol. Lett.* **2010**, *13*, 838–848.
- Mokany, K.; Ash, J.; Roxburgh, S. Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. *J. Ecol.* **2008**, *96*, 884–893.
- Moles, A.T.; Warton, D.I.; Warman, L.; Swenson, N.G.; Laffan, S.W.; Zanne, A.E.; Pitman, A.; Hemmings, F.A.; Leishman, M.R. Global patterns in plant height. *J. Ecol.* **2009**, *97*, 923–932.
- Moles, A.T.; Westoby, M. Seed size and plant strategy across the whole life cycle. *Oikos* **2006**, *113*, 91–105.
- Mooney, H.A.; Hillier, R.D.; Billings, W.D. Transpiration rates of alpine plants in Sierra Nevada of California. *Am. Midl. Nat.* **1965**, *74*, 374–386.
- Mouillot, D.; Villéger, S.; Scherer-Lorenzen, M.; Mason N.W.H. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PLoS ONE* **2011**, *6*, e17476.
- Muscarella, R.; Uriarte, M. Do community-weighted mean functional traits reflect optimal strategies? *Proc. R. Soc. B Boil. Sci.* **2016**, *283*, 20152434.
- Nunes, A.; Köbel, M.; Pinho, P.; Matos, P.; de Bello, F.; Correia, O.; Branquinho, C. Which plant traits respond to aridity? A critical step to assess functional diversity in Mediterranean drylands. *Agric. For. Meteorol.* **2017**, *239*, 176–184.
- Pakeman, R.J.; Quested, H.M. Sampling plant functional traits: What proportion of the species need to be measured? *Appl. Veg. Sci.* **2007**, *10*, 91–96.
- Pakeman, R.; Reid, C.; Lennon, J.; Kent, M. Possible interactions between environmental factors in determining species optima. *J. Veg. Sci.* **2008**, *19*, 201–208.
- Pérez-Ramos, I.M.; Roumet, C.; Cruz, P.; Blanchard, A.; Autran, P.; Garnier, E. Evidence for a ‘plant community economics spectrum’ driven by nutrient and water limitations in a Mediterranean rangeland of southern France. *J. Ecol.* **2012**, *100*, 1315–1327.
- Pescador, D.S.; De Bello, F.; Valladares, F.; Escudero, A. Plant trait variation along an altitudinal gradient in Mediterranean high mountain grasslands: Controlling the species turnover effect. *PLoS ONE* **2015**, *10*, e0118876.
- Petchey, O.L.; Gaston, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* **2006**, *9*, 741–758.
- Petchey, O.L.; Hector, A.; Gaston, K.J. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* **2004**, *85*, 847–857.
- Pillar, V.D.; Duarte, L.S.; Sosinski, E.E.; Joner, F. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *J. Veg. Sci.* **2009**, *20*, 334–348.
- Poorter, H.; Niinemets, Ü.; Poorter, L.; Wright, I.J.; Villar, R. Causes and consequences of variation in leaf mass per area (LMA): A meta-analysis. *New Phytol.* **2009**, *182*, 565–588.

- R Core Team. R. A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2018. Disponibile online: <https://www.R-project.org>.
- Read, Q.D.; Moorhead, L.C.; Swenson, N.G.; Bailey, J.K.; Sanders, N.J. Convergent effects of elevation on functional leaf traits within and among species. *Funct. Ecol.* **2014**, *28*, 37–45.
- Ricotta, C.; Moretti, M. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecologia* **2011**, *167*, 181–188.
- Rosbakh, S.; Römermann, C.; Poschlod, P. Specific leaf area correlates with temperature: New evidence of trait variation at the population, species and community levels. *Alp. Bot.* **2015**, *125*, 79–86.
- Ruiz-Benito, P.; Gómez-Aparicio, L.; Paquette, A.; Messier, C.; Kattge, J.; Zavala, M.A. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2014**; *23*; 311–322.
- Schöb, C.; Armas, C.; Guler, M.; Prieto, I.; Pugnaire, F.I. Variability in functional traits mediates plant interactions along stress gradients. *J. Ecol.* **2013**, *101*, 753–762.
- Shipley, B.; Laughlin, D.C.; Sonnier, G.; Otfinowski, R. A strong test of a maximum entropy model of trait-based community assembly. *Ecology* **2011**, *92*, 507–517.
- Siefert, A.; Violle, C.; Chalmandrier, L.; Albert, C.H.; Taudiere, A.; Fajardo, A.; Aarssen, L.W.; Baraloto, C.; Carlucci, M.B.; Cianciaruso, M.V.; et al. A global meta-analysis of the relative extent of intraspecific trait variation in plant communities. *Ecol. Lett.* **2015**, *18*, 1406–1419.
- Spasojevic, M.J.; Suding, K.N. Inferring community assembly mechanisms from functional diversity patterns: The importance of multiple assembly processes. *J. Ecol.* **2012**, *100*, 652–661.
- Spehn, E. Mountain biodiversity effects of climate change and how to manage them. *ICIMOD* **2011**, *60*, 40–43.
- Stanisci, A.; Bricca, A.; Calabrese, V.; Cutini, M.; Pauli, H.; Steinbauer, K.; Carranza, M.L. Functional composition and diversity of leaf traits in subalpine versus alpine vegetation in the Apennines. *AoB PLANTS* **2020**, *12*, plaa004.
- Sundqvist, M.K.; Sanders, M.J.; Wardle, D.A. Community and ecosystem responses to elevational gradients: processes, mechanisms, and insights for global change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* **2013**, *44*, 261–280.
- Tardella, F.M.; Bricca, A.; Chelli, S.; Campetella, G.; Canullo, R.; Cutini, M.; Goia, I.M.; Postiglione, N.; Catorci, A. Species trait syndrome drives the leaves' functional variations of dominant grasses to modifications in summer water supply. *Plant Ecol.* **2021**, *222*, 1113–1128.
- Taudiere, A.; Violle, C. cati: An R package using functional traits to detect and quantify multi-level community assembly processes. *Ecography* **2015**, *39*, 699–708.
- Thuiller, W.; Albert, C.H.; Dubuis, A.; Randin, C.; Guisan, A. Variation in habitat suitability does not always relate to variation in species' plant functional traits. *Biol. Lett.* **2009**, *6*, 120–123.
- Tobner, C.M.; Paquette, A.; Gravel, D.; Reich, P.B.; Williams, L.J.; Messier, C. Functional identity is the main driver of diversity effect in young tree communities. *Ecol. Lett.* **2016**, *19*, 638–647.
- Vanderwalle, M.; De Bello, F.; Berg, M.P.; Bolger, T.; Dolédec, S.; Dubs, F.; Feld, C.K.; Harrington, R.; Harrison, P.A.; Lavorel, S.; et al. Functional traits as indicators of

- biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodivers. Conserv.* **2010**, *19*, 2921–2947.
- Villéger, S.; Mason, N.W.H.; Moullot, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **2008**, *89*, 2290–2301.
- Violle, C.; Navas, M.-L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. Let the concept of trait be functional! *Oikos* **2007**, *116*, 882–892.
- Violle, C.; Enquist, B.J.; McGill, B.J.; Jiang, L.; Albert, C.H.; Hulshof, C.; Jung, V.; Messier, J. The return of the variance: Intraspecific variability in community ecology. *Trends Ecol. Evol.* **2012**, *27*, 244–252.
- Volf, M.; Redmond, C.A.; Ágnes, J.; Le Bagousse-Pinguet, Y.; Biella, P.; Götzenberger, L.; Hrázský, Z.; Janeček, Š.; Klimešová, J.; Lepš, J.; et al. Effects of long- and short-term management on the functional structure of meadows through species turnover and intraspecific trait variability. *Oecologia* **2016**, *180*, 941–950.
- Wacker, L.; Baudois, O.; Eichenberger-Glinz, S.; Schmid, B. Diversity effect in early- and mid-successional species pools along a nitrogen gradient. *Ecology* **2009**, *90*, 637–648.
- Warton, D.I.; Shipley, B.; Hastie, T. CATS regression – a model-based approach to studying trait-based community assembly. *Methods Ecol. Evol.* **2015**, *6*, 389–398.
- Weither, E.; Keddy, P.A. Assembly rules, null models, and traits dispersion – new questions from old patterns. *Oikos* **1995**, *74*, 159–164.
- Westoby, M. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil* **1998**, *199*, 213–227.
- Westoby, M.; Falster, D.S.; Moles, A.T.; Vesk, P.A.; Wright, I.J. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **2002**, *33*, 125–159.
- Westoby, M.; Wright, I.J. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends Ecol. Evol.* **2006**, *21*, 261–268.
- Wright, I.J.; Reich, P.B.; Westoby, M.; Ackerly, D.; Baruch, Z.; Bongers, F.; Cavender-Bares, J.; Chapin, T.; Cornelissen, J.H.C.; Diemer, M.; et al. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* **2004**, *428*, 821–827.
- Wright, I.J.; Reich, P.B.; Cornelissen, J.H.C.; Falster, D.S.; Garnier, E.; Hikosaka, K.; Lamont, B.B.; Lee, W.; Oleksyn, J.; Osada, N.; et al. Assessing the generality of global leaf trait relationships. *New Phytol.* **2005**, *166*, 485–496.
- Zhang, Q.; Buyantuev, A.; Li, F.Y.; Jiang, L.; Niu, J.; Ding, Y.; Kang, S.; Ma, W. Functional dominance rather than taxonomic diversity and functional diversity mainly affects community aboveground biomass in the Inner Mongolia grassland. *Ecol. Evol.* **2017**, *7*, 1605–1615.
- Zhu, J.; Jiang, L.; Zhang, Y. Relationships between functional diversity and aboveground biomass production in the Northern Tibetan alpine grasslands. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, srep34105.

Capitolo 2

Variazione nella composizione biogeografica delle comunità vegetali lungo un gradiente altitudinale mediterraneo

I contenuti di questo capitolo sono stati pubblicati in:

Di Biase, L.; Pace, L.; Mantoni, C.; Fattorini, S. Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain. *Plants* **2021**, *10*, 2090. <https://doi.org/10.3390/plants10102090>

The screenshot shows the article page for "Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain" on the Plants journal website. The page is divided into a left sidebar and a main content area.

Left Sidebar:

- Journal logo: *plants*
- Buttons: "Submit to this Journal", "Review for this Journal", "Edit a Special Issue"
- Section: **Article Menu**
- Academic Editors: Emmanuele Farris, Javier López-Alvarado
- Subscribe SciFeed
- Recommended Articles
- Related Info Links
- More by Authors Links
- Article Views: 1561
- Citations: 9
- Table of Contents

Main Content Area:

- Open Access Article
- Article Title: **Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain**
- Authors: Letizia Di Biase, Loretta Pace, Cristina Mantoni, and Simone Fattorini*
- Department: Department of Life, Health and Environmental Sciences, University of L'Aquila, Via Vetoio, 67100 L'Aquila, Italy
- * Author to whom correspondence should be addressed.
- DOI: *Plants* **2021**, *10*(10), 2090; <https://doi.org/10.3390/plants10102090>
- Received: 10 September 2021 / Revised: 25 September 2021 / Accepted: 28 September 2021 / Published: 1 October 2021
- Special Issue: Ecology and Evolution of Plants in the Mediterranean Basin: From Knowledge to Conservation
- Buttons: Download, Browse Figures, Versions Notes
- Abstract:** Despite the increasing interest in elevational patterns in biodiversity, few studies have investigated variations in life forms and biogeographical composition, especially in the Mediterranean biome. We investigated elevational patterns in species richness, biogeographical composition (chorotypes) and life forms (Raunkiaer classification) along an elevational gradient in a Mediterranean mountain (Central Italy). We found a general hump-shaped pattern of species richness, which can be explained by harsher conditions at the lowest and highest elevations. This pattern is distinctly related to prevalence at mid elevations of species with European and Euro-Asiatic distribution, which are favored by a temperate climate. Phanerophytes and geophytes (which are mainly associated with woods) were concentrated at mid elevations where woodlands prevail. Hemicryptophytes increased with elevation, consistently with their ability to cope with high altitude climatic conditions. Mediterranean species declined with elevation because they are negatively affected by decreasing temperatures. Chamaephytes showed a U-shaped pattern, suggesting they are able to cope with arid and cold conditions at the extremes of the gradient. Endemics increased with elevation because of their association with mountainous areas as key places for endemism evolution. These results illustrate how elevational patterns in species richness, biogeographical composition and life forms are interrelated and demonstrate reciprocal insights for understanding current vegetation settings.
- Keywords:** altitude; Apennines; biogeography; chorotypes; Italy; latitude; life forms; Raunkiaer; species richness

1. Introduzione

Le aree montuose offrono opportunità uniche per studiare come la biodiversità varia in risposta alla variazione di fattori ambientali, quali temperatura, precipitazioni e caratteristiche del suolo, all'interno di aree geograficamente limitate (Callaway et al., 2002; Sanders, 2002; Körner, 2003, 2007, 2012; Kikvidze et al., 2005; Le Roux e McGeoch, 2010; McCain e Grytnes, 2010; Hoiss et al., 2012; Sanders e Rahbek, 2012; Sundqvist et al., 2013; Fattorini, 2014; Olthoff et al., 2016, 2018, 2021; Peters et al., 2016; Camacho e Avilés, 2019; Fattorini et al., 2019, 2020a,b; Lazarina et al., 2019; Fattorini et al., 2020a; Di Biase et al., 2021). Un aspetto della biodiversità finora sorprendentemente trascurato negli studi sui gradienti altimetrici è variazione nella composizione biogeografica delle piante (Theurillat et al., 2007; Olthoff et al., 2021).

Un approccio comunemente utilizzato per esprimere la composizione biogeografica di un insieme di specie si basa sul concetto di corotipo. I corotipi sono tipi di distribuzione geografica ricorrenti cui vengono attribuite specie con areali simili (Fattorini, 2015, 2016, 2017). I corotipi vengono individuati attraverso un procedimento induttivo e ricorsivo, in cui specie che mostrano areali simili vengono classificate in uno stesso modello generale, cioè definiscono un certo corotipo (Fattorini, 2015, 2016; Gatto e Cohn-Haft, 2021). Dopo che un corotipo è stato definito dalla sovrapposizione delle distribuzioni di più specie con areali simili, qualsiasi altra specie che mostri una distribuzione simile è attribuibile a quel dato corotipo.

Avendo in comune un criterio di affinità puramente geografico, le specie classificate nello stesso corotipo possono appartenere a taxa o gruppi ecologici completamente diversi tra loro. In quanto “astrazioni” utilizzate per descrivere le distribuzioni ricorrenti delle specie, i corotipi possono essere così avvicinati all’idea di “general track” (linee di connessione che sussumono modelli distributivi ricorrenti) u dell’approccio panbiogeografico introdotto da Croizat (1958), con la differenza sostanziale però che nell’approccio panbiogeografico l’interconnessione tra le aree determinata dai general tracks dovrebbero riflettere la loro storia biogeografica, mentre nel caso dei corotipi non è implicita alcuna storia condivisa tra le specie.

I corotipi sono ampiamente utilizzati sia come strumento pratico per esprimere in maniera concisa le distribuzioni delle specie, sia come strumento analitico per formulare ipotesi sull’origine di associazioni animali e vegetali (Fattorini, 2015, 2016; Gatto e Cohn-Haft, 2021). Le specie con distribuzioni simili, infatti, dovrebbero essere accomunate da esigenze macroecologiche simili (Olivero et al., 2011), sicché l’analisi della composizione dei corotipi di comunità (o a scala più ampia di intere flore e faune) può essere utilizzata per inferire quali fattori ecologici e storici le hanno modellate. Ad esempio, la presenza di specie a distribuzione artica nelle Alpi, oppure quella di specie a distribuzione borealpina negli Appennini, è indicativa di processi di colonizzazione glaciale avvenuti nel Pleistocene (Mani, 1968).

La biogeografia delle aree montane può essere particolarmente complessa a causa del loro isolamento, che promuove processi speciazione ed endemizzazione, con storie geologiche e paleoclimatiche uniche e peculiari (Fattorini et al., 2020b; Fattorini, 2007). Pertanto, lo studio della variazione nella composizione corologica lungo i gradienti altimetrici può fornire importanti spunti per comprendere come i fattori biogeografici abbiano contribuito a modellare le comunità attuali (Fattorini, 2013).

Gli studi disponibili sulla variazione altitudinale dei tipi di distribuzione sono inoltre difficilmente confrontabili tra loro, sia per la diversa modalità con cui sono definiti i tipi di distribuzione (ad esempio Di Musciano et al. (2021) distinguono solo tre categorie: native,

alloctone ed endemiche) sia per quanto riguarda l'estensione e completezza del gradiente (ad esempio, il gradiente investigato da Theurillat et al. (2007) esclude le quote più basse pur presenti nell'area di studio)

In questa ricerca abbiamo utilizzato i dati raccolti su una piccola montagna mediterranea, il Monte Genzana (all'interno di un'area protetta nella regione Abruzzo, nell'Appennino centrale), per studiare come la ricchezza delle specie, la composizione biogeografica e le forme biologiche variano lungo un gradiente altimetrico. Per quanto ne sappiamo, questo è il primo studio utilizza dati raccolti a livello *plot*, e non dati aggregati e interpolati a livello di fascia altimetrica (evitando così il rischio di assumere come compresenti specie che vivono alla stessa quota ma in luoghi diversi), lungo un gradiente altimetrico completo (dalla base alla cima della montagna, evitando così il rischio che l'analisi comprenda solo una parte del gradiente) all'interno di una regione geografica ristretta (evitando così il rischio di mescolare flore diverse).

In particolare, la ricerca ha mirato a testare le seguenti ipotesi:

1. La ricchezza di specie varia lungo il gradiente altimetrico secondo un modello unimodale o decresce monotonicamente? Molti studi condotti sulla relazione fra specie ed altitudine hanno evidenziato un pattern unimodale, con elevata ricchezza di specie ad altitudini intermedie; sono stati tuttavia frequentemente registrati anche pattern di diminuzione monotona (Stevens, 1992; Grytnes e Vetaas, 2002; Rahbek, 2005; Bhattarai e Vetaas, 2006; Fattorini, 2014; Ibanez et al., 2016; Peters et al., 2016; Fattorini et al., 2020b; Rahbek et al., 2019; Liang et al., 2020; Moradi et al., 2020; Subedi et al., 2020). Pertanto, abbiamo testato se, nel sistema in esame, la variazione nella ricchezza delle specie seguisse un modello unimodale o monotonicamente decrescente. Abbiamo inoltre utilizzato le informazioni sulla composizione biogeografica e sulle forme biologiche delle specie lungo il gradiente per proporre possibili spiegazioni per il modello osservato.

2. I pattern di variazione nella frequenza dei diversi corotipi lungo il gradiente cambiano a seconda delle esigenze ecologiche delle specie espresse dalla loro distribuzione? In particolare, abbiamo formulato le seguenti previsioni per le specie con distribuzioni centrate in aree temperate, con distribuzioni centrate nell'area mediterranea e con distribuzioni limitate al territorio italiano (endemiti).

2a. Data la posizione interna dell'area di studio, si può ipotizzare che la flora abbia un carattere per lo più continentale, con una predominanza di specie più o meno ampiamente distribuite nelle zone temperate dell'Europa e dell'Asia.

2b. Sulla base dell'associazione di queste specie con condizioni climatiche temperate (Pignatti, 1994), ci si aspetta di trovare che le specie con corotipi che esprimono tali distribuzioni siano particolarmente numerose nella parte mediana del gradiente, contribuendo così a generare un pattern "a gobba" per quanto riguarda la ricchezza delle specie.

2c. Poiché le specie con distribuzioni centrate nell'area mediterranea sono quelle più o meno strettamente associate a condizioni più calde e aride (Pignatti, 1994), ci si aspetta che le specie con corotipi "mediterranei" debbano essere per lo più limitate alle aree di bassa quota, diminuendo rapidamente in numero con l'aumentare dell'altitudine.

2d. Le aree montane svolgono un ruolo fondamentale nel promuovere lo sviluppo di endemismi tramite l'isolamento geografico delle popolazioni e la loro successiva speciazione (Fattorini et al., 2020b); per questo motivo la maggior parte degli endemismi nella penisola italiana sono costituiti da specie montane (Conti, 2004; Conti et al., 2007). Possiamo quindi ipotizzare che la

loro proporzione debba aumentare salendo progressivamente in quota, un pattern sovrapponibile in generale con quello delle orofite, data la loro natura di piante precipuamente adattate all'habitat montano.

2. Materiali e metodi

2.1. Area di studio e dati

Per questo studio sono stati utilizzati i dati pubblicati (79) in una ricerca floristica/fitosociologica sulla vegetazione della Riserva Naturale “Monte Genzana e Alto Gizio” (3160 ettari), che comprende il massiccio calcareo del Monte Genzana (41°56'53.37" N–13°53'14.91" E) ed è quasi interamente inclusa nel più vasto territorio della Zona Speciale di Conservazione “Monte Genzana IT7110100 ZSC”. Il massiccio si trova all'interno dell'Appennino centrale ed è caratterizzato da un paesaggio collinare e montuoso, con altitudini che vanno dai 530 m ai 2170 m (vetta del Monte Genzana). La maggior parte del territorio è ricoperta da boschi, pascoli o incolti. L'intera area comprende solo un piccolo centro abitato (Pettorano sul Gizio, 62.85 km², 1300 abitanti circa), che occupa una porzione molto periferica della riserva; le strade asfaltate sono praticamente assenti. La pressione antropica è principalmente rappresentata dalla presenza di zone di pascolo (con le annesse strutture, quali ovili e abbeveratoi), e dalle attività di ceduzione per la gestione del bosco. Tali attività sono concentrate principalmente nelle quote più basse, diventando via via più rade con l'altitudine. Nonostante la lunga storia della presenza umana in Appennino, il territorio è caratterizzato dunque da un elevato grado di naturalità.

Dal punto di vista geologico, l'area è principalmente composta da dolomie e calcari (Pirone, 1998; Piano di Gestione del Sito di Interesse Comunitario IT 7110100 Monte Genzana). I suoli hanno epipedon mollico, con bassa capacità di ritenzione dell'acqua, tessitura media (franca, franco-sabbiosa o sabbioso franca) e alto contenuto di sostanza organica nelle zone con vegetazione forestale (es. faggeta). Suoli ben drenati e rocciosi di tessitura media (dal limo al franco sabbioso) si ritrovano sui rilievi carbonatici oltre i 1600 m di quota.

A causa della posizione interna e del territorio montuoso, l'area di studio ha un clima continentale temperato. Secondo la carta fitoclimatica d'Italia (Geoportale Nazionale, 2009), la maggior parte dell'area è inclusa nelle classi Supratemperato/Mesotemperato iperumido/umido (bioclima temperato oceanico, ombrotipo iperumido) e iperumido/ultraumido supratemperato (bioclima temperato oceanico-semicontinentale, ombrotipo iperumido-oromediterraneo); una frazione minore del territorio è compresa nelle classi Supratemperato/Mesotemperato umido/iperumido (bioclima oceanico semicontinentale, ombrotipo subumido) e mesotemperato umido/subumido (bioclima temperato oceanico-semicontinentale, ombrotipo subumido).

Grazie alla sua notevole estensione altimetrica, la zona offre un buono spaccato rappresentativo delle fisionomie vegetazionali presenti nell'Appennino Centrale: boschi termofili di zone pianeggianti e collinari, dominati dalla roverella (*Quercus pubescens* Willd.) e dal carpino nero (*Ostrya carpinifolia* Scop.); faggete (da 1000 a 1800 m); arbusteti subalpini; praterie di alta montagna.

I dati utilizzati provengono da 16 rilievi (Pirone, 1998) condotti lungo l'intero gradiente altitudinale (da circa 600 m a 2000 m). La tassonomia è stata riveduta e aggiornata seguendo Pignatti et al. (2017).

Tutte le specie vegetali registrate sono state inizialmente assegnate al rispettivo corotipo come codificato da Pignatti et al. (2017). Tuttavia, per fornire una descrizione dettagliata degli areali delle varie specie, Pignatti et al. (2017) hanno utilizzato un numero molto grande di corotipi, molti dei quali descrivono areali assai simili. Abbiamo quindi raggruppato i corotipi originali in dieci gruppi principali (Pignatti, 1994; Lo Giudice e Cristaudo, 2004; Theurillat et al., 2007;) (di seguito, la parola “corotipo” si riferirà a questi gruppi): (1) Boreale, (2) Cosmopolita, (3) Eurasiatico, (4) Europeo, (5) Eurimediterraneo, (6) Stenomediterraneo, (7) Mediterraneo-montano, (8) Euromontano, (9) Paleotemperato e (10) Endemico. Il dataset con la presenza/assenza di ciascuna specie nei rilievi e il rispettivo corotipo è riportato nei materiali supplementari pubblicati nell’articolo derivato da questa ricerca (Di Biase et al., 2021).

2.2. Analisi

La relazione fra numero di specie ed altitudine è stata modellizzata applicando il metodo dei minimi quadrati (*Ordinary Least Squares Regression*, OLS) ad un modello quadratico. Dal momento che la ricchezza di specie registrata a scala di rilievo potrebbe essere influenzata dal numero complessivo di specie presenti alla quota in cui è stato condotto il campionamento, e questa ricchezza complessiva può essere, a sua volta, influenzata dall'area disponibile a quella quota (Moradi et al., 2020), abbiamo utilizzato l'approccio proposto da McCain (McCain, 2017) per tener conto della variazione nella disponibilità dell'area alle diverse altitudini. Per fare ciò, abbiamo suddiviso l'area di studio in fasce altitudinali di 50 m, utilizzando poi un modello digitale dell'altitudine per calcolare la quantità di superficie presente in ogni fascia.

Successivamente, abbiamo assegnato a ciascun rilievo l'area della corrispondente fascia altimetrica. Infine, assumendo una funzione potenza $S = cA^z$ per la relazione tra specie e area (dove S è il numero di specie e A è l'area), abbiamo calcolato la costante c ($c = S/A^z$), che esprime il numero di specie per unità di area. I valori così ottenuti (*c-values*) sono stati quindi correlati all'altitudine tramite regressione OLS. Come valore di z abbiamo utilizzato il valore canonico di Preston ($z=0.25$) (Preston, 1962; McCain, 2007).

La variazione della proporzione di corotipi lungo il gradiente è stata studiata mediante modelli lineari generalizzati (GLM) con distribuzione binomiale degli errori (o quasibinomiale in caso di sovradisersione). I modelli sono stati inizialmente implementati come relazioni unimodali ($y \sim x + x^2$), escludendo successivamente il termine quadratico quando questo non risultava utile in base al criterio di informazione di Akaike (AIC) (Irl et al., 2020). I *fit* sono stati eseguiti utilizzando i polinomi con la sequenza di potenze originale (*raw polynomials*), ma i livelli di probabilità sono stati stimati utilizzando i polinomi ortogonali. I modelli OLS e GLM sono stati applicati in R versione 3.5.2. (R Core Team, 2018)

3. Risultati

La ricchezza di specie mostra un andamento a forma di gobba (Fig. 1) ben modellizzato da una curva parabolica ($y = -3.011 \times 10^{-5}x^2 + 0.083x - 17.722$, $R^2 = 0.526$, $P = 0.008$). Utilizzando i *c-values*, la relazione è divenuta non significativa ($y = -1.387 \times 10^{-5}x^2 + 0.0394x + 9.775$, $R^2 = 0.217$, $p = 0.203$). Tuttavia, i bassi valori di *goodness-of-fit* sono dovuti a un valore anomalo rappresentato da un rilievo con un numero molto ridotto di specie (26 specie, 1120 m).

Omettendo questo rilievo dalle regressioni, sia il modello parabolico che utilizza la ricchezza di specie ($y = -4.096 \times 10^{-5}x^2 + 0.111x - 31.079$, $R^2 = 0.772$, $p < 0.0001$) che quello basato sui *c-*

values ($y = -2.460 \times 10^{-5}x^2 + 0.067x - 3.432$, $R^2 = 0.523$, $p = 0.012$) aumentano la loro *goodness-of-fit* e risultano significativi.

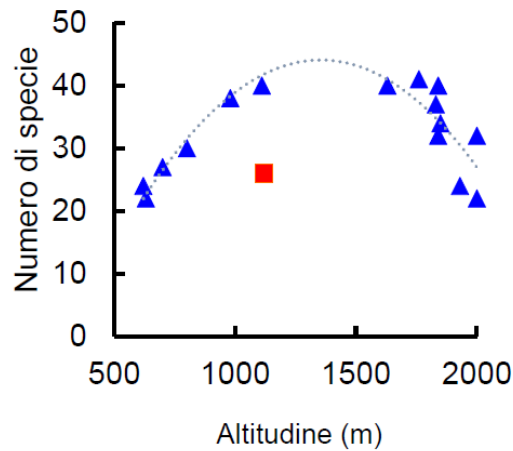


Figura 1. Relazione tra ricchezza di specie di piante e altitudine in una montagna centro-appenninica (Monte Genzana). La linea tratteggiata indica un modello regressivo parabolico. Il quadrato indica un *outlier* escluso dalla modellizzazione.

Lo spettro corologico è dominato dalle specie Europee (22.4% del totale delle specie registrate), seguite dalle Euromontane (18.0%), dalle Endemiche (13,6%), dalle Eurimediterranee (12.4%) e dalle Eurasiatiche (10.4%). Gli altri corotipi compaiono tutti con percentuali inferiori al 10%. In particolare, le specie Cosmopolite rappresentano il 5.6% della flora campionata, le specie Mediterraneo-montane il 5.2% e le specie Boreali il 4.4%; sia le specie Stenomediterranee sia quelle Paleotemperate costituiscono il 4% della flora campionata.

Il contributo relativo dei diversi corotipi varia marcatamente fra le diverse quote (Figura 2). Ad altitudini inferiori (sotto gli 800 m), le associazioni vegetali sono dominate da specie Stenomediterranee ed Eurimediterranee. A circa 800 m, si osserva una forte riduzione delle specie con corotipo Stenomediterraneo, e la rispettiva comparsa di corotipi Eurasiatici. Gli assemblaggi presenti dai 1000 m ai 1700 m circa sono dominati da specie Eurasiatiche ed Europee. Oltre i 1700 m, gli assemblaggi sono caratterizzati principalmente da una elevata percentuale di specie endemiche.

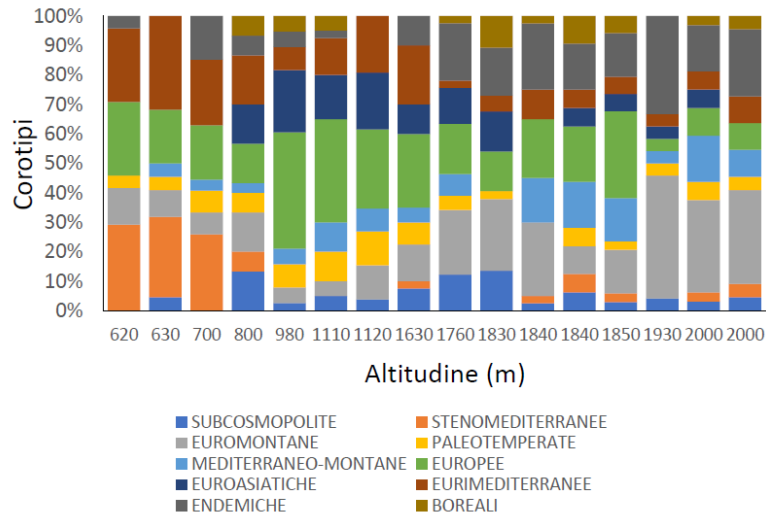


Figura 2. Variazione altitudinali nella composizione biogeografica di comunità vegetali in una montagna centro-appenninica (Monte Genzana).

La proporzione di specie Europee (Figura 3a, Tabella 1) ed Eurasiatiche (Figura 3b, tabella 1) segue un pattern a gobba, aumentando a quote intermedie. Questo modello di distribuzione è anche caratteristico delle specie Paleotemperate (Figura 3c, Tabella 1). La proporzione di specie Mediterraneo-Montane (Figura 3d) ed Endemiche (Figura 3e, Tabella 1) aumenta in maniera monotona con l'altitudine, mentre le specie Euromontane (Figura 3f, Tabella 1) variano con la quota con un andamento parabolico, il che indica che queste specie sono concentrate a quote più basse e, più marcatamente, alle quote più elevate. La proporzione delle specie Stenomediterranee diminuisce rapidamente dai 600 agli 800 m (Figura 3g, Tabella 1), mentre quella delle specie Eurimediterranee diminuisce monotonicamente con l'altitudine (Figura 3h). La proporzione di specie Cosmopolite (Figura 3i) e Boreali (Figura 3j) non segue alcun pattern riconoscibile.

Tabella 1. Risultati dei *fit* (modelli polinomiali generalizzati) per la variazione nella proporzione di ciascun corotipo lungo un gradiente altitudinale in comunità vegetali di una montagna centro-appenninica (Monte Genzana). * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

Corotipo	Intercetta	Altitudine	Altitudine2	Pseudo-R ² (McFadden)
Europee	-4.38 ***	6.09×10^{-3} *	-2.49×10^{-7} ***	0.56
Eurasiatiche	-10.23 ***	1.37×10^{-2} *	-5.21×10^{-6} ***	0.51
Paleotemperate	-4.91 ***	4.41×10^{-3}	-1.86×10^{-6}	0.38
Mediterraneo-Montane	-3.77 ***	8.57×10^{-4} *	-	0.25
Endemiche	-4.17 ***	1.44×10^{-3} ***	-	0.55
Euromontane	7.38×10^{-2} ***	-4.83×10^{-3} ***	2.22×10^{-7} **	0.71
Stenomediterranean	8.84 ***	-1.97×10^{-2} ***	6.91×10^{-6} ***	0.81
Eurimediterranee	-0.53	1.09×10^{-3} ***	-	0.57

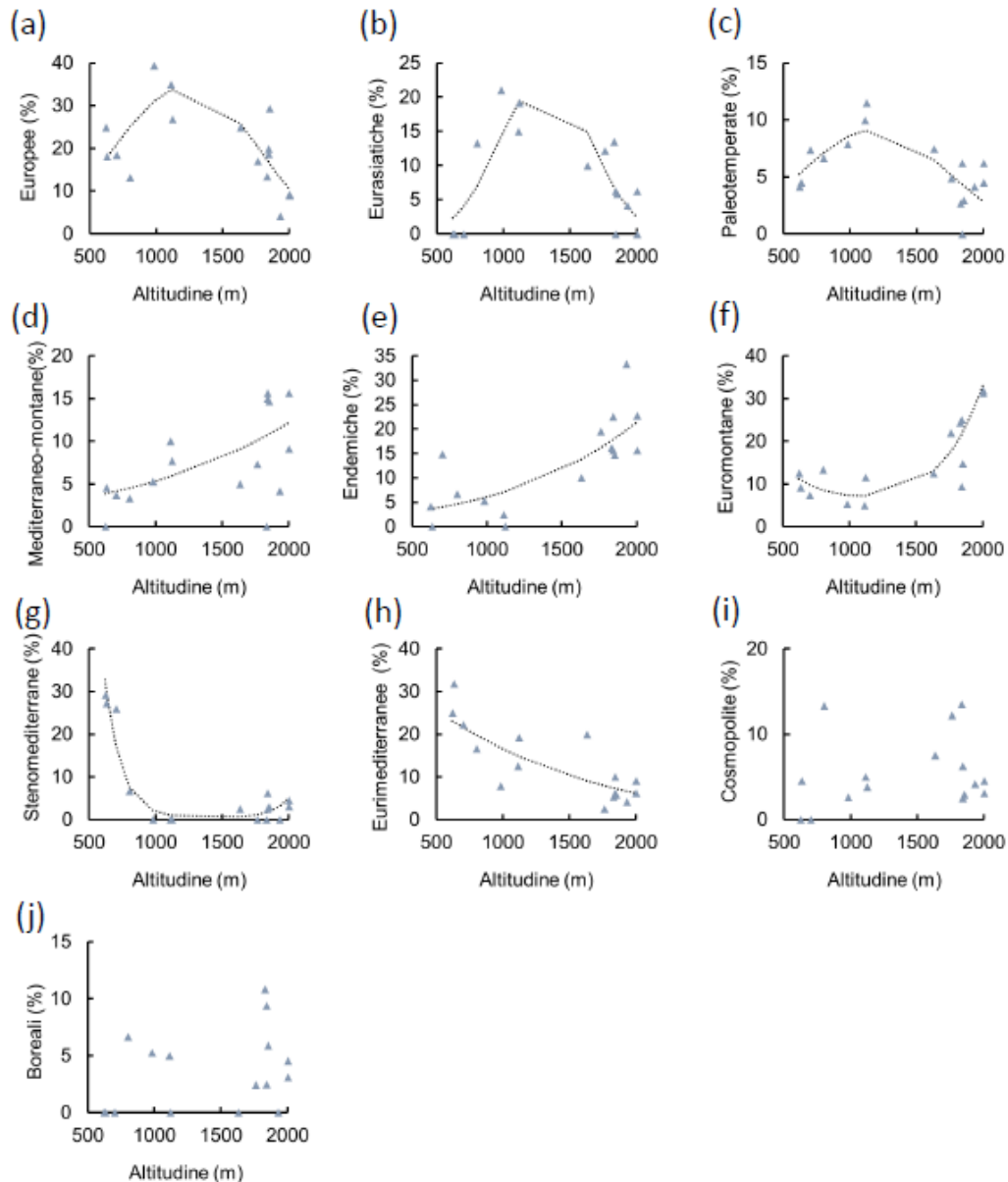


Figura 3. Variazione nella frequenza percentuale di ciascun corotipo lungo un gradiente altitudinale in comunità vegetali di una montagna centro-appenninica (Monte Genzana): **(a)** Europee, **(b)** Eurasiatiche, **(c)** Paleotemperate, **(d)** Mediterraneo-Montane, **(e)** Endemiche, **(f)** Euromontane, **(g)** Stenomediterranee, **(h)** Eurimediterranee, **(i)** Cosmopolite, **(j)** Boreali. Le linee punteggiate indicano i *fit*, parabolici o monotoni, ottenuti tramite modelli lineari generalizzati (vedi Tabella 1).

4. Discussione

La maggior parte delle indagini svolte sulla variazione della ricchezza di specie lungo gradienti altimetrici ha riscontrato o un declino monotono con l'aumento dell'altitudine, o un pattern a gobba, con un picco della ricchezza di specie a quote intermedie (Stevens, 1992; Grytnes e Vetaas, 2002; Rahbek, 2005; Bhattarai e Vetaas, 2006; Fattorini, 2014; Ibanez et al., 2016; Fattorini et al., 2020b; Liang et al., 2020; Moradi et al., 2020; Subedi et al., 2020). Il declino

monotono è generalmente spiegabile come conseguenza dell'inasprirsi delle condizioni ambientali con l'aumentare della quota, della minore produttività delle piante, della minore area disponibile a causa della forma conica delle montagne, e dalla distribuzione annidata (*nestedness*) delle specie, con le specie presenti alle quote più elevate che tendono a essere dei sottocampioni delle specie già presenti a quote più basse (Richerson e Lum, 1980; Turner et al., 1987; Currie, 1991; Wright et al., 1993; Panda et al., 2017; Fattorini, 2014; Vetaas et al., 2019; Fattorini et al., 2020b). Il pattern a gobba è invece generalmente considerato il risultato del fatto che la distribuzione delle specie tende a sovrapporsi nelle zone centrali del gradiente, a causa dei limiti imposti dalla fisionomia e dalla geometria delle montagne (*mid-domain effect*) (Fattorini et al., 2020b; Fattorini, 2014). Secondo alcuni autori, il pattern a gobba potrebbe essere quello più diffuso (Colwell et al., 2004; Grytnes e McCain, 2007), e la diminuzione monotona potrebbe essere dovuta semplicemente alla riduzione dell'area disponibile (McCain, 2010).

Nel nostro sistema di studio, i risultati delle analisi mostrano che la ricchezza delle specie varia con l'altitudine con un distinto pattern a gobba. Un'analisi della superficie disponibile alle diverse quote indica che, abbastanza sorprendentemente, questa non diminuisce in modo monotono, ma raggiunge un massimo a metà del dislivello, con il 47% circa della superficie concentrata tra i 1000 e i 1500 m. Questo può spiegarsi con la posizione dell'area di studio in una zona molto interna dell'Appennino Centrale, in cui le quote basse sono rare. Questa situazione peculiare apre quindi la possibilità che il pattern a gobba osservato sia dovuto alla maggiore superficie disponibile a quote intermedie, rendendo necessaria l'introduzione di una correzione dell'analisi per l'area disponibile. I nostri risultati, tuttavia, hanno evidenziato che il pattern a gobba persiste anche dopo aver corretto la ricchezza di specie per l'area disponibile, il che contrasta con altre analisi condotte sugli Appennini, come quella di Theurillat et al. (2007) per il monte Velino, e di Di Musciano et al. (2021), per le Alpi Apuane, le quali mostrano una diminuzione monotona della ricchezza di specie. Il gradiente indagato da Theurillat et al. (2007) si estende su quote che vanno dai 1100 m ai 2400 m, corrispondente quindi alla sezione del gradiente della nostra area di studio che mostra un pattern discendente per la ricchezza in specie. Imbattersi in pattern lineari è, in generale, non infrequente se si analizzano gradienti relativamente brevi (Nogués-Bravo et al., 2008), mentre è più probabile riscontrare pattern unimodali in gradienti più lunghi (Olthoff et al., 2016; Olthoff et al., 2021).

Il declino lineare riscontrato da Di Musciano et al. (2021) può essere spiegato dalla grande vicinanza del sistema di studio al Mar Tirreno, e dal fatto, quindi, che questa grande catena montuosa possa ospitare un elevato numero di specie mediterranee legate alle zone pianeggianti, che probabilmente diminuiscono con l'altitudine. In accordo con le nostre previsioni, l'analisi dei corotipi nel nostro sistema di studio ha rivelato una prevalenza di specie Europee ed Euromontane, la cui ricchezza relativa varia lungo il gradiente altimetrico con un andamento a gobba. La prevalenza di questi corotipi nel gradiente studiato, che va dai 600 m ai 2000 m, suggerisce che siano rappresentati principalmente specie mesofile e montane, particolarmente avvantaggiate dalle condizioni climatiche delle medie quote del gradiente, e offre una spiegazione biogeografica per il pattern a gobba della ricchezza delle specie.

Complessivamente, le specie più ampiamente distribuite in Eurasia (vale a dire le specie Europee, quelle Euromontane e quelle Eurasiatiche) rappresentano più del 50% della flora campionata, mentre le specie mediterranee (cioè le Eurimediterranee, le Mediterraneo-montane, e le Stenomediterranee) sono circa il 22%. Quindi, nonostante dell'area di studio sia sita al centro del bacino del Mediterraneo, la composizione biogeografica della sua flora è molto più influenzata dalle specie eurasiatiche che da quelle mediterranee. Questo modello, coerente con quanto è osservabile su scala regionale (Pignatti, 1994), suggerisce che l'odierna flora dell'area di studio è stata profondamente modellata da specie favorite durante le glaciazioni del

Pleistocene, le quali hanno permesso a molte specie europee ben adattate al freddo e freddotolleranti con ampia distribuzione in Europa e Asia di colonizzare la penisola italiana, e che, con il ripristinarsi di climi più caldi, hanno visto il proprio areale restringersi alle sole zone montuose (Pignatti, 1994). Il declino delle specie europee ed eurasiatiche nella parte superiore del nostro gradiente suggerisce che queste beneficino di un clima temperato, ma che non siano in grado di sopravvivere alle condizioni di clima più rigido delle altitudini più elevate.

Sul Monte Velino, Theurillat et al. (2007) hanno rilevato una diminuzione della proporzione di specie europee ed eurasiatiche lungo il gradiente, declino che si estende da 1100 m a 2400 m. Questi andamenti sono quindi perfettamente coerenti con il declino osservato per le specie europee ed eurasiatiche dai 1000 ai 2000 m nel nostro dislivello.

Come previsto, abbiamo osservato, lungo il gradiente, un declino delle specie con distribuzione mediterranea; ciò è coerente con le osservazioni di Theurillat et al. sul Monte Velino (2007), che riportano una analoga diminuzione con l'altitudine, e con quelle di Olthoff et al. et al. (2021), condotte su scala più ampia lungo un gradiente latitudinale-altitudinale nel nord della Spagna.

Le specie Stenomediterranee ed Eurimediterranee, coerentemente con le nostre previsioni, sono dominanti nelle quote al di sotto degli 800 m; questo suggerisce che le condizioni climatiche a quote più basse favoriscono le specie in grado di far fronte allo stress estivo. Per la proporzione delle specie Eurimediterranee, tuttavia, si osserva un declino piuttosto omogeneo con l'altitudine, mentre le specie Stenomediterranee diminuiscono in maniera molto più rapida, con una leggera ripresa a quote più alte. È possibile le specie Eurimediterranee particolarmente resistenti a condizioni climatiche più rigide siano state rapidamente selezionate dalle condizioni di freddo crescente lungo il gradiente, e alcune di esse, quindi, vadano a costituire una frazione non trascurabile delle comunità più in quota.

Le percentuali relativamente alte di specie con corotipo Euromontano e Mediterraneo-montano riscontrate nel nostro studio sono in accordo con la geomorfologia dell'area di studio, poiché gran parte della sua superficie (oltre il 77%) si estende oltre i 1000 m di quota. Come previsto, le specie Euromontane e quelle Mediterraneo-montane aumentano sensibilmente con l'altitudine, il che rappresenta un palese riflesso del loro carattere montano. Tuttavia, mentre le specie Mediterraneo-montane aumentano più o meno uniformemente su tutto il gradiente, la distribuzione delle specie Euromontane è meglio rappresentata da un modello parabolico, il che riflette la presenza di orofite nelle aree sud-europee e nord mediterranee. Theurillat et al. (2007) hanno scelto di includere il corotipo Mediterraneo-montano all'interno del più vasto gruppo delle piante con corotipo mediterraneo; nel nostro studio, abbiamo preferito distinguerle in due corotipi differenti, a causa della loro diversa preferenza per gli habitat montani. Dal punto di vista biogeografico, infatti, le orofite mediterranee sono più simili a quelle con corotipo Euromontano, definibili come orofite dell'Europa meridionale, che non alle specie più strettamente mediterranee. Questa affermazione trova giustificazione nel fatto che le zone temperate e calde dell'Europa meridionale sono costellate di massicci più o meno isolati di origine Terziaria (come la Sierra Nevada, i Pirenei, le Alpi, gli Appennini, i Carpazi, i Balcani, ecc.), parzialmente colonizzati da una flora di origine che si è evoluta come orofite (Pignatti, 1994).

Le specie endemiche (che includono alcuni endemismi appenninici) costituiscono una cospicua frazione della flora esaminata nell'area di studio (circa il 14%). Questa percentuale è molto più alta di quella registrata per l'intera regione abruzzese (circa 8%, secondo Peruzzi et al., 2014 e Bartolucci et al., 2018), ma simile a quella osservata per la flora dell'intero Appennino centrale che si estende oltre il limite degli alberi (13%; Conti, 2004). L'elevata incidenza di endemismi

nella flora campionata può essere spiegata dal fatto che le regioni montane si comportano come degli arcipelaghi ecologici (Körner, 2003; Ægisdóttir, et al., 2009; Sklenář et al., 2014; Rahbek et al., 2019; Fattorini et al., 2020b). A supporto di questa affermazione, la proporzione delle specie endemiche aumenta con l'altitudine, coerentemente con le nostre previsioni e con i pattern osservati da Theurillat et al. (2007) sul Monte Velino e da Di Musciano et al. (2021) sulle Alpi Apuane, e con altre osservazioni che confermano una maggiore percentuale di specie endemiche alle quote maggiori (Vetaas e Grytnes, 2002; Steinbauer et al., 2016). Nel gradiente studiato, tutti gli endemiti sono specie la cui presenza è limitata alle zone montuose d'Italia, per lo più distribuite oltre i 1000 m (con una specie, *Cynoglossum magellense* Ten., presente quasi esclusivamente sopra i 2000 m). Si tratta di specie endemiche principalmente associate ad ambienti di prateria, in taluni casi avvantaggiate dalla presenza di pascolo moderato. L'aumento della proporzione di endemiti con l'altitudine può essere quindi dovuto sia a fattori biogeografici che a motivi ecologici.

Le specie con distribuzioni molto ampie sono di solito considerate indicative di aree caratterizzate da disturbo antropico, occupate da vegetazione azonale (Cannucci et al., 2019), oppure caratterizzate da ambienti di transizione (Olthoff et al., 2016; Olthoff et al., 2021). La piccola proporzione di specie ad ampia distribuzione (Cosmopolita, Boreale e Paleotemperata) riscontrata nell'area di studio indica un disturbo relativamente ridotto, nonostante la presenza del pascolo, che resta comunque molto modesto. Le specie Cosmopolite e quelle Boreali non hanno mostrato pattern di distribuzione chiari, mentre le specie con corotipo Paleotemperato seguono un modello a gobba, che suggerisce preferenze ecologiche e storie biogeografiche simili a quelle che caratterizzano le specie Europee ed Eurasiatiche.

5. Conclusioni

Il numero di specie varia, lungo il gradiente altitudinale studiato, secondo un pattern a gobba, il che può essere spiegato dalle condizioni climatiche più difficili che caratterizzano, per motivi diversi, sia le quote più basse che quelle più alte. Questo modello ben si accorda con la prevalenza, a quote intermedie, di specie a distribuzione europea ed eurasiatica, favorite da condizioni climatiche temperate. Le specie con distribuzione mediterranea prevalgono alle quote più basse, ma declinano con l'altitudine, perché influenzate negativamente dalla diminuzione delle temperature. Infine, le specie endemiche aumentano con l'altitudine, poiché le montagne hanno un noto ruolo chiave nell'evoluzione degli endemiti. Questi risultati illustrano la correlazione tra modelli di distribuzione lungo i gradienti altitudinali in ricchezza delle specie e composizione biogeografica, e possono fornire spunti reciproci per comprendere le attuali configurazioni della vegetazione.

Bibliografia

- Ægisdóttir, H.H.; Kuss, P.; Stöcklin, J. Isolated populations of a rare alpine plant show high genetic diversity and considerable population differentiation. *Ann. Bot.* **2009**, *104*, 1313–1322.
- Bartolucci, F.; Peruzzi, L.; Galasso, G.; Albano, A.; Alessandrini, A.; Ardenghi, N.M.G.; Astuti, G.; Bacchetta, G.; Ballelli, S.; Banfi, E.; et al. An updated checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant. Biosyst.* **2018**, *152*, 179–303.
- Bhattacharai, K.R.; Vetaas, O.R. Can Rapoport's rule explain tree species richness along the Himalayan elevation gradient, Nepal? *Divers. Distrib.* **2006**, *12*, 373–378.
- Callaway, R.M.; Brooker, R.W.; Choler, P.; Kikvidze, Z.; Lortie, C.J.; Michalet, R.; Paolini, L.; Pugnaire, F.I.; Newingham, B.; Aschehoug, E.T.; et al. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* **2002**, *417*, 844–848.
- Camacho, L.; Avilés, L. Decreasing predator density and activity explain declining predation of insect prey along elevational gradients. *Am. Nat.* **2019**, *194*, 334–343.
- Cannucci, S.; Angiolini, C.; Anselmi, B.; Banfi, E.; Biagioli, M.; Castagnini, P.; Centi, C.; Fiaschi, T.; Foggi, B.; Gabellini, A.; et al. Contribution to the knowledge of the vascular flora of Miniera di Murlo area (southern Tuscany, Italy). *Ital. Bot.* **2019**, *7*, 51–67.
- Colwell, R.K.; Rahbek, C.; Gotelli, N.J. The mid-domain effect and species richness patterns: What have we learned so far? *Am. Nat.* **2004**, *163*, E1–E23.
- Conti, F. La flora ipsofila dell'Appennino centrale: Ricchezza ed endemiti. *Inform. Bot. Ital.* **2004**, *35*, 383–386.
- Conti, F.; Tinti, D.; Scassellati, E.; Bartolucci, F.; Di Santo, D. Le piante vascolari endemiche dell'Appennino Centrale. *Biogeographia* **2007**, *28*, 25–38.
- Croizat, L. *Panbiogeography*; Published by the Author: Caracas, Venezuela, 1958.
- Currie, D.J. Energy and large-scale patterns of animal-and plant-species richness. *Am. Nat.* **1991**, *137*, 27–49.
- Di Biase, L.; Fattorini, S.; Cutini, M.; Bricca, A. The Role of Inter- and Intraspecific Variations in Grassland Plant Functional Traits along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain Area. *Plants* **2021**, *10*, 359.
- Di Biase, L.; Pace, L.; Manton, C.; Fattorini, S. Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain. *Plants* **2021**, *10*, 2090.
- Di Musciano, M.; Zannini, P.; Ferrara, C.; Spina, L.; Nascimbene, J.; Vetaas, O.R.; Bhatta, K.P.; D'Agostino, M.; Peruzzi, L.; Carta, L. Investigating elevational gradients of species richness in a Mediterranean plant hotspot using a published flora. *Front. Biogeogr.* **2021**, *13*, 3.
- Fattorini, S. Historical relationships of African mountains based on cladistic analysis of distributions and endemism of flightless insects. *Afr. Entomol.* **2007**, *15*, 340–355.
- Fattorini, S. Disentangling the effects of available area, mid-domain constraints, and species environmental tolerance on the altitudinal distribution of tenebrionid beetles in a Mediterranean area. *Biodivers. Conserv.* **2014**, *23*, 2545–2560.
- Fattorini, S. A history of chorological categories. *Hist. Philos. Life Sci.* **2016**, *38*, 12.
- Fattorini, S. On the concept of chorotype. *J. Biogeogr.* **2015**, *42*, 2246–2251.
- Fattorini, S. The Watson-Forbes biogeographical controversy untangled 170 years later. *J. Hist. Biol.* **2017**, *50*, 473–496.
- Fattorini, S. Variation in zoogeographical composition along an elevational gradient: The tenebrionid beetles of Latium (Central Italy). *Entomologia* **2013**, *1*, 33–40.

- Fattorini, S.; Di Biase, L.; Chiarucci, A. Recognizing and interpreting vegetational belts: New wine in the old bottles of a von Humboldt's legacy. *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1643–1651.
- Fattorini, S.; Mantoni, C.; Di Biase, L.; Pace, L. Mountain biodiversity and sustainable development. In *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Life on Land*; Leal Filho, W., Azul, A., Brandli, L., Özuyar, P., Wall, T., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2020b; pp. 1–31.
- Fattorini, S.; Mantoni, C.; Di Biase, L.; Strona, G.; Pace, L.; Biondi, M. Elevational patterns of generic diversity in the tenebrionid beetles (Coleoptera Tenebrionidae) of Latium (Central Italy). *Diversity* **2020a**, *12*, 47.
- Gatto, C.A.F.R.; Cohn-Haft, M. Spatial Congruence Analysis (SCAN): A method for detecting biogeographical patterns based on species range congruences. *PLoS ONE* **2021**, *16*, e0245818.
- Ghafari, S.; Ghorbani, A.; Moameri, M.; Mostafazadeh, R.; Bidarlord, M.; Kakehmami, A. Floristic Diversity and Distribution Patterns Along an Elevational Gradient in the Northern Part of the Ardabil Province Rangelands, Iran. *Mt. Res. Dev.* **2020**, *40*, R37–R47.
- Grytnes, J.A.; McCain, C.M. Elevational trends in biodiversity. In *Encyclopedia of Biodiversity*; Asher, L., Ed.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2007; pp. 1–8.
- Grytnes, J.A.; Vetaas, O.R. Species richness and altitude: A comparison between null models and interpolated plant species richness along the Himalayan altitudinal gradient, Nepal. *Am. Nat.* **2002**, *159*, 294–304.
- Hoiss, B.; Krauss, J.; Potts, S.G.; Roberts, S.; Steffan–Dewenter, I. Altitude acts as an environmental filter on phylogenetic composition, traits and diversity in bee communities. *Proc. R. Soc. Lond.* **2012**, *279*, 4447–4456.
- Ibanez, T.; Grytnes, J.A.; Birnbaum, P. Rarefaction and elevational richness pattern: A case study in a high tropical island (New Caledonia, SW Pacific). *J. Veg. Sci.* **2016**, *27*, 441–451.
- Irl, S.D.H.; Obermeier, A.; Beierkuhnlein, C.; Steinbauer, M.J. Climate controls plant life-form patterns on a high-elevation oceanic island. *J. Biogeogr.* **2020**, *47*, 2261–2273.
- Kikvidze, Z.; Pugnaire, F.I.; Brooker, R.W.; Choler, P.; Lortie, C.J.; Michalet, R.; Callaway, R.M. Linking patterns and processes in alpine plant communities: A global study. *Ecology* **2005**, *86*, 1395–1400.
- Körner, C. *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*, 2nd ed.; Springer Science & Business Media: Berlin, Germany, 2003; pp. 1–249.
- Körner, C. *Alpine Treelines—Functional Ecology of the Global High Elevation Tree Limits*, 1st ed.; Springer: Basel, Switzerland, 2012; pp. 1–220.
- Körner, C. The use of “altitude” in ecological research. *Trends Ecol. Evol.* **2007**, *22*, 569–574.
- Lazarina, M.; Charalampopoulos, A.; Psaralexi, M.; Krigas, N.; Michailidou, D.E.; Kallimanis, A.S.; Sgardelis, S.P. Diversity patterns of different life forms of plants along an elevational gradient in Crete, Greece. *Diversity* **2019**, *11*, 200.
- Le Roux, P.C.; McGeoch, M.A. Interaction intensity and importance along two stress gradients: Adding shape to the stress– gradient hypothesis. *Oecologia* **2010**, *162*, 733–745.
- Liang, J.; Ding, Z.; Lie, G.; Zhou, Z.; Singh, P.B.; Zhang, Z.; Hu, H. Species richness patterns of vascular plants and their drivers along an elevational gradient in the central Himalayas. *Glob. Ecol. Conserv.* **2020**, *24*, e01279.
- Lo Giudice, R.; Cristaudo, A. Chorological and ecological survey on the vascular and bryophytic flora in Enna territory (Erei Mountains, C- Sicily). *Fl. Medit.* **2004**, *14*, 357–417.
- Mani, M.S. *Ecology and Biogeography of High Altitude Insects*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 1968; pp. 1–548.

- McCain, C.M. Area and mammalian elevational diversity. *Ecology* **2007**, *88*, 76–86.
- McCain, C.M. Global analysis of reptile elevational diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2010**, *19*, 541–553.
- McCain, C.M.; Grytnes, J.A. Elevational gradients in species richness. In *Encyclopedia of Life Sciences (eLS)*; JohnWiley & Sons: Chichester, UK, 2010; pp. 1–10.
- Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Geoportale Nazionale. 2009. Disponibile online: <http://www.pcn.minambiente.it/mattm/>
- Moradi, H.; Fattorini, S.; Oldeland, J. Influence of elevation on the species-area relationship. *J. Biogeogr.* **2020**, *46*, 304–315.
- Nogués-Bravo, D.; Araújo, M.; Romdal, T.; Rahbek, C. Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature* **2008**, *453*, 216.
- Olivero, J.; Real, R.; Márquez, A.L. Fuzzy chorotypes as a conceptual tool to improve insight into biogeographic patterns. *Syst. Biol.* **2011**, *60*, 1–16.
- Olthoff, A.; Gómez, C.; Alday, J.G.; Martínez-Ruiz, C. Mapping Forest vegetation patterns in an Atlantic-Mediterranean transitional area by integration of ordination and geostatistical techniques. *J. Plant Ecol.* **2018**, *11*, 114–122.
- Olthoff, A.; Martínez-Ruiz, C.; Alday, J.G. Distribution patterns of forest species along an Atlantic-Mediterranean environmental gradient: An approach from forest inventory data. *Forestry* **2016**, *86*, 46–54.
- Olthoff, A.E.; Martínez-Ruiz, C.; Alday, J.G. Niche Characterization of Shrub Functional Groups along an Atlantic-Mediterranean Gradient. *Forests* **2021**, *12*, 982.
- Panda, R.M.; Behera, M.D.; Roy, P.S.; Biradar, C. Energy determines broad pattern of plant distribution in Western Himalaya. *Ecol. Evol.* **2017**, *7*, 10850–10860.
- Peruzzi, L.; Conti, F.; Bartolucci, F. An inventory of vascular plants endemic to Italy. *Phytotaxa* **2014**, *168*, 1–75.
- Peters, M.; Hemp, A.; Appelhans, T.; Behler, C.; Classen, A.; Detsch, F.; Ensslin, A.; Ferger, S.W.; Frederiksen, S.B.; Gebert, F.; et al. Predictors of elevational biodiversity gradients change from single taxa to the multi-taxa community level. *Nat. Comm.* **2016**, *7*, 13736.
- Piano di Gestione del Sito di Interesse Comunitario IT 7110100 Monte Genzana. Disponibile online: http://www.riservagenzana.it/pdf/Pdg_Monte_Genzana.pdf. (accesso effettuato il 1° dicembre 2022).
- Pignatti, S. *Ecologia del Paesaggio*; UTET: Torino, Italy, 1994; pp. 1–228.
- Pignatti, S.; Guarino, R.; La Rosa, M. *Flora d’Italia*, 2nd ed.; Edagricole-New Business Media: Bologna, Italy, 2017; Volume 1–4.
- Pirone, G. Aspetti della vegetazione della riserva naturale guidata monte Genzana e Alto Gizio. In *Aree protette in Abruzzo. Contributi alla Conoscenza Naturalistica ed Ambientale*; Burri, E., Ed.; Carsa Edizioni: Pescara, Italy, 1998; pp. 120–139.
- Preston, F.W. The canonical distribution of commonness and rarity. Part I. *Ecology* **1962**, *43*, 185–215
- R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2018; Disponibile online: <https://www.R-project.org>.
- Rahbek, C. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecol. Lett.* **2005**, *8*, 224–239.
- Rahbek, C.; Borregaard, M.K.; Colwell, R.K.; Dalsgaard, B.; Holt, B.G.; Morueta-Holme, N.; Nogués-Bravo, D.; Whittaker, R.J.; Fjeldså, J. Humboldt’s enigma: What causes global patterns of mountain biodiversity? *Science* **2019**, *365*, 1108–1113.

- Richerson, P.J.; Lum, K. Patterns of plant species diversity in California: Relation to weather and topography. *Am. Nat.* **1980**, *116*, 504–536.
- Sanders, N.J. Elevational gradients in ant species richness: Area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography* **2002**, *25*, 25–32.
- Sanders, N.J.; Rahbek, C. The patterns and causes of elevational diversity gradients. *Ecography* **2012**, *35*, 1–3.
- Sklenář, P.; Hedberg, I.; Cleef, A.M. Island biogeography of tropical alpine floras. *J. Biogeogr.* **2014**, *41*, 287–297.
- Steinbauer, M.J.; Field, R.; Grytnes, J.A.; Trigas, P.; Ah-Peng, C.; Attorre, F.; Birks, J.B.; Borges, P.A.V.; Cardoso, P.; Chou, C.-H.; et al. Topography-driven isolation, speciation and a global increase of endemism with elevation. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2016**, *25*, 1097–1107.
- Stevens, G.C. The elevational gradient in altitudinal range: An extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *Am. Nat.* **1992**, *140*, 893–911.
- Subedi, C.K.; Rokaya, M.B.; Münzbergová, Z.; Timsina, B.; Gurung, J.; Chettri, N.; Baniya, C.B.; Ghimire, S.K.; Chaudhary, R.P. Vascular plant diversity along an elevational gradient in the Central Himalayas, western Nepal. *Folia Geobot.* **2020**, *55*, 127–140.
- Sundqvist, M.K.; Sanders, N.J.; Wardle, D.A. Community and ecosystem responses to elevational gradients: Processes, mechanisms, and insights for global change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **2013**, *44*, 261–280.
- Theurillat, J.-P.; Iocchi, M.; Cutini, M.; De Marco, G. Vascular plant richness along an elevation gradient at Monte Velino (Central Apennines, Italy). *Biogeographia* **2007**, *28*, 149–166.
- Turner, J.R.; Gatehouse, C.M.; Corey, C.A. Does solar energy control organic diversity? Butterflies, moths and the British climate. *Oikos* **1987**, *48*, 195–205.
- Vetaas, O.R.; Grytnes, J.A. Distribution of vascular plant species richness and endemic richness along the Himalayan elevation gradient in Nepal. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2002**, *11*, 291–301.
- Vetaas, O.R.; Paudel, K.P.; Christensen, M. Principal factors controlling biodiversity along an elevation gradient: Water, energy and their interaction. *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1652–1663.
- Wright, D.H.; Currie, D.J.; Maurer, B.A. Energy supply and patterns of species richness on local and regional scales. In *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*; Ricklefs, R.E., Schluter, D., Eds.; The University of Chicago Press: Chicago, IL, USA, 1993; pp. 66–74.

Capitolo 3

Variazione nella composizione in forme biologiche delle comunità vegetali lungo un gradiente altitudinale mediterraneo

I contenuti di questo capitolo sono stati pubblicati in:

Di Biase, L.; Pace, L.; Mantoni, C.; Fattorini, S. Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain. *Plants* **2021**, *10*, 2090. <https://doi.org/10.3390/plants10102090>

The screenshot shows the article page for "Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain" in the journal *Plants*. The page is divided into a left sidebar and a main content area.

Left Sidebar:

- Journal logo: *plants*
- Buttons: "Submit to this Journal", "Review for this Journal", "Edit a Special Issue"
- Section: **Article Menu**
- Academic Editors: Emmanuele Farris, Javier López-Alvarado
- Subscribe SciFeed
- Recommended Articles
- Related Info Links
- More by Authors Links
- Article Views: 1561
- Citations: 9
- Table of Contents

Main Content Area:

- Open Access Article
- Article Title: **Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain**
- Authors: Letizia Di Biase, Loretta Pace, Cristina Mantoni, and Simone Fattorini
- Department: Department of Life, Health and Environmental Sciences, University of L'Aquila, Via Vetoio, 67100 L'Aquila, Italy
- * Author to whom correspondence should be addressed.
- Publication Info: *Plants* **2021**, *10*(10), 2090; <https://doi.org/10.3390/plants10102090>
- Received: 10 September 2021 / Revised: 25 September 2021 / Accepted: 28 September 2021 / Published: 1 October 2021
- Note: (This article belongs to the Special Issue Ecology and Evolution of Plants in the Mediterranean Basin: From Knowledge to Conservation)
- Buttons: Download, Browse Figures, Versions Notes
- Abstract:** Despite the increasing interest in elevational patterns in biodiversity, few studies have investigated variations in life forms and biogeographical composition, especially in the Mediterranean biome. We investigated elevational patterns in species richness, biogeographical composition (chorotypes) and life forms (Raunkiaer classification) along an elevational gradient in a Mediterranean mountain (Central Italy). We found a general hump-shaped pattern of species richness, which can be explained by harsher conditions at the lowest and highest elevations. This pattern is distinctly related to prevalence at mid elevations of species with European and Euro-Asiatic distribution, which are favored by a temperate climate. Phanerophytes and geophytes (which are mainly associated with woods) were concentrated at mid elevations where woodlands prevail. Hemicryptophytes increased with elevation, consistently with their ability to cope with high altitude climatic conditions. Mediterranean species declined with elevation because they are negatively affected by decreasing temperatures. Chamaephytes showed a U-shaped pattern, suggesting they are able to cope with arid and cold conditions at the extremes of the gradient. Endemics increased with elevation because of their association with mountainous areas as key places for endemism evolution. These results illustrate how elevational patterns in species richness, biogeographical composition and life forms are interrelated and demonstrate reciprocal insights for understanding current vegetation settings.
- Keywords:** altitude; Apennines; biogeography; chorotypes; Italy; latitude; life forms; Raunkiaer; species richness

1. Introduzione

Il Capitolo 1 di questa tesi ha già messo in evidenza come le risposte delle specie ai fattori ambientali lungo un gradiente altimetrico siano mediate dalle loro caratteristiche (tra cui i *traits* funzionali), e come questo si rifletta dunque nella loro distribuzione. Nonostante le classificazioni in forme biologiche sia stato storicamente il primo tentativo di creare dei gruppi funzionali, la variazione lungo un gradiente altimetrico della vegetazione in termini di forme biologiche è stata però finora oggetto di scarsa attenzione (Pavón et al., 2000; Klimeš, 2003; Chiarucci e Bonini, 2005; Fosaa e Skyes, 2006; Theurillat et al., 2007; Matteodo et al., 2013; De Almeida Campos Cordeiro e Neri, 2018; Lazarina et al., 2019; Ghafari et al., 2020; Irl et al., 2020; Di Musciano et al., 2021; Olthoff et al., 2021).

Le forme biologiche sono ampiamente utilizzate nell'ecologia delle comunità vegetali in quanto consentono di confrontare associazioni vegetali con diversa composizione tassonomica, in quanto piante anche di gruppi tassonomicamente del tutto diverse possono presentare la stessa forma biologica come adattamento a condizioni ambientali simili (Woodward e Cramer, 1996; Díaz et al., 1999). In realtà, è stato proposto un gran numero di classificazioni funzionali per raggruppare le specie vegetali in “classi” funzionali o strutturali, utilizzando criteri morfologici, fenologici o fisiologici (Nobel e Gitay, 1996).

Nonostante alcune critiche (Sarmiento e Monasterio, 1983), le forme biologiche proposte da Raunkiaer (1905) sono comunque il sistema di classificazione più accettato e utilizzato (Klimeš, 2003; Leuschner e Ellenberg, 2017), grazie alla sua particolare semplicità. Questo sistema di classificazione raggruppa le piante terrestri in poche categorie basate sull'altezza delle gemme dormienti rispetto alla superficie del suolo come strategia di protezione evoluta dalle piante per superare la stagione avversa. Sebbene il sistema di Raunkiaer sia stato variamente modificato nel corso del tempo da autori diversi al fine di esprimere al meglio situazioni particolari, la classificazione base prevede le seguenti categorie (Ellenberg e Müller-Dombois, 1967; Müller-Dombois e Ellenberg, 1974):

- Terofite: piante annuali che affrontano la stagione avversa producendo semi
- Emicriptofite: piante con gemme in corrispondenza o in prossimità della superficie del suolo
- Camefite: piante con gemme entro 0,25 m dalla superficie del suolo
- Fanerofite: piante più alte di 0,25-0,5 m, con gemme sui germogli aerei
- Geofite: piante con gemme sotterranee costituenti organi di riserva, ad esempio rizomi o bulbi.

Poiché queste caratteristiche sono geneticamente determinate, e riflettono tolleranze diverse rispetto alle variabili climatiche, la classificazione di Raunkiaer può essere utilizzata per studiare i processi evolutivi che modellano gli assemblaggi di specie e guidano l'evoluzione dei loro tratti morfologici (Lavorel e Garnier, 2002; Wright et al., 2004; Reich, 2014; Diaz et al., 2016). Per questo motivo il sistema di Raunkiaer è uno strumento utile e pratico per la classificazione ecologica delle comunità vegetali (Müller-Dombois e Ellenberg, 1974; Wildi, 2017).

La classificazione di Raunkiaer è stata introdotta per le regioni temperate, luoghi in cui la posizione delle gemme rigenerative ha un ruolo fondamentale nel consentire la sopravvivenza delle piante durante la stagione sfavorevole, ma può essere proficuamente utilizzata anche nei climi caldi, dove la siccità e il caldo rappresentano importanti fattori limitanti per crescita delle piante (Bello-Rodríguez et al., 2019; Irl et al., 2020).

Fra questi, il bioma mediterraneo è, ad esempio, caratterizzato da una forte stagionalità, con alte temperature e forte siccità estiva che rappresentano importanti fattori di stress per le piante (Nardini et al., 2014).

Ad alta quota, però, nello stesso bioma, le piante devono far fronte a condizioni invernali molto rigide: le montagne mediterranee sono quindi caratterizzate da un accentuato “doppio stress”, con temperature elevate e scarsità di precipitazioni che limitano la crescita delle piante alle quote più basse, soprattutto in estate, e basse temperature, gelo invernale e forti venti che rappresentano importanti fattori limitanti ad altitudini elevate (illustrato anche nel Capitolo 1 di questa tesi).

I rilievi mediterranei ben si prestano quindi allo studio di come la variazione delle condizioni climatiche modelli la composizione delle comunità in termini di forme biologiche. La letteratura disponibile è tuttavia molto limitata (Theurillat et al., 2007; Lazarina et al., 2019; Di Musciano et al., 2021) e gli studi già svolti sono difficilmente confrontabili tra loro, poiché influenzati da varie fonti di complessità. Per esempio, sia Lazarina et al. (2019) che Di Musciano et al. (2021) hanno analizzato gradienti altitudinali estesi su aree vaste, aggregando i dati raccolti dai vari siti. In questi casi, il gradiente altimetrico riflette in realtà una combinazione eterogenea di associazioni di specie appartenenti a flore influenzate da diversi processi biogeografici ed evolutivi, operanti su larga scala. Per evitare questi problemi, è importante concentrarsi sui gradienti altimetrici in aree geograficamente ristrette.

Anche questo approccio, però, può portare a risultati distorti se la presenza delle specie nelle fasce viene ricostruita attraverso interpolazione o se l'analisi è circoscritta ad una sola parte del gradiente. Una procedura comune, infatti, consiste nell'utilizzare fasce altitudinali, assumendo che le specie siano distribuite in maniera continuativa lungo il gradiente, dalla fascia più bassa a quella più alta (Theurillat et al., 2007; Di Musciano et al., 2021). Questo potrebbe portare a considerare coesistenti delle specie che, pur essendo segnalate alla stessa quota, occupano aree diverse, non formando delle vere e proprie comunità. Inoltre, se lo studio coinvolge solo una sezione del gradiente, i pattern osservati potrebbero risultare incompleti. Ad esempio, Theurillat et al. (2007) hanno esaminato un dislivello che parte da circa 1000 m, ben oltre le quote medie tipiche delle catene appenniniche, che si collocano in genere a circa 500 m, con il risultato che i pattern osservati rendono conto solo di una parte del gradiente complessivo.

In questa ricerca abbiamo utilizzato i dati raccolti su una piccola montagna mediterranea, il Monte Genzana (vedi Capitolo 2 di questa tesi), per studiare come la composizione in forme biologiche varia lungo un gradiente altimetrico. Per quanto ne sappiamo, questo è il primo studio che ha contemporaneamente queste caratteristiche: (1), utilizza i dati raccolti a livello *plot*, così da evitare il rischio di assumere come compresenti specie che vivono alla stessa quota ma in luoghi diversi insito nell'uso dell'interpolazione; (2) considera un gradiente altimetrico completo, così da evitare il rischio di ottenere modelli il cui andamento riflette in realtà solo una parte del gradiente; (3) utilizza dati provenienti tutti da un'unica, piccola area montuosa, così da evitare il rischio di mescolare flore diverse.

Con questa ricerca ci siamo chiesti se i pattern di variazione nella frequenza delle forme biologiche lungo il gradiente cambiano a seconda del tipo di adattamento che esse esprimono. In particolare, abbiamo formulato le seguenti ipotesi:

- (1) A causa del carattere montuoso dell'area di studio, le terofite, un gruppo predominante nelle aree del basso Mediterraneo con condizioni climatiche termo-xeriche (Körner, 2003; Lazarina et al., 1996; Irl et al., 2020; Di Musciano et al., 2021), dovrebbe essere qui il gruppo meno rappresentato.

- (2) Viceversa, si può ipotizzare una netta dominanza di emicriptofite e camefite, forme biologiche invece più rappresentate negli ecosistemi di alta montagna (Körner, 2003; Theurillat et al., 2003, 2007; Matteodo et al., 2013; Irl et al., 2020; Ghafari et al., 2020).
- (3) In accordo con la loro capacità di far fronte al clima freddo, grazie alle gemme poste nei pressi della superficie del suolo (Carlsson et al., 1999), ci si aspetta che le emicriptofite aumentino la loro incidenza nella composizione delle comunità salendo progressivamente in quota.
- (4) Ci si aspetta anche un aumento delle camefite con l'altitudine, in quanto anch'esse sono in grado di svernare grazie alla posizione delle loro gemme, la quale consente alle piante con questa forma biologica di beneficiare della temperatura più elevata del suolo e della protezione della neve che le ricopre durante l'inverno (Körner, 2003). Le camefite dovrebbero rappresentare però una frazione relativamente alta anche nelle associazioni vegetali a quote basse, a causa della loro tolleranza alla siccità.
- (5) Per le fanerofite, principalmente rappresentate da alberi, si può invece prevedere una distribuzione con andamento "a gobba", dal momento che nell'area di studio i boschi sono concentrati a quote intermedie (Pirone, 1998).
- (6) Infine, poiché in Italia le geofite sono principalmente associate a boschi misti di latifoglie e faggete (Pignatti, 1994), ci si aspetta anche per questo gruppo un andamento a gobba, analogo a quello previsto per le fanerofite.

2. Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto utilizzando i dati relativi ai medesimi 16 rilievi eseguiti lungo il gradiente altimetrico del Monte Genzana impiegati per la ricerca presentata al Capitolo 2 di questa tesi, cui si rimanda per la descrizione del dataset e dell'area di studio.

A ogni specie è stata assegnata la rispettiva forma biologica secondo la classificazione di Raunkiaer (camefita, geofita, emicriptofita, fanerofita e terofita) utilizzando Pignatti et al. (2017). La nanofanerofite (cioè, le fanerofite più piccole di 2 m) sono state incluse tra le fanerofite. Quando, per una data specie, sono presenti più di una forma biologica, abbiamo deciso di adottare quella più duratura (ad esempio, tra fanerofita e camefita abbiamo mantenuto la prima forma biologica, mentre tra terofita ed emicriptofita abbiamo mantenuto la seconda) (Di Musciano et al., 2021). Tale condizione ha riguardato comunque solo per una piccola parte delle specie (16 su 250, meno del 7%).

Le frequenze delle forme biologiche nelle regioni italiane sono tratte da Pignatti (1994). Per modellizzare la variazione latitudinale nelle frequenze relative delle forme biologiche abbiamo utilizzato le mappe fornite da Pignatti (1994) per emicriptofite e geofite. A tale scopo abbiamo suddiviso la penisola italiana in fasce latitudinali di un grado, e calcolato le percentuali medie delle singole forme biologiche in ciascuna fascia. Camefite e terofite sono state escluse, in quanto Pignatti (1994) non ha fornito mappe per le camefite, e la diversità delle terofite nell'area di studio era molto bassa.

Il dataset con la presenza/assenza di ciascuna specie nei rilievi e la rispettiva forma biologica è riportato nei materiali supplementari pubblicati nell'articolo derivato da questa ricerca (Di Biase et al., 2021). La variazione della proporzione di forme biologiche lungo il gradiente è stata studiata mediante modelli lineari generalizzati (GLM) con distribuzione binomiale degli errori (o quasibinomiale in caso di sovradisersione). I modelli sono stati inizialmente implementati come relazioni unimodali ($y \sim x + x^2$), escludendo successivamente il termine quadratico quando questo non risultava utile in base al criterio di informazione di Akaike (AIC) (Irl et al., 2020). I *fit* sono stati eseguiti utilizzando i polinomi con la sequenza di potenze originale (*raw polynomials*), ma i livelli di probabilità sono stati stimati utilizzando i polinomi ortogonali. Per modellizzare le variazioni nelle proporzioni delle forme biologiche in funzione della latitudine lungo la penisola italiana, sono stati utilizzati modelli autoregressivi condizionali (*conditional autoregressive models*, CAR). I modelli OLS e GLM sono stati applicati in R versione 3.5.2. (R Core Team). I modelli CAR sono stati eseguiti in SAM 4.0 (Rangel et al., 2010).

3. Risultati

Le diverse forme biologiche nelle comunità campionate sono presenti con frequenze significativamente diverse (test del chi-quadrato per la deviazione da una distribuzione uniforme: $\chi^2 = 254.800$, $df = 4$, $p < 0.0001$): il gruppo prevalente risulta quello delle emicriptofite, con il 58.8% delle specie sul totale di quelle rilevate; le camefite rappresentano il 18.4% e le fanerofite 12.4% della flora campionata; le geofite sono il 9.2% delle specie campionate, e le terofite rappresentano solo l'1.2%. Le proporzioni delle forme biologiche costituenti lo spettro biologico dell'area di studio risultano significativamente differenti da quelle registrate per il territorio italiano nel suo complesso ($\chi^2 = 100.229$, $df = 4$, $p < 0.0001$; lo spettro italiano è il seguente: emicriptofite: 41.7%; terofite: 25.1%; geofite: 12.1%; camefite: 10.3%; fanerofite 8.5%; idrofite: 2.3%; elofite: 0.3%, ove le ultime due forme biologiche rappresentano piante acquatiche o parzialmente sommerse, non incontrate nell'area di studio). Il contributo relativo delle diverse forme biologiche agli assemblaggi varia distintamente con l'altitudine (Figura 1). Le camefite sono per lo più abbondanti alle quote più basse (<800 m) e più alte (>1800 m), le emicriptofite a partire dai 1600 m. Le fanerofite risultano per lo più concentrate a circa 1000 m, similmente a ciò che si riscontra per le geofite. La presenza di terofite è ovunque sporadica, per lo più limitata a basse quote.

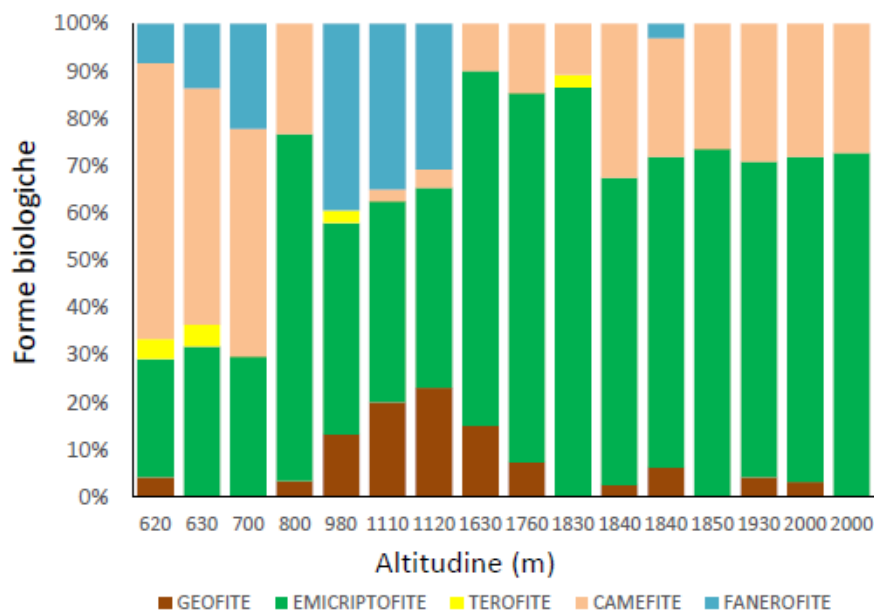


Figura 1. Variazione altitudinali nella composizione in forme biologiche di comunità vegetali in una montagna centro-appenninica (Monte Genzana).

La proporzione di emicriptofite aumenta con andamento monotono con l'altitudine (Tabella 1, Figura 2a,). La proporzione di camefite presenta un marcato pattern a U (Figura 2b, Tabella 1), mentre sia le fanerofite (Figura 2c, Tabella 1) che le geofite (Figura 2d, Tabella 1) mostrano pattern opposti, a forma di gobba. Essendo in numero estremamente limitato (solamente tre specie campionate), le terofite non possono prestarsi ad alcuna analisi (Figura 2e, Tabella 1).

Lungo la penisola italiana, la proporzione di emicriptofite aumenta con la latitudine (Figura 3; modello autoregressivo $y: -166.727 + 4.713 \times \text{Latitudine}$, $R^2 = 0.954$, $p < 0.001$), mentre le geofite mostrano un andamento a gobba (Figura 3; modello autoregressivo: $499.632 + 23.986 \times \text{Latitudine} - 0.280 \times \text{Latitudine}^2$, $R^2 = 0.929$, $p < 0.001$).

Tabella 1. Risultati dei *fit* (modelli polinomiali generalizzati) per la variazione nella proporzione di ciascuna forma biologica lungo un gradiente altitudinale in comunità vegetali di una montagna centro-appenninica (Monte Genzana). * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

Forme biologiche	Intercetta	Altitudine	Altitudine ²	Pseudo-R ² (McFadden)
Emicriptofite	-1.36 ***	1.26×10^{-3} ***	-	0.62
Camefite	7.96 ***	-1.63×10^{-2} *	6.07×10^{-6} ***	0.72
Fanerofite	-10.50 ***	1.85×10^{-2} ***	-8.79×10^{-6} ***	0.8
Geofite	-14.30 ***	2.02×10^{-2}	-7.74×10^{-6} ***	0.73

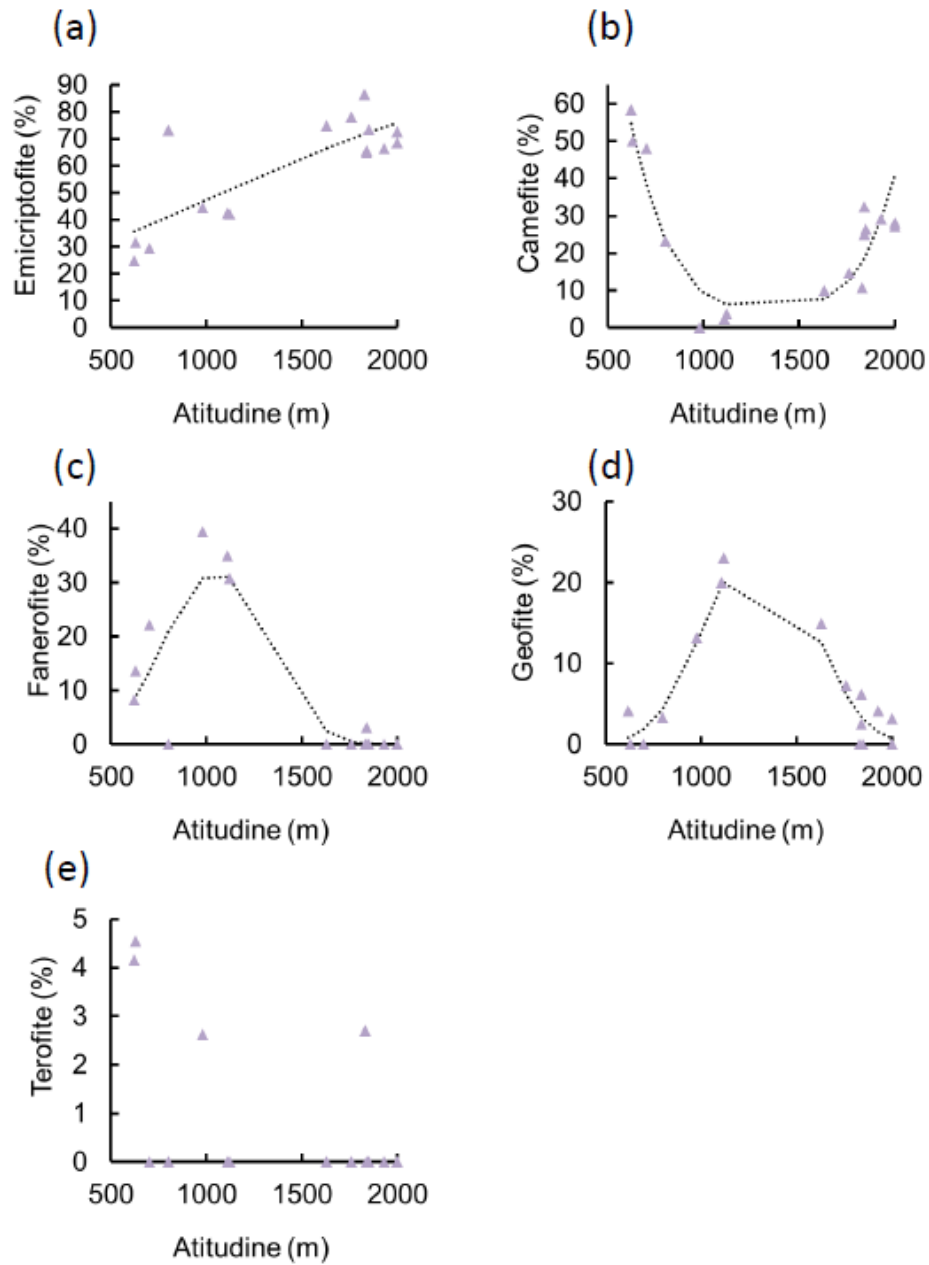


Figura 2. Variazione nella frequenza percentuale di ciascuna forma biologica lungo un gradiente altitudinale in comunità vegetali di una montagna centro-appenninica (Monte Genzana): (a) Emicriptofite, (b) Camefite, (c) Fanerofite, (d) Geofite, (e) Terofite. Le linee punteggiate indicano i *fit*, parabolici o monotoni, ottenuti tramite modelli lineari generalizzati (vedi Tabella 1).

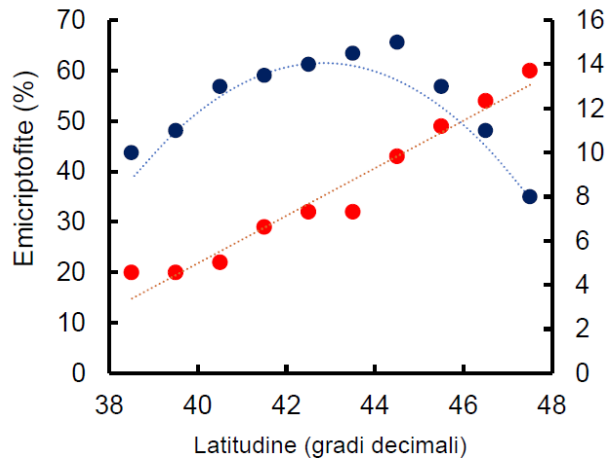


Figure 3. Variazione nella percentuale di emicriptofite (in rosso) e geofite (in blu lungo il gradiente latitudinale italiano). I *fit* sono costruiti mediante modelli autoregressivi CAR.

4. Discussione

Il nostro studio mostra una chiara prevalenza delle emicriptofite, congiunta a una scarsissima presenza di terofite, situazione che contrasta nettamente con le proporzioni osservate nell'intero territorio italiano, in cui le terofite sono il gruppo più abbondante dopo le emicriptofite (Pignatti, 1994). Grazie alla loro capacità di far fronte al clima termo-xerico, le terofite sono il gruppo più ricco nelle aree mediterranee (Lazarina et al, 2019; Irl et al., 2020). In queste zone le terofite sono principalmente associate al clima caldo e secco dei siti pianeggianti (Blumler, 2018; Lazarina et al, 2019; Irl et al., 2020), caratterizzato da un alto grado di stagionalità delle precipitazioni (Blumler, 2018). In questi contesti, le terofite tendono poi a declinare in modo brusco con l'altitudine, suggerendo una intrinseca scarsa capacità di tollerare l'abbassamento della temperatura e l'aumento delle precipitazioni (Bliss, 1971; Billings, 1974; Theurillat et al, 2007; Lazarina et al, 2019; Irl et al., 2020; Di Musciano et al., 2021). Il piccolo numero di terofite incontrato nel nostro sistema può essere quindi spiegato dal carattere montuoso dell'area di studio (come previsto), ed è in linea con il numero limitato di specie annuali tipicamente registrate ad alta quota (Körner, 2003; Di Musciano et al., 2021). Le terofite tendono a prevalere negli habitat disturbati (Panitsa et al, 2008; Guarino e Mossa, 2006; Irl et al., 2020), risultando ad esempio molto abbondanti in aree soggette a forte pascolo (McIntyre et al., 1999; Ghafari et al., 2020): la scarsità di terofite nella nostra area di studio è anche coerente con la bassa pressione antropica ivi presente. Il Monte Velino vede una presenza nettamente superiore di terofite, rappresentando circa il 33% delle specie esaminate (Theurillat et al., 2007); questa discrepanza con la proporzione registrata nella nostra ricerca può essere spiegata dal forte impatto del pascolo sul Velino.

È stato suggerito che un rapporto tra emicriptofite e terofite <1 indichi una flora avente carattere mediterraneo, mentre un rapporto >1 sia tipico di flore di natura continentale (Sabato e Valenzano, 1975), data la dominanza delle emicriptofite nelle comunità di zone temperate (Fosaa e Skyes, 2006). Nel nostro caso, il rapporto emicriptofite:terofite è di 49, il che indica un carattere fortemente continentale della flora campionata.

La prevalenza di emicriptofite e camefite nel nostro sistema di studio è in accordo con le nostre previsioni e, in generale, con la dominanza di queste forme biologiche comunemente osservata in ecosistemi di alta montagna (Körner, 2003; Theurillat et al., 2007; Pignatti, 1994; Agakhanjanz e Breckle, 1995; Matteodo et al., 2013; Ghafari et al., 2020; Irl et al., 2020). La proporzione di emicriptofite tende infatti ad aumentare con l'altitudine (Giménez et al., 2004; Chiarucci e Bonini, 2005; Theurillat et al., 2007; Irl et al., 2020; Di Musciano et al., 2021) e questa forma biologica risulta essere quella predominante ad altitudini elevate (Mota et al., 2017; Moradi e Attar, 2019), in risposta all'aumento delle precipitazioni e alla diminuzione della temperatura (Giménez et al., 2004; Irl et al., 2020).

In accordo con questo schema generale, nell'area di studio le emicriptofite aumentano monotonicamente con l'altitudine, confermando le nostre previsioni, e rappresentano quasi l'80% delle specie alle quote più elevate. Nelle piante che presentano questa forma biologica, la posizione delle gemme vicina alla superficie del suolo può offrire una protezione nei confronti delle aspre condizioni climatiche tipiche delle quote più elevate (Carlsson et al., 1999), specialmente durante l'inverno, quando il fatto di essere collocate in basso consente alle gemme di essere ricoperte dal manto nevoso, che ha un effetto isolante rispetto alle temperature ambientali. Anche la presenza di condizioni di minor disturbo alle quote più elevate può favorire le emicriptofite (Ghafari et al., 2020), che sono meno tolleranti al pascolo rispetto alle specie con gemme svernanti sotterranee (Hadar et al., 1999; Sternberg et al., 2000).

Le camefite sono note per essere la forma biologica predominante nei climi freddi e secchi, dove queste piante svernano grazie alla più alta temperatura del suolo e alla protezione della neve che li ricopre durante l'inverno (Körner, 2003). Queste caratteristiche rendono le camefite in grado di completare il proprio ciclo vitale anche nei brevi periodi vegetativi caratteristici dell'alta quota (Vogiatzakis et al., 2003; Pellissier et al., 2010). Le camefite sono quindi in grado di colonizzare con successo ambienti di alta montagna, e vari studi hanno evidenziato che la loro proporzione cresce con l'aumentare dell'altitudine (Theurillat et al., 2007; Lazarina et al., 2019; Irl et al., 2020; Di Musciano et al., 2021). È stato tuttavia osservato, in alcuni contesti, che anche le camefite presentano un pattern a U, con valori minimi ad altitudini intermedie (Fosaa e Skyes, 2006; Dickoré e Nüsser, 2000), anche se le ragioni di questa distribuzione rimangono sfuggenti. Nel sistema montuoso da noi studiato, le camefite seguono un modello parabolico che può essere spiegato attraverso l'ipotesi dell'influenza del doppio gradiente di stress, tipico delle montagne del Mediterraneo. Ad altitudini elevate, le camefite sono avvantaggiate dalla loro capacità di far fronte a temperature rigide, mentre a quote basse possono essere favorite dalla loro tolleranza alla siccità (circa il 33% delle camefite censite nella flora campionata nell'area di studio sono specie eurimediterranee e stenomediterranee), originando così un pattern a U. La relazione lineare crescente tra la percentuale di camefite e l'altitudine riscontrata sul Monte Velino (Theurillat et al., 2007) potrebbe essere dovuta all'assenza di siti di campionamento al di sotto dei 1000 m.

La proporzione di fanerofite (circa il 12%) nella nostra area di studio è leggermente superiore a quella registrata per tutto il territorio italiano (Pignatti, 1994), a quella della regione Abruzzo-Molise (Pignatti, 1994) e a quella del Monte Velino (Theurillat et al., 2007) (circa il 9% in tutti i casi). Nel nostro studio, le fanerofite mostrano un chiaro pattern a gobba, coerente con le nostre previsioni. Di Musciano et al. (2021) non hanno riscontrato alcuna relazione tra la proporzione di fanerofite e l'altitudine sulle Alpi Apuane, mentre Theurillat et al. (2007) hanno riscontrato un declino lineare. Dal momento che il gradiente indagato da questi ultimi autori parte da 1100 m, questa diminuzione corrisponde alla parte declinante osservabile nel nostro modello. In uno studio su un gradiente altitudinale che va dagli 0 ai 1500 m a Creta, Lazarina et al. (2019), hanno osservato un andamento leggermente crescente delle fanerofite in relazione all'altitudine. Per

Olthoff et al et al. (2021), che hanno esaminato un gradiente latitudinale-altitudinale nel nord della Spagna, la percentuale di copertura di fanerofite poteva essere ben descritta da un pattern a gobba. In generale, la percentuale di piante legnose è tendenzialmente influenzata positivamente da condizioni di umidità crescenti (Bhattarai e Vetaas, 2003), per cui tende ad aumentare con l'altitudine (Vazquez e Givnish, 1998; Irl et al., 2020). Questa relazione spiega l'aumento della percentuale delle fanerofite dai 500 m di quota ai 1000 m circa, osservata nel nostro studio, e corrispondente a una maggiore concentrazione di boschi a queste quote intermedie. Grazie alle loro più grandi strutture, le fanerofite godono di un maggior vantaggio competitivo rispetto ad altre forme biologiche negli ambienti con condizioni climatiche più umide e miti, tipiche delle altitudini intermedie; diventano però svantaggiate a quote più elevate. Nella nostra area di studio, il limite della vegetazione arborea si trova a circa 1800 m, e l'unica fanerofita segnalata al di sopra di questa altitudine è il ginepro *Juniperus sibirica* Burgsd..

Le geofite rappresentano una piccola frazione (meno del 10%) della flora campionata, in linea con le percentuali segnalate per la flora italiana (circa il 12%) e per la flora regionale di Abruzzo e Molise (circa il 13%) (Pignatti, 1994). Anche le geofite hanno mostrato un pattern a gobba, con picco a circa 1000 m, un andamento coerente con quello osservato in Italia da Theurillat et al. (2007) sul Monte Velino (dove le geofite erano l'11%) e da Di Musciano et al. (2021) sulle Alpi Apuane. In altre aree, la relazione tra le geofite e l'altitudine ha dimostrato invece andamenti monotoni crescenti (Fosaa e Skyes, 2006; Lazarina et al., 2019) o decrescenti (Danin e Orshan, 1990; Pavón et al., 2000; Irl et al., 2020). Danin e Orshan (1990) e Procheş et al. (2006) hanno osservato un aumento delle geofite lungo un gradiente pluviometrico negli ecosistemi mediterranei, suggerendo che queste specie sono favorite da una stagionalità nelle precipitazioni; Irl et al. (2020) hanno tuttavia riscontrato un andamento opposto. Le geofite sono comuni negli habitat forestali (Meço et al., 2018) e in Italia sono principalmente associate a boschi misti di caducifoglie e faggete, dove sono frequenti specie bulbose e rizomatose (Pignatti, 1994). La loro prevalenza alle medie altitudini nel nostro sistema di studio può essere spiegata dalla presenza di boschi a tali quote. Nello specifico, i rilievi con la proporzione più alta di geofite sono situati in zone di faggeta e di boschi misti mesofili e semimesofili (Pirone, 1999).

I pattern di distribuzione delle emicriptofite (aumento monotono) e delle geofite (unimodale) sono paralleli a quelli osservati lungo il gradiente latitudinale di tutta la penisola italiana, confermando le nostre ipotesi iniziali. Nel gradiente altitudinale da noi studiato le emicriptofite aumentano da circa il 25% (a 620 m) a circa il 75% (a 1630 m). La corrispondenza tra variazione altitudinale e latitudinale nella vegetazione è stato uno dei primi modelli ecologici scoperti (Fattorini et al., 2019), e questi risultati supportano la possibilità di estendere tale parallelismo alle forme biologiche, così come avevamo inizialmente ipotizzato.

5. Conclusioni

Il nostro studio ha evidenziato la prevalenza di fanerofite e geofite alle quote intermedie del gradiente analizzato. Ciò trova spiegazione nel fatto che queste forme biologiche sono associate principalmente alla vegetazione boschiva, che, nell'area studiata, si trova concentrata proprio nella sezione centrale del gradiente. L'aumento delle emicriptofite con l'altitudine si spiega invece con la loro buona capacità di far fronte alle condizioni climatiche tipiche delle alte quote. Le camefite, infine, mostrano un pattern a U, suggerendo che sono in grado di far fronte sia ai climi aridi che alle basse temperature agli estremi del gradiente. Questi risultati illustrano come il modello del doppio stress termico influenzi la struttura delle comunità in termini di

composizione in forme biologiche, la cui diversa prevalenza lungo i gradienti altimetrici riflette la relazione tra condizioni climatiche e strategie adattative.

Bibliografia

- Agakhanjan, O.; Breckle, S.-W. Origin and evolution of the mountain flora in middle Asia and neighbouring mountain regions. In *Arctic and Alpine Biodiversity*; Chapin, F.S., III, Körner, C., Eds.; Springer: Heidelberg, Germany, 1995; pp. 63–80.
- Bello-Rodríguez, V.; Gómez, L.A.; Fernández López, Á.; del Arco-Aguilar, M.J.; Hernández-Hernández, R.; Emerson, B.; González-Mancebo, J.M. Short-and long-term effects of fire in subtropical cloud forests on an oceanic island. *Land Degrad. Dev.* **2019**, *30*, 448–458.
- Bhattarai, K.R.; Vetaas, O.R. Variation in plant species richness of different life forms along a subtropical elevation gradient in the Himalayas, east Nepal. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2003**, *12*, 327–340.
- Billings, W.D. Arctic and alpine vegetation: Plant adaptations to cold summer climates. In *Arctic and Alpine Environments*; Ives, J.D., Barry, R.G., Eds.; Methuen: London, UK, 1974; pp. 403–444.
- Bliss, L.C. Arctic and alpine plant life cycles. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **1971**, *2*, 405–438.
- Blumler, M.A. What is the ‘True’ Mediterranean-type vegetation? In *Geographical Changes in Vegetation and Plant Functional Types*; Grellet, M.A., Fujiwara, K., Pedrotti, F., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2018; pp. 117–139.
- Carlsson, B.A.; Karlsson, P.S.; Svensson, B.M. Alpine and subalpine vegetation. *Acta Phytogeogr. Suec.* **1999**, *84*, 75–90.
- Chiarucci, A.; Bonini, I. Quantitative floristics as a tool for the assessment of plant diversity in Tuscan forests. *For. Ecol. Manag.* **2005**, *212*, 160–170.
- Danin, A.; Orshan, G. The distribution of Raunkiaer life-forms in Israel in relation to environment. *J. Veg. Sci.* **1990**, *1*, 41–48.
- De Almeida Campos Cordeiro, A.; Neri, A.V. Spatial patterns along an elevation gradient in high altitude grasslands, Brazil. *Nord. J. Bot.* **2018**, *37*.
- Di Musciano, M.; Zannini, P.; Ferrara, C.; Spina, L.; Nascimbene, J.; Vetaas, O.R.; Bhatta, K.P.; D’Agostino, M.; Peruzzi, L.; Carta, L. Investigating elevational gradients of species richness in a Mediterranean plant hotspot using a published flora. *Front. Biogeogr.* **2021**, *13*, 3.
- Díaz, S.; Cabido, M.; Zak, M.; Martínez Carretero, E.; Aranibar, J. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *J. Veg. Sci.* **1999**, *10*, 651–660.
- Díaz, S.; Kattge, J.; Cornelissen, J.; Wright, E.J.; Lavorel, S.; Dray, S.; Reu, B.; Kleyer, M.; Wirth, C.; Prentice, I.C.; et al. The global spectrum of plant form and function. *Nature* **2016**, *529*, 167–171.
- Dickoré, W.B.; Nüsser, M. *Flora of Nanga Parbat (NW Himalaya, Pakistan): An Annotated Inventory of Vascular Plants with Remarks on Vegetation Dynamics*; Engler 19; Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem: Berlin, Germany; Freie Universität Berlin: Berlin, Germany, 2000; pp. 1–251.
- Ellenberg, H.; Müller-Dombois, D. A key to Raunkiaer plant life-forms with revised subdivisions. *Ber. Goebot. Inst. ETH. Stiftg Rubel Zurich* **1967**, *37*, 56–73.

- Fosaa, A.M.; Skyes, M.T. Distribution of Raunkiær's life-forms along altitudinal gradients in the Faroe Islands. *Fróðskaparrit* **2006**, *54*, 114–130.
- Ghafari, S.; Ghorbani, A.; Moameri, M.; Mostafazadeh, R.; Bidarlord, M.; Kakehmami, A. Floristic Diversity and Distribution Patterns Along an Elevational Gradient in the Northern Part of the Ardabil Province Rangelands, Iran. *Mt. Res. Dev.* **2020**, *40*, R37–R47.
- Giménez, E.; Melendo, M.; Valle, F.; Gómez-Mercado, F.; Cano, E. Endemic flora biodiversity in the south of the Iberian Peninsula: Altitudinal distribution, life forms and dispersal modes. *Biodivers. Conserv.* **2004**, *13*, 2641–2660.
- Guarino, R.; Mossa, L. Floristic, phenologic and chorological differences in the therophytic vegetation-types of Sardinia. *Boccone* **2006**, *19*, 177–193.
- Hadar, L.; Noy-Meir, I.; Perevolotsky, A. The effect of shrub clearing and grazing on composition of a Mediterranean plant community: Functional groups versus species. *J. Veg. Sci.* **1999**, *10*, 673–682.
- Irl, S.D.H.; Obermeier, A.; Beierkuhnlein, C.; Steinbauer, M.J. Climate controls plant life-form patterns on a high-elevation oceanic island. *J. Biogeogr.* **2020**, *47*, 2261–2273.
- Klimeš, L. Life-forms and clonality of vascular plants along an altitudinal gradient in E Ladakh (NW Himalayas). *Basic Appl. Ecol.* **2003**, *4*, 317–328.
- Körner, C. *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*, 2nd ed.; Springer Science & Business Media: Berlin, Germany, 2003; pp. 1–249.
- Lavorel, S.; Garnier, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Funct. Ecol.* **2002**, *16*, 545–556.
- Lazarina, M.; Charalampopoulos, A.; Psaralexi, M.; Krigas, N.; Michailidou, D.E.; Kallimanis, A.S.; Sgardelis, S.P. Diversity patterns of different life forms of plants along an elevational gradient in Crete, Greece. *Diversity* **2019**, *11*, 200.
- Leuschner, C.; Ellenberg, H. *Ecology of Central European Forests: Vegetation ecology of Central Europe*; Springer International Publishing: Basel, Switzerland, 2017; Volume 1, pp. 1–779.
- Matteodo, M.; Wipf, S.; Rixen, C.; Vittoz, P. Elevation gradient of successful plant traits for colonizing alpine summits under climate change. *Environ. Res. Lett.* **2013**, *8*, 024043.
- McIntyre, S.; Lavorel, S.; Landsberg, J.; Forbes, T.D.A. Disturbance response in vegetation toward a global perspective on functional traits. *J. Veg. Sci.* **1999**, *10*, 621–630.
- Meço, M.; Mullaj, A.; Barina, Z. The vascular flora of the Valamara mountain range (SE Albania), with three new records for the Albanian flora. *Flora Mediterr.* **2018**, *28*, 5–20.
- Moradi, H.; Attar, F. Comparative study of floristic diversity along altitude in the northern slope of the central Alborz Mountains, Iran. *Biodiversitas* **2019**, *20*, 305–312.
- Mota, G.S.; Luz, G.R.; Mota, N.M.; Coutinho, E.; Veloso, M.D.M.; Fernandes, G.W.; Nunes, Y.R.F. Changes in species composition, vegetation structure, and life-forms along an altitudinal gradient of rupestrian grasslands in southeastern Brazil. *Flora* **2017**, *238*, 32–42.
- Müller-Dombois, D.; Ellenberg, H. *Aims and Methods in Vegetation Ecology*; John Wiley & Sons: New York, NY, USA, 1974; pp. 1–547.
- Nardini, A.; Lo Gullo, M.A.; Trifilò, P.; Salleo, S. The challenge of the Mediterranean climate to plant hydraulics: Responses and adaptations. *Environ. Exp. Bot.* **2014**, *103*, 68–79.
- Nobel, I.R.; Gitay, H. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *J. Veg. Sci.* **1996**, *7*, 329–336.
- Olthoff, A.E.; Martínez-Ruiz, C.; Alday, J.G. Niche Characterization of Shrub Functional Groups along an Atlantic-Mediterranean Gradient. *Forests* **2021**, *12*, 982.

- Panitsa, M.; Tzanoudakis, D.; Sfenthourakis, S. Turnover of plants on small islets of the eastern Aegean Sea within two decades. *J. Biogeogr.* **2008**, *35*, 1049–1061.
- Pavón, N.P.; Hernández-Trejo, H.; Rico-Gray, V. Distribution of plant lifeforms along an altitudinal gradient in the semi-arid valley of Zapotitlán, Mexico. *J. Veg. Sci.* **2000**, *11*, 39–42.
- Pellissier, L.; Fournier, B.; Guisan, A.; Vittoz, P. Plant traits co-vary with altitude in grasslands and forests in the European Alps. *Plant. Ecol.* **2010**, *211*, 351–365.
- Pignatti, S. *Ecologia del Paesaggio*; UTET: Torino, Italy, 1994; pp. 1–228.
- Pignatti, S.; Guarino, R.; La Rosa, M. *Flora d'Italia*, 2nd ed.; Edagricole-New Business Media: Bologna, Italy, 2017; Volume 1–4.
- Pirone, G. Aspetti della vegetazione della Riserva Naturale Guidata Monte Genzana e alto Gizio. In *Aree protette in Abruzzo. Contributi alla Conoscenza Naturalistica ed Ambientale*; Burri, E., Ed.; Carsa Edizioni: Pescara, Italy, 1998; pp. 120–139.
- Procheş, S.; Cowling, R.M.; Goldblatt, P.; Manning, J.C.; Snijman, D.A. An overview of the Cape geophytes. *Biol. J. Linn. Soc.* **2006**, *87*, 27–43.
- R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2018; Disponibile online: <https://www.R-project.org> (accesso effettuato il 1 gennaio 2019).
- Rangel, T.F.L.; Diniz-Filho, J.A.F.; Bini, L.M. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* **2010**, *33*, 46–50.
- Raunkiaer, C. Types biologiques pour la géographie botanique. *Overs. K. Dan. Vidensk. Selsk. Forh.* **1905**, *5*, 347–438.
- Reich, P.B. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: A traits manifesto. *J. Ecol.* **2014**, *102*, 275–301.
- Sabato, S.; Valenzano, S. *Flora e Vegetazione di una Zona dell’Appennino Centro-Settentrionale (Rincine); I. La Flora*; Centro di Sperimentazione Agricola e Forestale—Ente Nazionale per la Cellulosa e per la Carta: Rome, Italy, 1975; Volume XIII, pp. 1–203.
- Sarmiento, G.; Monasterio, M. Life form and phenology. In *Tropical Savannas*; Bourlière, F., Ed.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 1983; pp. 79–108.
- Sternberg, M.; Gutman, M.; Perevolotsky, A.; Ungar, E.D.; Kiegel, J. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: A functional group approach. *J. Appl. Ecol.* **2000**, *37*, 224–237.
- Theurillat, J.-P.; Schlüssel, A.; Geissler, P.; Guisan, A.; Velluti, C.; Wiget, L. Vascular Plant and Bryophyte Diversity along Elevation Gradients in the Alps. In *Alpine Biodiversity in Europe. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*; Nagy, L., Grabherr, G., Körner, C., Thompson, D.B.A., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2003; Volume 167, pp. 185–193.
- Theurillat, J.-P.; Iocchi, M.; Cutini, M.; De Marco, G. Vascular plant richness along an elevation gradient at Monte Velino (Central Apennines, Italy). *Biogeographia* **2007**, *28*, 149–166.
- Vazquez, J.A.; Givnish, T.J. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlan. *J. Ecol.* **1998**, *86*, 99–1020.
- Vogiatzakis, I.; Griffiths, G.H.; Mannion, A.M. Environmental factors and vegetation composition, Lefka Ori massif, Crete, S. Aegean. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2003**, *12*, 131–146.
- Wildi, O. *Data Analysis in Vegetation Ecology*, 3rd ed.; Cabi: Wallingford, UK, 2017; pp. 1–334.
- Woodward, F.I.; Cramer, W. Plant functional changes and climatic changes: Introduction. *J. Veg. Sci.* **1996**, *7*, 306–309.

Wright, I.J.; Reich, P.B.; Westoby, M.; Ackerly, D.D.; Baruch, Z.; Bongers, F.; Cavender -Bare, J.; Chapin, T.; Cornelissen, J.H.C.; Diemer, M.; et al. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* **2004**, *428*, 821.

Capitolo 4

Variazione negli indici di Ellenberg a livello di comunità lungo un gradiente altitudinale mediterraneo

I contenuti di questo capitolo sono stati pubblicati in:

Di Biase, L.; Tsafack, N.; Pace, L.; Fattorini, S. Ellenberg Indicator Values Disclose Complex Environmental Filtering Processes in Plant Communities along an Elevational Gradient. *Biology* **2023**, *12*, 161. <https://doi.org/10.3390/biology12020161>

The screenshot shows the article page on the Biology journal website. On the left is a sidebar with navigation options: 'Submit to this Journal', 'Review for this Journal', 'Edit a Special Issue', 'Article Menu', 'Academic Editor' (Stefano Loppi), 'Subscribe SciFeed', 'Recommended Articles', 'Related Info Link', 'More by Authors Links', 'Article Views' (1231), and 'Table of Contents' (listing Simple Summary, Abstract, Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusions, Supplementary Materials, Author Contributions, Funding, Institutional Review Board Statement, Informed Consent Statement, Data Availability Statement, Acknowledgments, Conflicts of Interest, and References).

The main content area includes the journal logo, article title, authors (Letizia Di Biase, Noelline Tsafack, Loretta Pace, and Simone Fattorini), affiliations, and contact information. It also displays the article's DOI, reception dates, and buttons for 'Download', 'Browse Figures', and 'Versions Notes'. The 'Simple Summary' and 'Abstract' sections are visible, along with a 'Keywords' section at the bottom.

Ellenberg Indicator Values Disclose Complex Environmental Filtering Processes in Plant Communities along an Elevational Gradient

by Letizia Di Biase ¹, Noelline Tsafack ², Loretta Pace ^{1,*} and Simone Fattorini ^{1,*}

¹ Department of Life, Health and Environmental Sciences, University of L'Aquila, Via Vetoio, 67100 L'Aquila, Italy
² cE3c-Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes, Azorean Biodiversity Group, Faculty of Agricultural Sciences and Environment, CHANGE-Global Change and Sustainability Institute, University of the Azores, Rua Capitão João d'Ávila, Pico da Urze, 9700-042 Angra do Heroísmo, Portugal
* Authors to whom correspondence should be addressed.

Biology **2023**, *12*(2), 161; <https://doi.org/10.3390/biology12020161>

Received: 16 December 2022 / Revised: 15 January 2023 / Accepted: 17 January 2023 / Published: 19 January 2023

(This article belongs to the Section Conservation Biology and Biodiversity)

Download Browse Figures Versions Notes

Simple Summary

Plant species of a regional flora have different ecological preferences, leading to the presence of different assemblages along environmental gradients. Botanists elaborated score systems to express species preferences for environmental factors, such as temperature, light, soil moisture, etc. The most popular system is that of the 'Ellenberg indicator values' (EIVs). EIVs have been largely applied to use plant species as indicators of environmental characteristics. In this research, we adopted a different perspective, and used EIVs to study how species are filtered by variations in ecological conditions along an elevational gradient. We used the flora of a small mountain in Central Italy as our case study. We found that heat-loving species are progressively replaced by cold-adapted ones at increasing elevations. Sunlight-adapted species prevail at low and high elevations (where open habitats occur), whereas in the middle of the gradient (occupied by the beech forest) shade-loving species predominate. Variation for moisture and soil nutrient preferences followed a similar pattern since humus abundance makes forest soils moister and richer in nutrients. Preferences for pH and continentality did not follow any clear pattern, since these factors are subject to more local variations. These results highlight the possible use of EIVs to study how plant communities respond to environmental gradients.

Abstract

Ellenberg indicator values (EIVs) express plant preferences for temperature, light, continentality, soil moisture, pH, and soil nutrients, and have been largely used to deduce environmental characteristics from plant communities. However, EIVs might also be used to investigate the importance of filtering mechanisms in shaping plant communities according to species ecological preferences, a so far overlooked use of EIVs. In this paper, we investigated how community-weighted means (CWM), calculated with EIVs, varied along an elevational gradient in a small mountain in Central Italy. We also tested if species abundances varied according to their ecological preferences. We found that the prevalence of thermophilous species declines with elevation, being progressively replaced by cold-adapted species. Heliophilous species prevail at low and high elevations (characterized by the presence of open habitats), whereas in the middle of the gradient (occupied by the beech forest) sciophilous species predominate. Variations for moisture and soil nutrient preferences followed a similar pattern, probably because of the high moisture and nutrient levels of forest soils with a lot of humus. No distinct pattern was detected for EIVs for pH and continentality since these factors are subject to more local variations. These results highlight the possible role of EIVs to investigate how environmental gradients shape plant communities.

Keywords: Apennines; community ecology; community-weighted mean; CWM regression; fourth-corner analysis; Italy; Mediterranean; mountains; multi-level modelling; niche

1. Introduzione

La distribuzione e l'abbondanza delle specie vegetali sono limitate da diversi fattori abiotici, principalmente rappresentati dalle condizioni climatiche (come luce, temperatura e precipitazioni) e dalle caratteristiche del suolo (come contenuto di nutrienti, pH e composizione chimica) (Smith e Smith, 2014; Keddy, 2017; Schulze et al., 2019).

La gamma delle condizioni ambientali in cui una specie può sopravvivere costituisce la sua tolleranza ecologica, mentre i valori rispetto a quali la vita della specie si svolge in modo ottimale ne rappresentano l'*optimum* (Schulze et al., 2019; ter Braak e Šmilauer, 2003; Cristóbal et al., 2014). Tolleranza e *optimum* definiscono la nicchia fondamentale di una specie; la nicchia realizzata include invece gli effetti dovuti alla presenza specie competitive o facilitatrici (Giller, 1984; Prinzing et al., 2002; Bruno et al., 2003; Callaway, 2007; Brooker et al., 2008; Smith e Smith, 2014; Schulze et al. 2019; Keddy e Laughlin, 202;). Pertanto, le preferenze mostrate dalle specie nelle comunità non riflettono necessariamente i loro *optima* ideali, ma esprimono un *optimum* ecologico realizzato.

Le preferenze ecologiche delle piante possono essere espresse attraverso la posizione in cui, lungo un gradiente di condizioni abiotiche, esse mostrano, in media, la massima abbondanza (Smart et al., 2010), in quanto quest'ultima ne esprime l'*optimum* realizzato (Szymura et al., 2014; Tölgyesi et al., 2014). Utilizzando questo approccio, Ellenberg (1952, 1974, 1979) ha proposto un sistema di valori utilizzabili come indicatori di preferenza ambientale per la, in cui per ciascuna specie vengono definiti gli *optima* realizzati rispetto a vari parametri edafici e climatici utilizzando delle scale ordinali. Nello specifico, i valori degli indici di Ellenberg (*Ellenberg Indicator Values*, EIV) considerano le seguenti caratteristiche ambientali: disponibilità di luce, temperatura, continentalità climatica, umidità del suolo, reazione ionica del suolo (acidità del suolo o dell'acqua /pH), nitrofilia (in realtà più genericamente fertilità o produttività del suolo, e non specificatamente l'azoto minerale) e salinità. Gli EIV proposti da Ellenberg (1952, 1974, 1979) e successivamente aggiornati con il contributo di suoi collaboratori (Ellenberg et al., 1991, 1992, 2001) sono stati definiti sulla base delle condizioni ambientali caratteristiche dei siti in cui le specie sono osservate nell'Europa centrale. Poiché una stessa specie può mostrare comportamenti diversi in parti diverse del suo areale, per flore diverse da quella centro-Europea sono state introdotte delle apposite calibrazioni (Borhidi, 1995; Hill et al., 2000; Pignatti et al., 2001; Pignatti et al., 2005; Böhling et al., 2002; Zarzycki et al., 2002; Gégout e Krizova, 2003; Lawesson et al., 2003; Kosić et al., 2017; Hedwall et al., 2019; Chytrý et al., 2018).

Quelli di Ellenberg, nelle varie versioni “regionali”, sono gli indici più comunemente usati per esprimere le preferenze ecologiche delle piante, e sono ampiamente utilizzati per la bioindicazione, cioè per trarre conclusioni sulle condizioni ambientali di un'area in base alle specie ivi presenti (ad esempio, Hill e Carey, 1997; Van Dobben et al., 1999; Bergès et al., 2006; Wagner et al., 2007; Axmanová et al., 2012; Häring et al., 2012). Con questo approccio, gli EIV vengono largamente utilizzati al posto di misure dirette delle variabili ambientali (Hawkes et al., 1997; Ertsen et al., 1998; Diekmann, 2003; Wamelink et al., 2005; Bartelheimer e Poschlod, 2016). Sono invece relativamente pochi i casi in cui gli EIV sono stati utilizzati come ausilio per l'interpretazione dei *pattern* di distribuzione spaziale e temporale della vegetazione (Persson, 1981; Major e Rejmanek, 1992; Thompson et al., 1993; Marcenò e Guarino, 2015).

Poche ricerche hanno indagato le relazioni tra EIV e le variazioni dei parametri ambientali a livello di comunità. La letteratura disponibile evidenzia comunque come gli EIV possano essere utilmente impiegati nella caratterizzazione delle comunità vegetali. Schaffers e Sýkora (2000),

correlando gli EIV con misurazioni dei parametri ambientali sul campo, hanno ad esempio mostrato che gli EIV per l'umidità erano positivamente correlati con i valori medi minimi di umidità estivi, e con il livello medio annuo e quello primaverile del contenuto di acqua trattenuta dal terreno; gli EIV per l'azoto sono risultati invece solo debolmente correlati alla mineralizzazione dell'azoto e all'azoto minerale disponibile, ma fortemente correlati alla produzione di biomassa; gli EIV per il pH risultavano infine correlati con il pH del suolo e soprattutto con la quantità totale di calcio del suolo. Wamelink et al. (2002) hanno osservato una relazione positiva tra gli EIV per il pH e il pH del suolo, e una negativa tra gli EIV per l'umidità e il livello medio primaverile dell'umidità del terreno, anche se con risultati diversi a seconda del tipo di vegetazione presente.

È stato anche osservato che gli EIV per il pH possono fungere da buoni predittori della ricchezza di specie per la vegetazione dell'Europa centrale, anche se il tipo di risposta può essere positiva, negativa, unimodale o essere addirittura assente, a seconda del tipo di vegetazione (Chytrý et al., 2002). In uno studio condotto da Sørensen e Tybirk (2000) lungo un gradiente di successione secondaria (da brughiera a bosco di querce), gli EIV hanno dimostrato come si verifichi un aumento della disponibilità di azoto e una diminuzione dell'acidità e della disponibilità di luce. Lososova et al. (2004) hanno studiato come gli EIV della vegetazione presente in terreni coltivabili rispondessero alle variazioni di altitudine, stagione vegetativa e cambiamenti di lungo termine a scala di paesaggio (da piccoli campi a vaste estensioni di terra coltivabile, fino alla gestione intensiva). In questo caso, è stato osservato che gli EIV per luce, temperatura, continentalità, pH, e nutrienti diminuivano con l'altitudine, mentre gli EIV per l'umidità aumentavano con la quota. Gli autori hanno anche osservato un aumento degli stessi EIV rispetto alla stagionalità, ad eccezione degli indici per il pH. Tutti gli EIV, inoltre, aumentavano con le variazioni di lungo termine, a eccezione di quelli relativi alla temperatura e alla continentalità. Fraje et al. (2015) hanno osservato che piante con diversi EIV per l'umidità mostravano, lungo un gradiente ripariale, dei differenti *pattern* di germinazione, sopravvivenza e crescita delle plantule. Marcenò e Guarino (2015) hanno invece osservato in boschi sempreverdi mediterranei che le precipitazioni mostrano una correlazione positiva con gli EIV per la continentalità (anche se debole), l'umidità e l'azoto, e negativa con gli EIV per luce e temperatura, mentre non state riscontrate correlazioni significative con gli EIV per il pH.

Esaminando la flora ceca, Chytrý et al. (2018) hanno riscontrato correlazioni negative fra gli EIV per la luce e le percentuali di copertura dello strato arboreo, e correlazioni positive tra gli EIV per la temperatura e le temperature medie di luglio, nonché fra gli EIV per l'umidità e le precipitazioni e gli EIV per il pH con il pH del suolo. Gli indici per i nutrienti erano invece correlati negativamente con il rapporto carbonio:azoto. In un recente lavoro, Kutbay e Surmen (2022) hanno studiato come, nella regione turca del Mar Nero centrale, gli EIV variassero nella vegetazione dunale lungo un gradiente costiero, dimostrando che gli EIV per la salinità e il pH diminuivano lungo il gradiente, mentre gli EIV per il contenuto di nutrienti aumentavano. Nel complesso, questi studi indicano chiaramente che le variazioni degli EIV a livello di comunità riflettono il variare delle condizioni ambientali lungo gradienti, e che quindi questi indici possono essere proficuamente utilizzati per studiare come le risposte delle piante ai gradienti ambientali influenzano la struttura della comunità. Abbastanza sorprendentemente, tuttavia, questo approccio è rimasto finora sostanzialmente inesplorato.

In questa ricerca abbiamo studiato come le comunità vegetali variano lungo un gradiente altimetrico in base alle loro preferenze ecologiche definite dagli EIV. Nelle aree montane, infatti, molte caratteristiche ambientali (dalle condizioni climatiche alle proprietà del suolo) mostrano grandi variazioni all'interno di una piccola area geografica, rendendo i gradienti altitudinali

contesti ideali per indagare ipotesi sull'influenza delle variabili ambientali nella struttura delle comunità (si veda l'Introduzione e i Capitoli, 1, 2 e 3 di questa tesi).

Come già discusso nei Capitoli 1 e 2 di questa tesi, i *pattern* che descrivono la struttura delle comunità vegetali sono tipicamente spiegati attraverso i meccanismi di *environmental filtering*, in cui le condizioni ambientali selezionano le specie che soddisfano i requisiti di nicchia locali (Keddy e Laughlin, 2022; Bruelheide et al., 2018; Boonman et al., 2021). Supponendo che le comunità varino in relazione all'altitudine a causa degli effetti dell'*environmental filtering* sulla totalità delle specie presenti in una regione, gli EIV possono essere vantaggiosamente utilizzati per studiare come la quota filtri le specie in base alle loro preferenze rispetto alle variazioni nei parametri ambientali sussunte dal gradiente altimetrico.

Utilizzando questo approccio, abbiamo testato le seguenti ipotesi:

(1) Gli EIV per la temperatura dovrebbero diminuire con l'aumentare dell'altitudine, seguendo la diminuzione media delle temperature, che per la zona temperata in estate si esprime in un calo di circa 0.6° C ogni 100 m sul livello del mare (Körner, 2003). In particolare, ci si aspetta che le specie termofile (ovvero piante con EIV per la temperatura elevati) dominino le comunità a bassa quota, venendo gradualmente sostituite, salendo in quota, da specie con EIV progressivamente più bassi, cioè da specie più mesofile, adattate a condizioni intermedie, e infine da specie criofile, adattate al freddo.

(2) La minore densità e il minor contenuto di particolato dell'aria ad altitudini più elevate si traducono in una maggiore radiazione solare (Körner, 2003). Inoltre, salendo in quota, la vegetazione diventa sempre più rada e ridotta a poche specie erbacee (Fattorini et al., 2020), il che comporta un aumento generale della luce ambientale; l'ombra fornita dagli alberi, si riduce sempre di più e diviene, infine, totalmente assente. Ci si aspetta quindi che le specie sciafile (cioè amanti dell'ombra) vengano sostituite da specie progressivamente più eliofile (ovvero adattate a una maggiore quantità di luce solare diretta). Conseguentemente, gli EIV per la luce dovrebbero aumentare con l'altitudine.

(3) Gli EIV per l'umidità dovrebbero aumentare con l'altitudine, in quanto, almeno nella zona temperata, le precipitazioni tendono ad aumentare con la quota, il che dovrebbe tradursi in una maggiore umidità del suolo (Körner, 2003).

(4) Poiché all'aumentare della quota i suoli diventano via via meno fertili, gli EIV per i nutrienti dovrebbero diminuire con l'altitudine. Con l'aumentare della quota, la decomposizione del suolo progredisce infatti più lentamente, e, poiché i pendii più alti tendono a diventare anche progressivamente più ripidi, la pioggia e lo scioglimento della neve dilavano sempre più terreno, rendendo quest'ultimo sempre più sottile e meno fertile (Körner, 2003; Fattorini et al., 2020). Ne consegue, quindi, che le specie che necessitano di un'elevata concentrazione di nutrienti del suolo dovrebbero essere progressivamente sostituite da quelle in grado di sopravvivere in terreni con bassi livelli di fosforo, azoto e materia organica.

(5) Il pH del suolo tende a diminuire con la quota a causa di una più lenta decomposizione della materia organica (che rilascia acidi) e delle maggiori precipitazioni, che aumentano la lisciviazione dei cationi basici (Hillman, 1985; Jobbagy e Jackson, 2000; Smith et al., 2002; Northcott et al., 2009; Jevakumar et al., 2020). Gli EIV per la reazione del suolo (pH) dovrebbero quindi aumentare con l'altitudine a causa della diminuzione del pH del suolo.

(6) È noto che gli EIV per la continentalità tendono a non seguire *pattern* definiti, né in termini di variazione spaziale e né in relazione alla variazione di parametri ambientali (Fischer et al.,

2014; Koch e Jurasinski, 2014; Marcenò e Guarino, 2015; Berg et al., 2017;). In particolare, l'uso degli EIV a piccola scala ha fornito solo risultati scarsamente interpretabili (Berg et al., 2017; Fischer et al, 2014; Koch e Jurasinski, 2014). Ci si aspetta quindi che, anche per l'altitudine, soprattutto a piccola scala (come nel nostro studio), non mostrino pattern chiari.

2. Materiali e metodi

Per questo studio abbiamo utilizzato i dati relativi alla composizione floristica di una serie di rilievi effettuati lungo un gradiente altimetrico in una montagna dell'Italia Centrale già descritti nel Capitolo 2 di questa tesi, cui si rimanda.

Per esprimere le abbondanze delle specie, abbiamo convertito i punteggi originali assegnati secondo la scala di Braun-Blanquet (1964) in valori di copertura percentuali attraverso la seguente corrispondenza (Hennekens et al., 2001; Pätzsch et al., 2019; Tichý et al., 2020): r = 1%, + = 2%, 1 = 3%, 2 = 13%, 3 = 38%, 4 = 63% e 5 = 88% (nello studio fitosociologico originale nessuna specie, tuttavia, era indicata con r). Poiché i dati di copertura erano stati registrati separatamente per i diversi strati di vegetazione, abbiamo costruito due matrici diverse: una comprendente solo lo strato arbustivo-erbaceo e una (come svolto per le ricerche su corotipi e forme biologiche presentate nei Capitoli 2 e 3 di questa tesi) e una comprendente anche lo strato arboreo. Quando una specie risultava presente nei due strati con dei diversi valori di copertura, è stato considerato il massimo valore registrato.

A ciascuna specie abbiamo assegnato i rispettivi EIV, seguendo Pignatti et al. (2005) e Guarino et al. (2012). Abbiamo considerato gli EIV per i seguenti gradienti di preferenza (i valori estremi di ciascun indice corrispondono alle condizioni limite di quel parametro per l'intera flora italiana; il *range* tra parentesi indica i valori estremi osservati per le specie dell'area di studio):

L — luminosità: da 1 (specie che crescono in siti con fitta ombreggiatura, fino all'1% di luce esterna; 30% di luce esterna registrabile per brevi periodi) a 12 (specie che crescono in pieno sole, in siti con forte irraggiamento, clima con poca foschia e presenza di effetti di riflessione) (2–11).

T — temperatura: da 1 (specie associate ad ambienti freddi, presenti solo ad altitudini elevate o con distribuzione artico-alpina) a 12 (specie del Mediterraneo meridionale associate a luoghi caldi e ambienti subdesertici) (2–9).

K — continentalità climatica: da 1 (specie oceaniche presenti come popolazioni relitte) a 9 (specie prevalentemente distribuite in aree a clima continentale, presenti in Italia con popolazioni disgiunte) (3–9).

F — umidità del suolo: da 1 (specie che possono vivere solo in luoghi aridi e associati a suoli secchi) a 12 (piante che vivono sommerse, almeno per lunghi periodi) (1–9).

R — reazione (pH del suolo o dell'acqua): da 1 (specie associata a suoli molto acidi) a 9 (specie associata a substrati fortemente alcalini) (2–9).

N — nutrienti: da 1 (specie in grado di sopravvivere in condizioni oligotrofiche, associate a suoli a bassissimo contenuto di fosforo, nitrati e sostanza organica) a 9 (specie che vivono in ambienti con eccessive concentrazioni di fosforo e azoto, come le discariche) (1–9).

La salinità è stata esclusa perché non ha significato se non all'interno delle regioni costiere; inoltre, la preferenza per la salinità è sconosciuta per quasi tutte le specie considerate in questo studio. Per ciascuno di questi gradienti, abbiamo utilizzato il simbolo X per indicare le specie cui non è attribuibile un EIV a causa delle loro ampie preferenze ecologiche (specie non informative). DD (*data deficient*, dati carenti) è stato utilizzato invece per le specie con preferenze sconosciute. La copertura delle specie (%), gli EIV e l'altitudine dei rilievi sono riportati nei materiali supplementari pubblicati nell'articolo derivato da questa ricerca (Di Biase et al., 2023).

Ciascun gradiente (L, T, K, F, R e N) è stato oggetto di un'analisi separata. Le specie classificate come X o DD per un certo gradiente sono state escluse dall'analisi corrispondente; il numero totale di specie analizzate, quindi, varia a seconda del gradiente considerato.

Per ogni gradiente di preferenza, è stata calcolata, per ciascun rilievo, la preferenza media della comunità attraverso il calcolo dei rispettivi valori del *Community Weighted Mean* (CWM) (Ricotta e Moretti, 2001; Garnier et al., 2004; Cristóbal et al., 2014; Di Biase et al., 2021) espresso dalla formula:

$$CWM = \sum_{i=1}^S t_i p_i,$$

dove S è il numero delle specie della comunità, t_i è l'indice di Ellenberg EIV della specie i -esima, e p_i è l'abbondanza relativa della specie i -esima.

Il CWM è un indice ampiamente utilizzato nell'analisi delle comunità basate sui *traits*, ed è stato già descritto nel Capitolo 2 di questa tesi. Utilizzato con gli EIV, il CWM esprime la preferenza complessiva di una comunità ponderando le preferenze ecologiche delle specie rispetto alla loro abbondanza. In tal modo i valori di CWM basati sugli EIV rappresentano la risposta più importante di una comunità a una data variabile ambientale.

Per ciascuna gradiente di preferenza ambientale, la variazione del CWM con l'altitudine è stata modellizzata attraverso analisi di regressione. L'uso di modelli regressivi con il CWM è stato ampiamente adottato in ricerche volte a studiare quali *functional traits* fossero maggiormente correlati ai cambiamenti nelle variabili ambientali (ad esempio Chapman et al., 2016; Funk et al., 2017; ter Braak et al., 2018; Hanif et al., 2019; Rolhauser et al., 2021; Cheng et al., 2022), ma è stato criticato in quanto soggetto ad un'inflazione nell'errore di tipo I a causa della mancanza di indipendenza dei valori di CWM tra campioni che contengono le stesse specie (ter Braak et al., 2017; Miller et al., 2019).

Per ovviare a questo problema, è stato proposto di valutare la significatività delle relazioni fra *trait* e ambiente attraverso tecniche in cui viene randomizzata la posizione delle abbondanze delle specie nella matrice (Dray e Legendre, 2008). Questo approccio, noto come analisi del quarto angolo, riduce l'esposizione al rischio di commettere errori di tipo I e aumenta la potenza statistica (Peres-Neto et al., 2017; ter Braak, 2017). Pertanto, per la valutazione della significatività delle regressioni, abbiamo adottato anche noi questo approccio.

Quando sono stati osservati *pattern* non lineari (a gobba o a U), abbiamo diviso il gradiente in sezioni che potevano essere adeguatamente rappresentate da modelli lineari. Nello specifico, abbiamo suddiviso il gradiente altitudinale complessivo in due sottogradienti: 600–1200 m e 900–2000 m, dal momento che sia i picchi per i *pattern* a gobba che i minimi per i *pattern* a U si trovano intorno ai 1000 m. I due sottogradienti si sovrappongono a quote comprese tra 900 e 1200 m. Questa scelta è giustificata da varie motivazioni. In primo luogo, i rilievi a 900–1200 m sono costituiti da tre siti di ambiente boschivo che, nei grafici a dispersione, risultano raggruppati molto vicini: assegnare alcuni di essi al primo sottogradiente e altri al secondo sarebbe stata quindi un'operazione arbitraria. Dal punto di vista biologico, inoltre, l'altitudine compresa tra 900 e 1200 m ricade nella fascia vegetazionale dominata dalle faggete dell'Italia centrale (Pirone, 1998), le quali rappresentano proprio una cerniera tra la vegetazione più termofila delle quote più basse e la vegetazione aperta delle quote più elevate.

Tutti i calcoli sono stati eseguiti in R (R Core Team, 2020), adattando il codice preparato da Daniel Laughlin per l'analisi dei *trait*, cui si rimanda per i dettagli (<https://github.com/danielLaughlin/CommunityEcology/blob/master/communityEcology>).

3. Risultati

Poiché l'esclusione dello stato arboreo ha portato risultati del tutto in linea con quelli ottenuti considerando anche questi dati, verranno qui riportati solo i risultati contenenti anche lo strato arboreo.

In accordo con le nostre previsioni, i valori di CWM per le preferenze di temperatura (Figura 1) diminuiscono nettamente con l'altitudine, e l'analisi del quarto angolo supporta la significatività statistica di questo risultato.

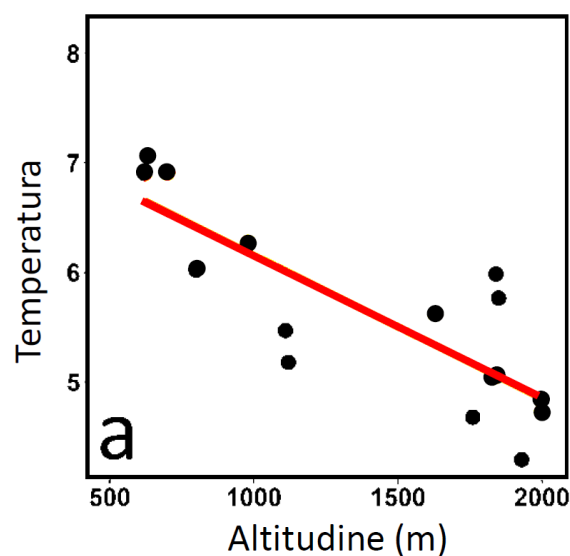


Figura 1. Variazione del CWM (*Community Weighted Mean*) per l'indice di Ellenberg relativo alla temperatura lungo un gradiente altimetrico nell'Italia centrale. Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.82$, $p < 0.001$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.43$, $p < 0.01$.

Vi è una correlazione solo debolmente positiva (non significativa) tra l'altitudine e i valori di CWM per le preferenze di luminosità (Figura 2a). Queste, infatti, mostrano un andamento a U, a causa della presenza di valori molto bassi dei CWM a quote intermedie, il che risulta parzialmente in contrasto con la nostra ipotesi iniziale di una loro correlazione positiva con la quota. Abbiamo quindi diviso il gradiente altimetrico complessivo in due sottogradienti, e condotto analisi separate per ciascuno di due. Queste analisi indicano chiaramente che i valori di CWM per la luce sono negativamente correlati con l'altitudine nel primo sottogradiente (Figura 2b), e positivamente correlati nel secondo sottogradiente (Figura 2c).

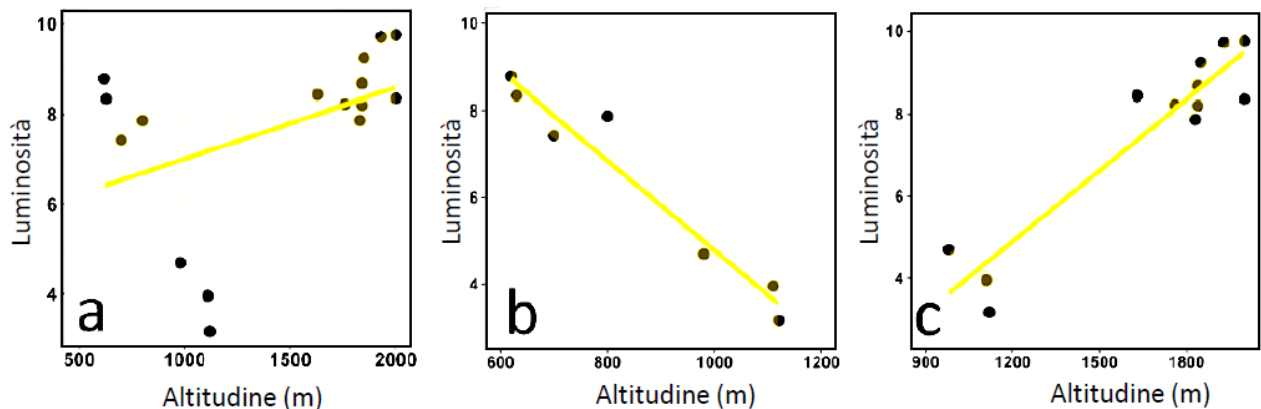


Figura 2. Variazione del CWM (*Community Weighted Mean*) per l'indice di Ellenberg relativo alla luce lungo un gradiente altimetrico nell'Italia centrale. **(a)** Intero gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=0.43$, $p > 0.05$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=0.43$, $p > 0.05$; **(b)** Prima parte del gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.97$, $p < 0.001$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.80$, $p < 0.01$; **(c)** Seconda parte del gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=0.94$, $p < 0.001$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=0.82$, $p < 0.01$.

La correlazione tra i valori di CWM per le preferenze di umidità del suolo e l'altitudine (Figura 3a), nonché tra quella dei i valori CWM per i nutrienti e l'altitudine (Figura 4a), sono estremamente basse. Infatti, in entrambi i casi, i valori di CWM mostrano andamenti unimodali, a causa della presenza di valori molto alti di CWM a quote intermedie. Si tratta di risultati che contrastano con la nostra ipotesi di una correlazione positiva tra quota e preferenze di umidità, e di una correlazione negativa tra quota e nutrienti. Anche in questi casi abbiamo, pertanto, diviso il gradiente complessivo nei due sottogradienti, e condotto analisi separate per ciascuno di essi. Per ciò che concerne l'umidità, i valori di CWM sono positivamente correlati con la quota nel primo sottogradiente (Figura 3b), e negativamente correlati nel secondo sottogradiente (Figura 3c). Per quanto riguarda invece i nutrienti, i valori di CWM sono positivamente correlati con l'altitudine nel primo sottogradiente (Figura 4b), ma negativamente nel secondo sottogradiente (Figura 4c).

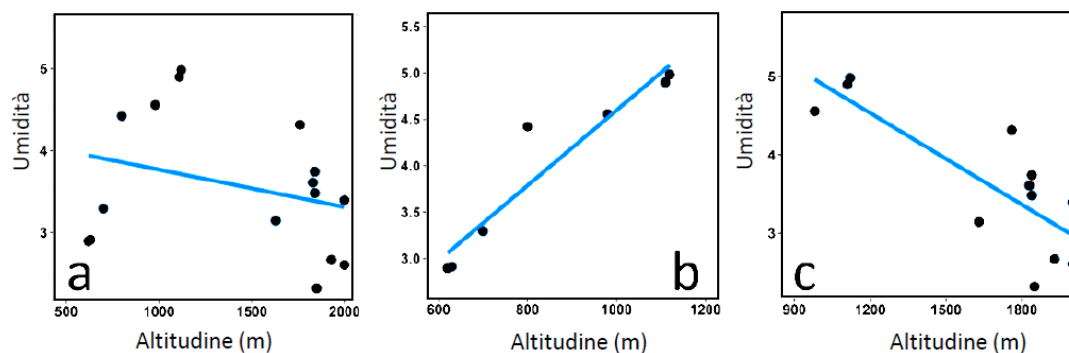


Figura 3. Variazione del CWM (*Community Weighted Mean*) per l'indice di Ellenberg relativo alla umidità lungo un gradiente altimetrico nell'Italia centrale. (a) Intero gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.29$, $p > 0.05$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.26$, $p > 0.05$; (b) Prima parte del gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=0.95$, $p < 0.01$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=0.70$, $p < 0.01$; (c) Seconda parte del gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.80$, $p < 0.01$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.56$, $p < 0.01$.

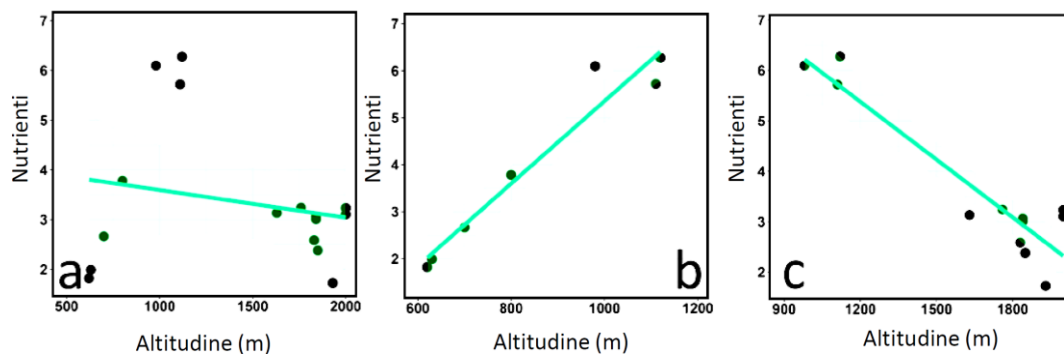


Figura 4. Variazione del CWM (*Community Weighted Mean*) per l'indice di Ellenberg relativo ai nutrienti lungo un gradiente altimetrico nell'Italia centrale. (a) Intero gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.21$, $p > 0.05$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.22$, $p > 0.05$; (b) Prima parte del gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=0.97$, $p < 0.001$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=0.79$, $p < 0.01$; (c) Seconda parte del gradiente: Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.93$, $p < 0.001$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.68$, $p < 0.01$.

La quota non ha influenzato in alcun modo i valori di CWM per la continentalità (Figura 5), né quelli per la reazione del suolo (pH) (Figura 6). I risultati per la continentalità sono conformi alla nostra ipotesi di una mancanza di relazione, mentre quelli per il pH contrastano con la nostra ipotesi di una correlazione positiva con la quota.

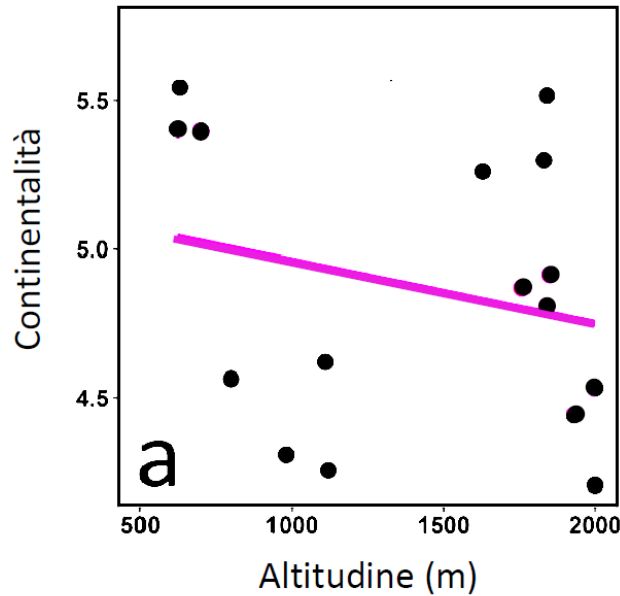


Figura 5. Variazione del CWM (*Community Weighted Mean*) per l'indice di Ellenberg relativo alla continentalità lungo un gradiente altimetrico nell'Italia centrale. Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.21$, $p > 0.05$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.02$, $p > 0.05$.

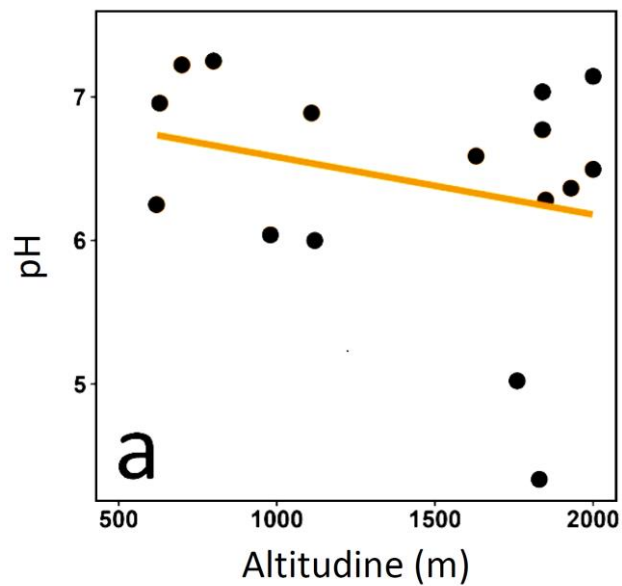


Figura 6. Variazione del CWM (*Community Weighted Mean*) per l'indice di Ellenberg relativo al pH lungo un gradiente altimetrico nell'Italia centrale. Coefficiente di correlazione per la regressione CWM: $r=-0.27$, $p > 0.05$; Coefficiente di correlazione con correzione basata sull'analisi del quarto angolo: $r=-0.19$, $p > 0.05$.

4. Discussione

In accordo con la nostra ipotesi iniziale, la preferenza delle piante a livello di comunità per la temperatura, espressa dai valori di CWM, mostra una chiara relazione inversa con l'altitudine,

spiegabile attraverso il gradiente termico, dal momento che la temperatura diminuisce con l'aumento della quota. Le specie termofile, che dominano la vegetazione alle quote più basse, vengono pertanto progressivamente sostituite da specie più adattate al freddo. Questo *pattern* è concorde con i modelli biogeografici già osservati nella ricerca sui corotipi presentata nel Capitolo 2 di questa tesi, in cui la proporzione di specie con distribuzione mediterranea (più termofile) diminuisce lungo il gradiente altitudinale, mentre quella delle specie euromontane e mediterraneo-montane (più adattate al freddo) aumenta con la quota.

Gli EIV per la luminosità sono risultati positivamente correlati con l'altitudine, ma con una relazione debole e non significativa, il che contrasta parzialmente con la nostra ipotesi di una correlazione positiva. Ciò è imputabile alla preponderanza di specie sciafile intorno ai 1000 m, che genera un modello a U. La presenza di queste specie si spiega con la grande concentrazione di vegetazione forestale a quote intermedie. Poiché le foreste sono luoghi ombrosi, non sorprende che le piante associate alla vegetazione forestale siano sciafile. Al contrario, la prevalenza di ambienti aperti alle quote più basse (circa 600–700 m, dove sono presenti garighe dell'alleanza *Cytiso spinescentis-Satureion montanae*; Pirone, 1998) e alle quote più elevate (circa 1600–2000 m, dove sono presenti praterie montane appartenenti alle classi *Festuco valesiaceae-Brometea erecti* e *Festuco-Seslerietea*; Pirone, 1998) spiega la preponderanza di specie eliofile ai due estremi del gradiente. Dividendo il gradiente complessivo nei due sottogradienti, il CWM per la luce diminuisce all'aumentare dell'altitudine nel primo sottogradiente, e aumenta nel secondo.

Contrariamente alle nostre aspettative, sia le preferenze per l'umidità che quelle per i nutrienti non sono correlate in maniera lineare con l'altitudine, e mostrano invece *pattern* unimodali, con un picco a circa 1000 m. La vegetazione presente a questa quota è rappresentata da faggete, carpini neri e boschi misti mesofili dominati dall'acero italico (*Acer opalus* Mill.) (Pirone, 1998). Poiché i suoli forestali sono più umidi grazie alla presenza di lettiera abbondante, alla porosità del terreno associata alle attività della fauna del suolo, e alla proliferazione e la profondità delle radici, che migliorano i tassi di infiltrazione e di percolazione (Boyle, 2005), la presenza di questi boschi di faggio potrebbe facilitare a questa quota le specie che prediligono alti livelli di umidità, aspetto che meriterebbe ulteriori approfondimenti. Quando il gradiente complessivo è stato diviso in due sottogradienti, si è osservato che il CWM per l'umidità aumenta all'aumentare dell'altitudine nel primo sottogradiente, e diminuisce nel secondo.

Gli stessi *pattern* sono osservabili per gli EIV per i nutrienti: il CWM per i nutrienti aumenta salendo in quota nel primo sottogradiente, mentre diminuisce nel secondo sottogradiente.

Come già osservato, i suoli forestali sono caratterizzati da alberi con profonde radici, orizzonte O ben sviluppato e un rapido riciclaggio di materia organica e sostanze nutritive, legno compreso (Boyle, 2005; Ranger, 2018). I suoli forestali sono dunque ricchi di nutrienti, e questo può spiegare la preponderanza di specie con preferenza di alte concentrazioni di nutrienti alle quote intermedie, in cui predomina la vegetazione forestale.

I valori di CWM per la continentalità non mostrano particolari variazioni in relazione all'altitudine. Il risultato è coerente con l'ipotesi iniziale di una mancanza di relazione fra la quota e queste preferenze. Piuttosto che in relazione alla quota, ci si può aspettare che le preferenze di continentalità possano variare in modo evidente con la latitudine e la longitudine, in funzione della distanza dal mare. Non sorprende, quindi, che questo aspetto sia di scarsa rilevanza nel gradiente altitudinale in esame.

Per quanto riguarda gli EIV per la reazione del suolo (pH), contrariamente alla nostra ipotesi iniziale, non abbiamo riscontrato un aumento in relazione all'aumento della quota. Ciò

suggerisce che il pH del terreno sia fortemente influenzato da condizioni locali che non variano in modo regolare con l'altitudine (Badía et al., 2016; Bhandari e Zhang, 2019). Inoltre, i valori di Ellenberg per la reazione del suolo sembrano non riflettere adeguatamente il suo pH, in particolare per quanto riguarda terreni neutri e alcalini (Lawesson, 2003; Balković et al., 2012; Häring et al., 2012; Carpenter e Goodenough, 2014). È interessante notare che la maggior parte delle comunità indagate in questo studio ha valori di CWM per la reazione del suolo compresi tra 6 e 7,5, il che indica la prevalenza di specie associate a suoli leggermente basici, coerentemente con la prevalenza nell'area di studio di suoli e rocce calcaree. Sono però presenti due siti in cui le comunità risultano dominate da specie con preferenze per suoli relativamente acidi. Questi due siti presentano tipi di vegetazione appartenenti a una classe fitosociologica (*Nardetea strictae*) tipica di luoghi con suoli decalcificati, profondi e acidi (Pirone, 1998; Prodromo della Vegetazione d'Italia: <https://www.prodromo-vegetazione-italia.org>).

Infine, è importante sottolineare che i valori CWM per gli EIV alla massima altitudine risultano molto vicini a quelli di altri siti appenninici sopra i 2000 m (Bricca et al., 2021), il che suggerisce che le relazioni osservate in questa ricerca possano avere un valore generale.

5. Conclusioni

Questo studio è il primo che esamina come gli indici di Ellenberg di una comunità variano lungo un gradiente altitudinale. In particolare, l'uso degli EIV ci ha permesso di descrivere come la quota filtra la composizione e l'abbondanza delle specie vegetali in base alle loro preferenze per vari fattori abiotici. Come previsto, abbiamo osservato che comunità mostrano una termofilia progressivamente decrescente all'aumentare dell'altitudine, il che è in accordo con il gradiente termico tipico delle aree montuose. In contrasto con l'ipotesi di una diminuzione monotona delle specie sciafile con l'aumentare della quota, abbiamo riscontrato che esse sono maggiori a quote intermedie, a causa della presenza da una fitta copertura forestale, la quale garantisce habitat ben ombreggiati. Contrariamente alle nostre previsioni, sia le preferenze per l'umidità del suolo che quelle per i nutrienti non risultano correlate linearmente con l'altitudine, ma mostrano *pattern* unimodali, con picchi a metà del gradiente, probabilmente a causa delle condizioni favorevoli fornite dai suoli della faggeta. Gli EIV per la continentalità e la reazione del suolo (pH) non variano con l'altitudine in modo chiaro, poiché queste caratteristiche ambientali, probabilmente, variano fortemente su scala locale. Questo risultato era atteso per l'andamento della continentalità, ma non per quello del pH, per il quale abbiamo inizialmente postulato una relazione positiva con l'altitudine. I risultati ottenuti indicano che l'altitudine filtra le specie vegetali in base alle loro preferenze ambientali in modi più complessi dell'atteso.

Bibliografia

Axmanová, I.; Tichý, L.; Fajmonová, Z.; Hájková, P.; Hettenbergerová, E.; Li, C.F.; Merunková, K.; Najzchlebová, M.; Otýpková, Z.; Vymazalová, M.; et al. Estimation of herbaceous biomass from species composition and cover. *Appl. Veg. Sci.* **2012**, *15*, 580–589.

- Badía, D.; Ruiz, A.; Girona, A.; Martí, C.; Casanova, J.; Ibarra, P.; Zufiaurre, R. The influence of elevation on soil properties and forest litter in the Siliceous Moncayo Massif, SW Europe. *J. Mt. Sci.* **2016**, *13*, 2155–2169.
- Balković, J.; Kollár, J.; Šimonović, V. Experience with using Ellenberg's R indicator values in Slovakia: Oligotrophic and mesotrophic submontane broad-leaved forests. *Biologia* **2012**, *67*, 474–482.
- Bartelheimer, M.; Poschlod, P. Functional characterizations of Ellenberg indicator values—A review on ecophysiological determinants. *Funct. Ecol.* **2016**, *30*, 506–516.
- Berg, C.; Welk, E.; Jäger, E.J. Revising Ellenberg's indicator values for continentality based on global vascular plant species distribution. *Appl. Veg. Sci.* **2017**, *20*, 482–493.
- Bergès, L.; Gégout, J.C.; Franc, A. Can understory vegetation accurately predict site index? A comparative study using floristic and abiotic indices in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) stands in northern France. *Ann. For. Sci.* **2006**, *63*, 31–42.
- Bhandari, J.; Zhang, Y. Effect of altitude and soil properties on biomass and plant richness in the grasslands of Tibet, China, and Manang District, Nepal. *Ecosphere* **2019**, *10*, e02915.
- Böhling, N.; Greuter, W.; Raus, T. Indicator values for vascular plants in the Southern Aegean (Greece). *Braun-Blanquetia* **2002**, *32*, 1–109.
- Boonman, C.C.F.; Santini, L.; Robroek, B.J.M.; Hoeks, S.; Kelderman, S.; Dengler, J.; Bergamini, A.; Biurrún, I.; Carranza, M.L.; Cerabolini, B.E.L.; et al. Plant functional and taxonomic diversity in European grasslands along climatic gradients. *J. Veg. Sci.* **2021**, *32*, e13027.
- Borhidi, A. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the ungarian flora. *Acta Bot. Hungar.* **1995**, *39*, 97–181.
- Boyle, J.R. *Forest Soils*. In *Encyclopedia of Soils in the Environment*; Hillel, D., Ed.; Elsevier: Oxford, UK, 2005; pp. 73–79.
- Braun-Blanquet, J. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*, 3rd ed.; Springer: Vienna, Austria, 1964; p. 631.
- Bricca, A.; Carranza, M.L.; Varricchione, M.; Cutini, M.; Stanisci, A. Exploring Plant Functional Diversity and Redundancy of Mediterranean High-Mountain Habitats in the Apennines. *Diversity* **2021**, *13*, 466.
- Brooker, R.W.; Maestre, F.T.; Callaway, R.M.; Lortie, C.L.; Cavieres, L.A.; Kunstler, G.; Liancourt, P.; Tielbörger, K.; Travis, J.M.J.; Anthelme, F.; et al. Facilitation in plant communities: The past, the present, and the future. *J. Ecol.* **2008**, *96*, 18–34.
- Bruelheide, H.; Dengler, J.; Purschke, O.; Lenoir, J.; Jiménez-Alfaro, B.; Hennekens, S.M.; Botta-Dukát, Z.; Chytrý, M.; Field, R.; Jansen, F.; et al. Global trait-environment relationships of plant communities. *Nat. Ecol. Evol.* **2018**, *2*, 1906–1917.
- Bruno, J.F.; Stachowicz, J.J.; Mark, D.; Bertness, M.D. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends Ecol. Evol.* **2003**, *18*, 119–125.
- Callaway, R.M. *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2007; pp. 1–415.
- Carpenter, W.; Goodenough, A. How robust are community-based plant bioindicators? Empirical testing of the relationship between Ellenberg values and direct environmental measures in woodland communities. *Comm. Ecol.* **2014**, *15*, 1–11.
- Chapman, H.; Cordeiro, N.J.; Dutton, P.; Wenny, D.; Kitamura, S.; Kaplin, B.; Melo, F.P.; Lawes, M.J. Seed-dispersal ecology of tropical montane forests. *J. Trop. Ecol.* **2016**, *32*, 437–454.
- Cheng, X.; Ping, T.; Li, Z.; Tian, W.; Hairong, H.; Epstein, H.E. Effects of environmental factors on plant functional traits across different plant life forms in a temperate forest ecosystem. *New For.* **2022**, *53*, 125–142.
- Chytrý, M.; Tichý, L.; Roleček, J. Local and regional patterns of species richness in Central European vegetation types along the pH/calcium gradient. *Folia Geobot.* **2002**, *38*, 429–442.

- Chytrý, M.; Tichý, L.; Dřevojan, P.; Sádlo, J.; Zelený, D. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia* **2018**, *90*, 83–103.
- Cristóbal, E.; Ayuso, S.V.; Justel, A.; Toro, M. Robust optima and tolerance ranges of biological indicators: A new method to identify sentinels of global warming. *Ecol. Res.* **2014**, *29*, 55–68.
- Di Biase, L.; Fattorini, S.; Cutini, M.; Bricca, A. The role of inter- and intraspecific variations in grassland plant functional traits along an elevational gradient in a Mediterranean mountain area. *Plants* **2021**, *10*, 359.
- Di Biase, L.; Tsafack, N.; Pace, L.; Fattorini, S. Ellenberg Indicator Values Disclose Complex Environmental Filtering Processes in Plant Communities along an Elevational Gradient. *Biology* **2023**, *12*, 161.
- Diekmann, M. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology—A review. *Basic Appl. Ecol.* **2003**, *4*, 493–506.
- Dray, S.; Legendre, P. Testing the species traits–environment relationships: The fourth-corner problem revisited. *Ecology* **2008**, *89*, 3400–3412.
- Ellenberg, H. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Wiesen und Weiden und ihre Standortliche Bewertung*; Ulmer: Stuttgart, Germany, 1952; pp. 1–143.
- Ellenberg, H. *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1974; pp. 1–97.
- Ellenberg, H. *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*, 2nd ed.; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1979; pp. 1–122.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1991; pp. 1–248.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 2. Verbesserte und Erweiterte Auflage; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 1992; pp. 1–258.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3. Durchgesehene Auflage; Verlag Erich Goltze KG: Göttingen, Germany, 2001; pp. 1–262.
- Ertsen, A.C.D.; Alkemade, J.R.M.; Wassen, M.J. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecol.* **1998**, *135*, 113–124.
- Fattorini, S.; Mantoni, C.; Di Biase, L.; Pace, L. Mountain biodiversity and sustainable development. In *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Life on Land*; Leal Filho, W., Azul, A., Brandli, L., Özuyar, P., Wall, T., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2020; pp. 1–31.
- Fischer, H.S.; Michler, B.; Ewald, J. Environmental, spatial and structural components in the composition of mountain forest in the Bavarian alps. *Folia Geobot.* **2014**, *49*, 361–384.
- Fraaije, R.G.A.; ter Braak, C.J.F.; Verduyn, B.; Breeman, L.B.S.; Verhoeven, J.T.A.; Soons, M.B. Early plant recruitment stages set the template for the development of vegetation patterns along a hydrological gradient. *Funct. Ecol.* **2015**, *29*, 971–980.
- Funk, J.L.; Larson, J.E.; Ames, G.M.; Butterfield, B.J.; Cavender-Bares, J.; Firn, J.; Laughlin, D.C.; Sutton-Grier, A.E.; Williams, L.; Wright, J. Revisiting the holy grail: Using plant functional traits to understand ecological processes. *Biol. Rev.* **2017**, *92*, 1156–1173.
- Garnier, E.; Cortez, J.; Neill, C.; Toussaint, J.-P.; Billès, G.; Navas, M.-L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* **2004**, *85*, 2630–2637.
- Gégout, J.C.; Krizova, E. Comparison of indicator values of forest understory plant species in Western Carpathians (Slovakia) and Vosges Mountains (France). *For. Ecol. Manag.* **2003**, *182*, 1–11.
- Giller, P.S. *Community Structure and the Niche*; Chapman and Hall: London, UK, 1984; pp. 1–176.

- Guarino, R.; Domina, G.; Pignatti, S. Ellenberg's Indicator values for the Flora of Italy—First update: Pteridophyta, Gymnospermae and Monocotyledoneae. *Flora Mediterr.* **2012**, *22*, 197–209.
- Hanif, M.A.; Yu, Q.; Rao, X.; Shen, W. Disentangling the Contributions of Plant Taxonomic and Functional Diversities in Shaping Aboveground Biomass of a Restored Forest Landscape in Southern China. *Plants* **2019**, *8*, 612.
- Häring, T.; Reger, B.; Ewald, J.; Hothorn, T.; Schröder, B. Predicting Ellenberg's soil moisture indicator value in the Bavarian Alps using additive georegression. *Appl. Veg. Sci.* **2012**, *16*, 110–121.
- Hawkes, J.C.; Pyatt, D.G.; White, I.M.S. Using Ellenberg Indicator Values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: A pilot study. *J. Appl. Ecol.* **1997**, *34*, 375–387.
- Hedwall, P.-O.; Brunet, J.; Diekmann, M. With Ellenberg indicator values towards the north: Does the indicative power decrease with distance from Central Europe? *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1041–1053.
- Hennekens, S.M.; Schaminée, J.H.J. Turboveg, a Comprehensive Data Base Management System for Vegetation Data. *J. Veg. Sci.* **2001**, *12*, 589–591.
- Hill, M.O.; Carey, P.D. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *J. Veg. Sci.* **1997**, *8*, 579–586.
- Hill, M.O.; Mountford, J.O.; Roy, D.B.; Bunce, R.G.H. *Ellenberg's Indicator Values for British Plants*; Institute of Terrestrial Ecology: Huntington, UK, 1999; pp. 1–46.
- Hill, M.O.; Roy, D.B.; Owen Mountford, J.; Bunce, R.G.H. Extending Ellenberg's Indicator Values to a New Area: An Algorithmic Approach. *J. Appl. Ecol.* **2000**, *37*, 3–15.
- Hillman, P. *The Basics of Biogeography*; Hodder & Stoughton: London, UK, 1985; pp. 1–48.
- Jeyakumar, S.P.; Dash, B.; Singh, A.K.; Suyal, D.C.; Soni, R. Nutrient cycling at higher altitudes. In *Microbiological Advancements for Higher Altitude Agro-Ecosystems & Sustainability*; Goel, R., Soni, R., Suyal, D.C., Eds.; Springer Nature: Singapore, Singapore, 2020; pp. 293–305.
- Jobbagy, E.G.; Jackson, R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* **2000**, *10*, 423–436.
- Keddy, P.A. *Plant Ecology. Origins, Processes, Consequences*, 2nd ed.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2017; pp. 1–624.
- Keddy, P.A.; Laughlin, D.C. *A Framework for Community Ecology: Species Pools, Filters, and Traits*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2022; pp. 1–370.
- Koch, M.; Jurasinski, G. Four decades of vegetation development in a percolation mire complex following intensive drainage and abandonment. *Plant Ecol. Diver.* **2014**, *8*, 49–60.
- Körner, C. *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*, 2nd ed.; Springer: Berlin, Germany, 2003; pp. 1–344.
- Kosić, I.V.; Juračak, J.; Luczaj, Ł. Using Ellenberg-Pignatti values to estimate habitat preferences of wild food and medicinal plants: An example from northeastern Istria (Croatia). *J. Ethnobiol. Ethnomedicine* **2017**, *13*, 31.
- Kutbay, H.; Surmen, B. Ellenberg ecological indicator values, tolerance values, species niche models for soil nutrient availability, salinity, and pH in coastal dune vegetation along a landward gradient (Euxine, Turkey). *Turk. J. Bot.* **2022**, *46*, 346–360.
- Laughlin, D. R Code and Data for “A Framework for Community Ecology: Species Pools, Traits, and Filter” by Paul Keddy and Daniel Laughlin. Disponibile online: <https://github.com/danielLaughlin/CommunityEcology/blob/master/communityEcology>.
- Lawesson, J.E. pH optima for Danish forest species compared with Ellenberg reaction values. *Folia Geobot.* **2003**, *38*, 403–418.
- Lawesson, J.E.; Fosaa, A.M.; Olsen, E. Calibration of Ellenberg indicator values for Faroe Islands. *Appl. Veg. Sci.* **2003**, *6*, 53–62.

- Lososová, Z.; Chytrý, M.; Cimalová, S.; Kropáč, Z.; Otýpková, Z.; Pyšek, P.; Tichý, L. Weed vegetation of arable land in Central Europe: Gradients of diversity and species composition. *J. Veg. Sci.* **2004**, *15*, 415–422.
- Major, J.; Rejmanek, M. *Amelanchier alnifolia* vegetation in eastern Idaho, USA and its environmental relationships. *Vegetatio* **1992**, *98*, 141–156.
- Marcenò, C.; Guarino, R.A. A test on Ellenberg indicator values in the Mediterranean evergreen woods (*Quercetea ilicis*). *Rend. Fis. Acc. Lincei* **2015**, *26*, 345–356.
- Miller, J.E.D.; Damschen, E.I.; Ives, A.R. Functional traits and community composition: A comparison among community weighted means, weighted correlations, and multilevel models. *Methods Ecol. Evol.* **2019**, *10*, 415–425.
- Northcott, M.L.; Gooseff, M.N.; Barrett, J.E.; Zeglin, L.H.; Takacs-Vesbach, C.D.; Humphrey, J. Hydrologic characteristics of lake and stream-side riparian margins in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Hydrol. Process* **2009**, *23*, 1255–1267.
- Pätsch, R.; Jašková, A.; Chytrý, M.; Kucherov, I.B.; Schaminée, J.H.J.; Bergmeier, E.; Janssen, J.A.M. Making them visible and usable—Vegetation-plot observations from Fennoscandia based on historical species-quantity scales. *Appl. Veg. Sci.* **2019**, *22*, 465–473.
- Peres-Neto, P.R.; Dray, S.; ter Braak, C.J.F. Linking trait variation to the environment: Critical issues with community-weighted mean correlation resolved by the fourth-corner approach. *Ecography* **2017**, *40*, 806–816.
- Persson, S. Ecological Indicator Values as an Aid in the Interpretation of Ordination Diagrams. *J. Ecol.* **1981**, *69*, 71–84.
- Pignatti, S.; Bianco, P.M.; Fanelli, G.; Guarino, R.; Petersen, L.; Tescarollo, P. *Reliability and Effectiveness of Ellenberg's Indices in Checking Flora and Vegetation Changes Induced by Climatic Variations*, In *Fingerprints of Climate Changes: Adapted Behaviour and Shifting Species Ranges*; Walter, G.R., Burga, C.A., Edwards, P.J., Eds.; Kluwer Academic/Plenum Publishers: New York, NY, USA, 2001; pp. 281–304.
- Pignatti, S.; Menegoni, P.; Pietrosanti, S. Valori di biondificazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* **2005**, *39*, 1–97.
- Pirone, G. Aspetti della vegetazione della riserva naturale guidata monte Genzana e Alto Gizio. In *Aree protette in Abruzzo. Contributi alla Conoscenza Naturalistica ed Ambientale*; Burri, E., Ed.; Carsa Edizioni: Pescara, Italy, 1998; pp. 120–139.
- Prinzing, A.; Durka, W.; Klotz, S.; Brandl, R. Geographic variability of ecological niches of plant species: Are competition and stress relevant? *Ecography* **2002**, *25*, 721–729.
- Putman, R.J. *Community Ecology*; Chapman & Hall: London, UK, 1994; pp. 1–178.
- R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Core Team: Vienna, Austria, 2020; Disponibile online: <https://www.R-project.org>
- Ranger, J. Forest Soils: Characteristics and Sustainability. In *Soils as a Key Component of the Critical Zone 1: Functions and Services*; Berthelin, J., Valentin, C., Munch, J.C., Eds.; ISTE: London, UK, 2018; Volume 1, pp. 1–320.
- Ricotta, C.; Moretti, M. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecologia* **2011**, *167*, 181–188.
- Rolhauser, A.G.; Waller, D.M.; Tucker, C.M. Complex trait–environment relationships underlie the structure of forest plant communities. *J. Ecol.* **2021**, *109*, 3794–3806.
- Schaffers, A.P.; Sýkora, K.V. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: A comparison with field measurements. *J. Veg. Sci.* **2000**, *11*, 225–244.
- Schulze, E.D.; Beck, E.; Buchmann, N.; Clemens, S.; Müller-Hohenstein, K.; Scherer-Lorenzen, M. *Plant Ecology*, 2nd ed.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2019; pp. 1–926.
- Smart, S.M.; Andrew Scott, W.; Whitaker, J.; Hill, M.O.; Roy, D.B.; Nigel Critchley, C.; Marini, L.; Evans, C.; Emmett, B.A.; Rowe, C.; et al. Empirical realized niche models for British higher and lower plants—Development and preliminary testing. *J. Veg. Sci.* **2010**, *21*, 643–656.

- Smith, T.M.; Smith, R.L. *Elements of Ecology*, 9th ed.; Pearson Benjamin Cummings Pub Co.: San Francisco, CA, USA, 2014; pp. 1–704.
- Smith, J.L.; Halvorson, J.J.; Bolton, H., Jr. Soil properties and microbial activity across a 500 m elevation gradient in a semi-arid environment. *Soil Biol. Biochem.* **2002**, *34*, 1749–1757.
- Sørensen, M.M.; Tybirk, K. Vegetation analysis along a successional gradient from heath to oak forest. *Nord. J. Bot.* **2000**, *20*, 537–546.
- Szymura, T.H.; Szymura, M.; Macioł, A. Bioindication with Ellenberg's indicator values: A comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecol. Indic.* **2014**, *46*, 495–503.
- ter Braak, C.J.F.; Peres-Neto, P.R.; Dray, S. A critical issue in model-based inference for studying trait-based community assembly and a solution. *PeerJ* **2017**, *5*, e2885.
- ter Braak, C.J.F.; Peres-Neto, P.R.; Dray, S. Simple parametric tests for trait-environment association. *J. Veg. Sci.* **2018**, *29*, 801–811.
- ter Braak, C.J.F.; Šmilauer, P. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2003; pp. 1–269.
- Thompson, K.; Hodgson, J.G.; Grime, J.P.; Rorison, I.H.; Band, S.R.; Spencer, R.E. Ellenberg numbers revisited. *Phytocoenologia* **1993**, *23*, 277–289.
- Tichý, L.; Hennekens, S.M.; Novák, P.; Rodwell, J.S.; Schaminée, J.H.J.; Chytrý, M. Optimal transformation of species cover for vegetation classification. *Appl. Veg. Sci.* **2020**, *23*, 471–722.
- Tölgyesi, C.; Bátori, Z.; Erdős, L. Using statistical tests on relative ecological indicator values to compare vegetation units— Different approaches and weighting methods. *Ecol. Indic.* **2014**, *36*, 441–446.
- Van Dobben, H.F.; ter Braak, C.J.F.; Dirkse, G.M. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *For. Ecol. Manag.* **1999**, *114*, 83–95.
- Wagner, M.; Kahmen, A.; Schlumprecht, H.; Audorff, V.; Perner, J.; Buchmann, N.; Weisser, W.W. Prediction of herbage yield in grassland: How well do Ellenberg N-values perform? *Appl. Veg. Sci.* **2007**, *10*, 15–24.
- Wamelink, G.W.W.; Joosten, V.; van Dobben, H.H.; Berendse, F. Validity of Ellenberg indicator values judged from physicochemical field measurements. *J. Veg. Sci.* **2002**, *13*, 269–278.
- Wamelink, G.W.W.; Goedhart, P.W.; Van Dobben, H.F.; Berendse, F. Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *J. Veg. Sci.* **2005**, *16*, 461–470.
- Zarzycki, K.; Trzcńska-Tacik, H.; Różański, W.; Szelaż, Z.; Wołek, J.; Korzeniak, U. *Ecological Indicator Values of Vascular Plants of Poland. Ekologiczne Liczby Wskaźnikowe Roślin Naczyniowych Polski*; W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences: Kraków, Poland, 2002; pp. 1–183.

Capitolo 5

Risposta delle comunità di farfalle alla diversità vegetale lungo un gradiente altitudinale

Il contenuto di questo capitolo è oggetto della seguente pubblicazione in preparazione:

Di Biase, L., Mantoni, C., Bartolucci, F., Conti, F., Dapporto, L., Fattorini, S. Response of butterfly communities to vascular plant diversity along an elevational gradient.

1. Introduzione

Le farfalle sono soggetti ideali per lo studio dell'ecologia di comunità in ambienti temperati, in quanto la loro tassonomia e la loro storia naturale sono relativamente ben note. Inoltre, in questi contesti, le farfalle sono rappresentate da comunità molto variabili dal punto di vista delle specie che le compongono e delle relative abbondanze, ma con numeri di specie relativamente piccoli, il che ne facilita grandemente lo studio rispetto ad altri gruppi di insetti la cui iperdiversità rappresenta un ostacolo importante alla ricerca ecologica (vedi Capitolo 6 di questa tesi). Le farfalle sono particolarmente sensibili alle variazioni ambientali (Scoble, 1992), quali la diversità vegetale (Erhardt, 1985; Thomas e Malorie, 1985; Lepš e Spitzer, 1990; Spitzer et al., 1997), complessità dell'habitat (Molina e Palma, 1996), la struttura del paesaggio (Wood e Samways, 1992), i gradienti topografici e di umidità (Kremen, 1992) e il clima (Pollard e Yates, 1993; Parmesan, 1996). L'influenza della componente vegetale sulla struttura delle comunità delle farfalle origina dallo stretto legame che questi insetti hanno con le piante. Le farfalle, infatti, agiscono anzitutto nei confronti delle piante come consumatori (allo stadio larvale) che hanno evoluto importanti relazioni con le piante di cui si nutrono (piante ospiti) (Ferrer-Paris et al., 2013), con livelli di specificità assai variabili (Dennis et al., 2011): mentre alcune farfalle sono legate ad alcuni taxa vegetali particolari, altre tendono ad essere assai più generaliste.

Sebbene le piante ospiti siano la componente vegetale che influenza più direttamente l'ecologia delle farfalle (Tiple et al., 2011), in realtà l'intero assetto vegetazionale di un biotopo influisce sulla struttura di comunità delle farfalle (Fleisman et al., 2005), ad esempio agendo sulle condizioni microclimatiche, offrendo riparo sia agli adulti che alle larve e nettare agli adulti. Gli adulti delle farfalle sono insetti essenzialmente nettariatori (poche specie fanno eccezione) che agiscono da importanti impollinatori per numerose angiosperme, per lo più erbacee. Gli adulti delle farfalle sono però in genere impollinatori poco specializzati, che usano abitualmente un ampio *range* di specie, che va ben al di là di quello rappresentato dalle piante ospiti (Courtney, 1986; Shreeve, 1992; Loertscher et al., 1995; Hardy et al., 2007).

In linea generale ci si aspetterebbe un'influenza positiva della ricchezza e abbondanza delle piante utilizzabili dalle farfalle (sia come piante ospiti per le larve che come fonte di nettare per gli adulti) e la ricchezza e abbondanza delle farfalle. Gli studi sulla relazione tra caratteristiche delle comunità delle farfalle e caratteristiche della vegetazione hanno portato tuttavia a risultati assai variegati e spesso contrastanti. Le ricerche a riguardo si sono largamente concentrate su paesaggi antropizzati, avendo come scopo principale quello di valutare l'influenza della vegetazione sulla diversità e/o abbondanza delle comunità di farfalle come indicatori di qualità dell'ambiente. I risultati prodotti si sono dimostrati molto variabili, a seconda dei singoli contesti

studiati. Ad esempio, è stato osservato che la ricchezza delle piante influenzava positivamente la ricchezza delle farfalle in paesaggi agricoli della Danimarca e Inghilterra (Erhardt, 1985; Sparks e Parish, 1995). In paesaggi agricoli della Danimarca è stata anche osservata una correlazione positiva tra abbondanza delle farfalle e numero di fiori sorgenti di nettare (Clausen et al., 2001). In aree agricole inglesi (Pywell et al., 2004), l'abbondanza complessiva delle farfalle è risultata correlata all'abbondanza di piante nettariifere nei campi, mentre la ricchezza di specie di piante nei campi è risultata importante per l'abbondanza delle specie sedentarie. La ricchezza di specie delle farfalle è risultata invece correlata alla copertura di dicotiledoni ai margini dei campi e all'abbondanza di leguminose nei campi. Analizzando le siepi di paesaggi agricoli del Cambridgeshire, Croxton et al. (2005) hanno osservato che la ricchezza di farfalle risultava correlata positivamente con la ricchezza totale di piante vascolari e il numero di piante ospiti.

In uno studio sulla vegetazione associata alle strade (margini e aiuole spartitraffico) in Inghilterra, il numero di piante in fiore (risorse di nettare) influenzava positivamente il numero e la diversità (indice di Shannon) delle farfalle, ma non la loro abbondanza (Munguira e Thomas, 1992). Nella vegetazione lungo i margini stradali negli Stati Uniti, la ricchezza di piante è risultata essere un predittore importante della ricchezza ed abbondanza di farfalle, mentre la proporzione di superficie coperta da fiori non ha mostrato un effetto rilevante (Ries et al., 2001). Dover et al. (2000) hanno osservato che il numero di fiori di piante nettariifere influenzava positivamente sia la ricchezza che l'abbondanza delle farfalle lungo stradine di campagna nel Regno Unito.

In uno studio su dinamiche di successione secondaria in campi abbandonati in Germania, è stato osservato che la ricchezza di specie di farfalle correlava positivamente con l'abbondanza di fiori, a sua volta molto correlata con la ricchezza di specie (Steffan-Dewenter e Tscharnke, 1997). In siti minerari abbandonati sottoposti a recupero ambientale in Nord America, la ricchezza di farfalle e la loro abbondanza non risultavano significativamente correlate alla ricchezza di piante erbacee, ma negativamente correlate alla ricchezza di specie arboree (Holl, 1996). La ricchezza e abbondanze di farfalle risultavano però correlate alla ricchezza di piante nettariifere (Holl, 1995). In frammenti di prateria in un'area riforestata in Sud Africa, l'abbondanza delle farfalle risultava correlata positivamente con quella dei fiori nettariiferi (Pryke e Samways, 2003).

In un gradiente urbano-rurale nella città di Calcutta (India), Swarnali et al. (2019) hanno osservato che sia il numero di specie di farfalle che la loro abbondanza tendeva ad aumentare all'aumentare della ricchezza e dell'abbondanza delle specie di piante. In spazi verdi forestati a Tokyo è stato osservato che la ricchezza di piante non è un parametro importante per la ricchezza di farfalle, ma lo è l'abbondanza di piante nettariifere, probabilmente a causa della scarsa specializzazione delle farfalle presenti nell'area di studio (Soga e Koike, 2012). Una ricerca sulle farfalle degli spazi verdi di Pechino (Han et al., 2021), ha dimostrato che sia la ricchezza totale di piante che (in minor misura) l'abbondanza delle specie nettariifere in fiore influenzava la ricchezza delle farfalle, mentre l'abbondanza delle farfalle risultava influenzata prevalentemente dall'abbondanza delle specie nettariifere in fiore e in minor misura dalla ricchezza totale di specie (la ricchezza di specie nettariifere non aveva invece un ruolo importante). In uno studio sulla relazione tra ricchezza di piante e farfalle in spazi verdi urbani in Israele (in cui la ricchezza di specie di piante è stata calcolata come numero totale di specie, numero di specie native, numero di specie non native, numero di specie minacciate, numero di specie endemiche e numero di specie ospiti; e la ricchezza di specie di farfalle è stata calcolata come numero totale di specie,

numero di specie native e numero di specie migranti), è stata osservata solo una blanda correlazione tra piante native e farfalle migranti (Kerent et al., 2022).

Le analisi i contesti meglio conservati sono più rare, ma evidenziano, anche in questo caso, pattern variegati. In un'area forestale ai piedi del Monte Fuji (Giappone), la ricchezza di farfalle, la loro abbondanza, la diversità espressa dall'indice di Shannon e la diversità espressa dall'indice di Simpson (calcolato come complemento a 1 della dominanza) sono risultate tutte correlate con la ricchezza delle piante nettariifere erbacee, mentre le piante nettariifere legnose non mostravano correlazioni (Kitahara e Watanabe, 2003; Kitahara et al., 2008). Nelle Isole Urato (Giappone), non è stata osservata una correlazione tra il numero di specie di farfalle e quello delle piante ospiti (Yamamoto et al., 2007). In una ricerca sulle farfalle di una foresta pluviale in Madagascar (Kremen, 1992), la ricchezza delle specie di farfalle risultava non influenzata dalla ricchezza delle specie vegetali (indice di Margalef) o dalla loro diversità (indice di Shannon). Tuttavia, la ricchezza delle farfalle mostrava una relazione debole con l'abbondanza delle specie vegetali in fiore in un certo momento ed era significativamente correlata alla ricchezza floreale media (Kremen, 1992). Nelle Beaver Meadows del Rocky Mountain National Park (Colorado, USA), Simonson et al. (2001) hanno osservato che il numero di specie di farfalle aumentava all'aumentare del numero di totale delle piante vascolari, delle piante ospiti, delle piante nettariifere, delle piante esotiche, delle piante autoctone, della copertura di piante native e, soprattutto, della copertura delle piante esotiche, mentre il numero di piante legnose non incideva sulla diversità delle farfalle.

Sebbene analisi a scala più ampia siano più rare, esistono indicazioni che la diversità di piante influenzi positivamente quella delle farfalle. Ad esempio, in uno studio che includeva 19 diversi biotipi del Marocco, la ricchezza di farfalle è risultata positivamente correlata con la ricchezza delle piante (Thomas e Malorie, 1985). Hawkins e Porter (2003) hanno riscontrato in California correlazioni positive tra il numero di farfalle residenti e il numero di specie vascolari native o naturalizzate; tra il numero di farfalle residenti e il numero di specie usate dalle larve; e tra il numero di farfalle monofaghe e quello delle piante usate dai loro bruchi. Quando però sono state considerate simultaneamente altre variabili ambientali, tra cui l'altitudine, la ricchezza di piante vascolari non risultava essere più un predittore importante della ricchezza totale delle specie di farfalle (i predittori importanti sono risultati il *range* altitudinale, l'altitudine media e, in minor misura, l'evapotraspirazione effettiva massima delle aree studiate).

I risultati di Hawkins e Porter (2003) evidenziano come, a larga scala, il ruolo dei fattori biotici potrebbe essere oscurato da gradienti abiotici che condizionano fortemente le comunità di farfalle, e tra questi l'altitudine può svolgere un ruolo di primaria importanza. In generale, infatti, i fattori abiotici tendono a variare regolarmente con l'altitudine (vedi Capitolo 1 di questa tesi), che quindi rappresenta un importante gradiente composito che può influire sulla struttura di comunità degli impollinatori sia direttamente che indirettamente, attraverso l'azione sulle comunità di piante da cui essi dipendono.

In generale, ci aspetta che la diversità delle farfalle e la loro abbondanza diminuiscano con la quota a causa dell'inasprirsi delle condizioni ambientali (Grytnes e McCain, 2007). Tale azione di filtraggio ambientale (*environmental filtering*, vedi Capitolo 1 di questa tesi) porterebbe le comunità ad impoverirsi, con la presenza, alle quote più alte, solo delle specie più tolleranti o più specializzate. È stato osservato ripetutamente che le comunità di insetti ad alta quota possono sperimentare un aumento del filtraggio ambientale, cui può essere associata una diminuzione della ricchezza di specie (McCain e Grytnes, 2010; Adedoja et al., 2018; Ramos-Jiliberto et al.,

2010; Lara-Romero et al., 2019; Hoiss et al., 2015). Per quanto riguarda le farfalle, in particolare, è stata osservata una relazione negativa da ricchezza delle farfalle e altitudine in numerosi contesti (Chettri, 2010; Bhardwaj et al., 2012; Carneiro, et al., 2014; Pires et al., 2020). Per quanto riguarda l'abbondanza delle farfalle, questa è stata osservata decrescere con l'altitudine in uno studio su comunità neotropicali (Pires et al., 2020). Poiché anche la diversità delle piante varia con l'altitudine (vedi Capitolo 2 di questa tesi), l'azione delle comunità vegetali sulle comunità di farfalle potrebbe essere a sua volta influenzata dall'altitudine. Eliminato l'effetto dell'altitudine, però, la diversità delle piante dovrebbe avere un effetto positivo sulla diversità ed eventualmente la numerosità delle farfalle. Piuttosto sorprendentemente, lo studio del contributo relativo che le piante possono esercitare nel definire la diversità e l'abbondanza delle farfalle lungo i gradienti altimetrici è stato finora trascurato.

Lo studio simultaneo di queste due importanti fonti di variabilità (altitudine e diversità di piante) appare invece estremamente importante al fine di poter individuare il contributo che la diversità delle risorse trofiche disponibili per le farfalle ha nel determinare la ricchezza e abbondanza delle comunità di farfalle a parità delle condizioni ambientali sussunte dal gradiente climatico. Nel tentativo di colmare questa lacuna nella conoscenza, questa ricerca esplora l'influenza di queste due variabili (altitudine e diversità florale) sulla diversità delle farfalle lungo un gradiente altitudinale Mediterraneo.

Assumendo un'azione diretta del filtraggio ambientale esercitato dalle condizioni climatiche sulle farfalle, ci si aspetta che la loro diversità e abbondanza decrescano con l'aumentare della quota. Se però le piante esercitano un'azione positiva sulla diversità e abbondanza delle farfalle adulte grazie alla diversità/abbondanza delle risorse nettariifere che offrono, questa dovrebbe emergere una volta eliminato l'effetto dell'altitudine. Inoltre, ci si aspetta che il contributo della ricchezza delle piante alla variabilità nella diversità delle comunità di farfalle sia elevato se le specie si comportano da specialiste rispetto alle risorse nettariifere, mentre in caso di generalismo la diversità delle piante dovrebbe essere poco o per nulla influente sulla diversità delle farfalle. Inoltre, in caso di generalismo, ci si aspetta che la ricchezza delle piante, riflettendo almeno indirettamente l'abbondanza delle risorse nettariifere (Steffan-Dewenter e Tschardtke, 1997; Sutter et al., 2017), abbia un'azione positiva sull'abbondanza delle farfalle, una volta che è stato eliminato il possibile effetto negativo della quota.

2. Metodi

2.1. Area di studio e raccolta dei dati

Lo studio è stato condotto nell'area di Campo Imperatore, all'interno del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. L'area è caratterizzata dalla presenza di ampie zone di pascolo destinate all'alpeggio estivo di ovini, bovini ed equini, che d'inverno transumano in Puglia.

Il gradiente altimetrico di quest'area si estende dalle quote più basse della Piana di Campo Imperatore (collocabili a circa 1400 m) ai 2400 metri della cresta del Monte Portella. Lo studio è stato svolto lungo tutto il gradiente (1400-2400 m), che è stato a tal fine suddiviso in fasce altimetriche di 100 m. In ciascuna fascia è stato collocato un transetto di 500 m (il più possibile orizzontale approssimativamente al centro della fascia) per il censimento delle farfalle e delle

piante. In totale sono stati quindi collocati 10 transetti. Tutti i transetti sono stati collocati in aree in cui il pascolo era assente o estremamente limitato.

Le farfalle sono state censite lungo i transetti utilizzando il metodo di Pollard (Pollard, 1977; Pollard e Yates, 1993). Il metodo del transetto di Pollard è ampiamente utilizzato per studiare e monitorare le popolazioni e le comunità di farfalle, ed è adottato dallo European Butterfly Monitoring Scheme – eBMS (<https://butterfly-monitoring.net/>). In particolare, sono state registrate sul campo tutte le specie identificabili a vista in uno spazio di 2.5 m a ciascun lato del transetto, di 5 m di altezza e di 5 m in avanti, camminando a passo costante. Per ciascuna specie incontrata lungo il transetto è stato conteggiato il numero di individui presenti. Le farfalle che non potevano essere agevolmente identificate durante l'esecuzione del transetto sono state catturate con retino da farfalle, identificate e immediatamente rilasciate nel transetto stesso. In alcuni casi dubbi, sono state eseguite fotografie al fine di poter eseguire successivamente un controllo dell'identificazione.

I transetti sono stati percorsi tra le 07:45 e le 16:35 (orario di inizio compreso tra le 7:45 e le 16:00: mediana 11:12; orario di fine tra le 08:30 e le 16:35; mediana 11:55), con temperature comprese tra 9 e 26.5 °C (mediana 21 °C), condizioni di vento comprese tra calma piatta (grado 0 della scala Beaufort) e vento teso (grado 5 scala Beaufort) (mediana: brezza leggera, grado 2 della scala Beaufort), e copertura del cielo compresa tra 0% e >70% (mediana: <10%). Le condizioni di minore temperatura, maggiore ventosità e maggiore copertura del cielo sono state registrate alle quote maggiori nei campionamenti all'inizio della stagione. Tali condizioni rappresentano le migliori possibili per quel periodo a quelle quote. I transetti sono stati ripetuti 5 volte nei mesi di giugno, luglio e agosto 2021 (dal 9/6/2021 al 13/8/2021) e 4 volte nei mesi di maggio, giugno e luglio 2022 (dal 26/5/2022 al 30/7/2022). A livello di singolo transetto, i dati relativi ai 9 campionamenti effettuati nel corso dei due anni sono stati aggregati ai fini dell'analisi (Clark et al., 2007; Maccherini et al., 2009).

Le piante sono state censite lungo i transetti utilizzati per le farfalle registrando le specie presenti in uno spazio di 2.5 m a ciascun lato del transetto. Il censimento delle piante è stato limitato alle specie con fiori almeno potenzialmente utilizzabili dalle farfalle (fiori aperti). Le graminacee (Poaceae) sono state quindi escluse (Halbritter et al., 2015; Luppi et al., 2018). Le specie di piante considerate includono quindi le piante almeno potenzialmente nettariifere (Simonson et al., 2001) presenti lungo il transetto. È possibile che tra le piante censite vi siano piante non nettariifere o comunque non usate dalle farfalle, per cui la diversità di fiori realmente utilizzabili dalle farfalle potrebbe essere sovrastimata. Tuttavia, riteniamo che tale evenienza riguardi un numero di specie assai esiguo. Inoltre, anche la presenza di piante non nettariifere, ma il cui apparso florale comunque attira le farfalle, contribuisce a determinare la diversità di farfalle presenti nel transetto. Per semplicità, nel prosieguo di questo lavoro useremo semplicemente la parola “piante” per indicare le piante con fiore potenzialmente utilizzabile dalle farfalle. Le piante sono state identificate, quando possibile, direttamente sul campo. Quando non è stata possibile l'identificazione sul campo, sono stati raccolti dei campioni per l'identificazione in laboratorio. La raccolta è stata limitata alle parti essenziali per l'identificazione, evitando se possibile lo sradicamento. I transetti sono stati percorsi tutti 5 volte, tra il 13/5/2022 e il 28/8/2022.

La tassonomia delle farfalle segue Balletto et al. (2014), aggiornato con Dapporto et al. (2022). La nomenclatura delle piante segue Bartolucci et al. (2018) e gli aggiornamenti successivi riassunti in Portal to the Flora of Italy (2023; vedi Martellos et al., 2020).

2.2. Analisi dei dati

Le analisi sono state condotte considerando: (1) l'abbondanza complessiva delle farfalle (numero di individui) e la loro diversità, espressa come (2) ricchezza di specie, (3) diversità di Shannon (nella sua forma esponenziale) e (4) diversità di Simpson (espressa come reciproco della dominanza). Queste tre misure corrispondono ai numeri della serie di Hill (qD) corrispondenti ai valori di $q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$, rispettivamente (Chao et al., 2014, Chao e Jost, 2012).

I numeri di Hill sono una famiglia matematicamente unificata di indici che combinano informazioni sulla ricchezza, rarità e dominanza delle specie che compongono una comunità e hanno il vantaggio di essere tutti espressi nelle stesse unità (cioè, numero effettivo di specie), risultando così confrontabili tra loro (Chao e Jost, 2012; Chao et al., 2014). Per questi motivi, i numeri di Hill sono sempre più utilizzati in ecologia delle comunità (Chao et al., 2014, Chiu e Chao, 2020). Sebbene q possa assumere qualsiasi valore, i valori normalmente utilizzati sono compresi tra 0 e 3 (Chiu e Chao, 2020), anche per la corrispondenza che esiste tra i valori che essi hanno con $q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$ e gli indici di diversità sopramenzionati. Questi tre numeri di Hill differiscono nel modo con cui vengono trattate le specie rare. La loro influenza è massima nella ricchezza di specie (che usa una scala aritmetica), minima nell'indice di Simpson (che usa una scala reciproca, ed è quindi dominato dalle specie comuni) e intermedia in quello di Shannon (che utilizza una scala logaritmica) (Roswell et al., 2021).

La variazione della diversità e del numero di individui di farfalle registrati in ciascun transetto in funzione dell'altitudine è stata studiata mediante regressione ordinaria dei minimi quadrati (OLS).

Il contributo dell'altitudine e della ricchezza di piante nello spiegare la variazione della diversità e dell'abbondanza delle farfalle è stato analizzato mediante regressioni multiple seguite da partizione della varianza secondo il metodo di Peres-Neto et al. (2006).

Oltre ai valori di diversità delle farfalle osservati, sono stati calcolati i seguenti valori stimati sulla base del numero degli individui conteggiati:

- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico Chao 1 nella formulazione originale (Chao, 1984)
- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico Chao 1 nella formulazione corretta contro le distorsioni (Chao, 2005 e Eq. 6b in Chao e Chiu, 2016b)
- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico Chao 1 nella formulazione migliorata (Chiu et al., 2014)
- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico ACE (Abundance-based Coverage Estimator), proposto da Chao e Lee (1992) e Chao et al. (1993)
- stima della diversità di Shannon nella forma esponenziale secondo Chao et al. (2013)
- stima della diversità di Simpson secondo Chao et al. (2014)

Analogamente, per quanto riguarda le piante, oltre ai valori di ricchezza osservati sono stati utilizzati i valori stimati sulla base del numero di visite attraverso i seguenti stimatori non parametrici:

- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico Chao 2 nella formulazione originale (Chao, 1987)
- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico Chao 2 nella formulazione corretta contro le distorsioni (Chao, 2005)
- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico Chao 2 nella formulazione migliorata (Chiu et al., 2014)
- numero di specie previste in base allo stimatore non parametrico ICE (Incidence-based Coverage Estimator), proposto da Lee e Chao (1994)

Tutte le analisi sono state replicate utilizzando i valori forniti da questi stimatori. Poiché l'uso degli stimatori non ha portato però a risultati qualitativamente diversi e superiori, sono presentati solo i risultati ottenuti con i valori osservati. Tutti i calcoli sono stati eseguiti in R 4.1.3. La partizione della varianza è stata eseguita con il pacchetto vegan. I calcoli relativi agli stimatori sono stati eseguiti con i pacchetti SpadeR e iNExt. I grafici sono stati costruiti con il pacchetto ggplot2.

3. Risultati

Nel complesso, abbiamo registrato la presenza di 77 specie di farfalle (per un totale di 2474 individui) (Tabella S1) e 195 specie di piante lungo il gradiente altimetrico (Tabella S2).

La ricchezza di specie di farfalle, la diversità di Shannon e la diversità di Simpson declinano con l'altitudine (Figura 1). I coefficienti angolari delle tre rette declinano nell'ordine: ricchezza di specie (-0.028) > diversità di Shannon (-0.018) > diversità di Simpson (-0.013), sebbene non si osservi una differenza globalmente significativa (ANCOVA: $F = 2.633$, $p = 0.092$).

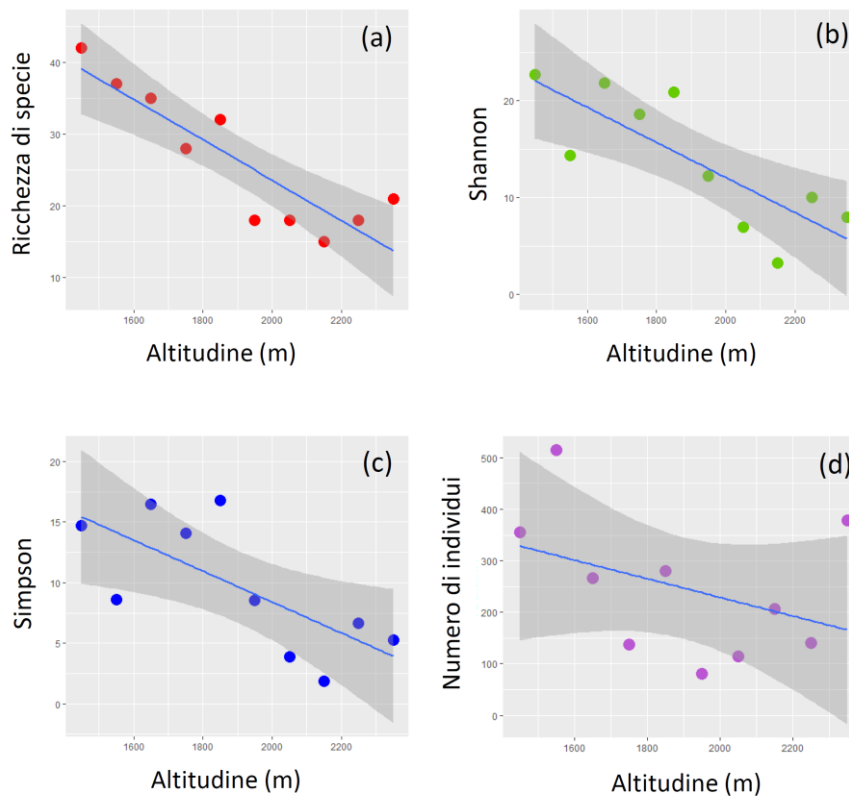


Figura 1. Relazione tra altitudine e: (a) numero di specie di farfalle ($y = -0.028x + 80.061$, $R^2 = 0.789$, $p < 0.001$), (b) diversità di Shannon delle farfalle ($y = -0.018x + 48.265$, $R^2 = 0.636$, $p = 0.006$), (c) diversità di Simpson delle farfalle ($y = -0.013x + 33.965$, $R^2 = 0.503$, $p = 0.022$), (d) abbondanza delle farfalle ($y = -0.181x + 591.24$, $R^2 = 0.156$, $p = 0.258$) e (e) ricchezza di piante ($y = -0.007x + 79.203$, $R^2 = 0.040$, $p = 0.578$) lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo) in Italia centrale.

Né l'abbondanza delle farfalle (Figura 1), né la ricchezza delle piante (Figura 2), mostrano andamenti regolari lungo il gradiente. La ricchezza di piante non risulta influenzare la ricchezza di specie di farfalle, la diversità di Shannon e la diversità di Simpson, ma influenza fortemente l'abbondanza delle farfalle (Figura 3).

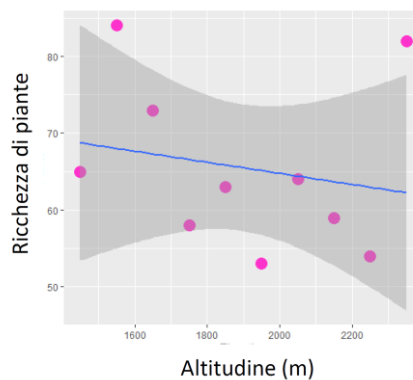


Figura 2. Relazione tra altitudine e ricchezza di piante ($y = -0.007x + 79.203$, $R^2 = 0.040$, $p = 0.578$) lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo) in Italia centrale.

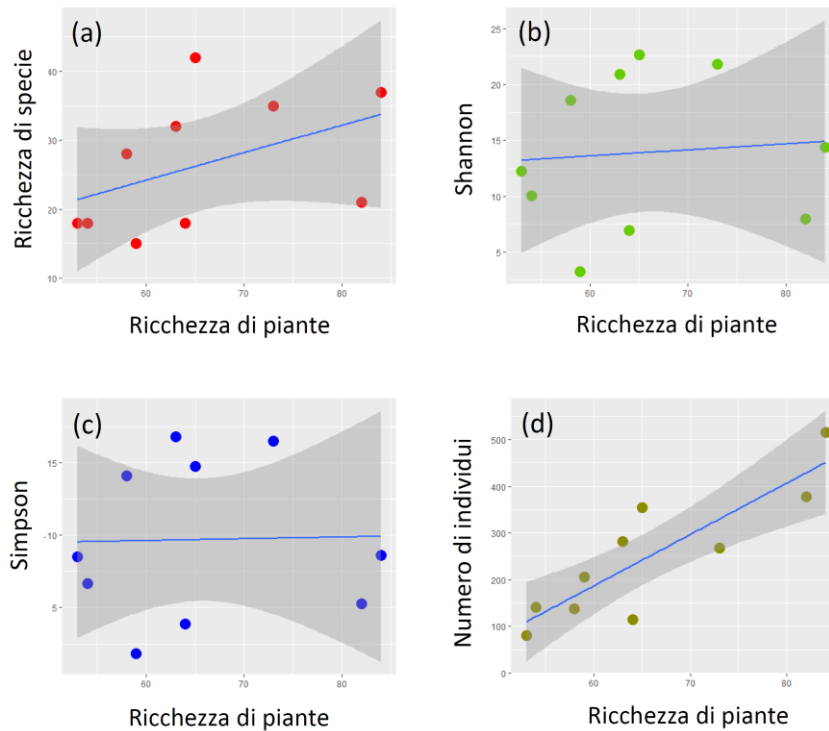


Figura 3. Relazione tra ricchezza di piante e (a) numero di specie di farfalle ($y = 0.399x + 0.237$, $R^2 = 0.204$, $p = 0.190$), (b) diversità di Shannon delle farfalle ($y = 0.054x + 10.332$, $R^2 < 0.01$, $p = 0.814$), (c) diversità di Simpson delle farfalle ($y = 0.012x + 8.879$, $R^2 < 0.001$, $p = 0.946$), e (d) abbondanza delle farfalle ($y = 10.997x - 472.890$, $R^2 = 0.746$, $p = 0.001$) lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo) in Italia centrale.

Nei modelli regressivi multipli, in cui è stato considerato contemporaneamente l'effetto dell'altitudine e della ricchezza delle piante, appare evidente che l'altitudine gioca un ruolo preponderante nella ricchezza di specie, nella diversità di Shannon e nella diversità di Simpson delle farfalle (Tabella 1). La ricchezza di specie di piante, però, mostra un contributo non trascurabile nello spiegare la ricchezza di specie di farfalle (Tabella 1).

L'analisi di partizione della varianza (Tabella 2, Figura 4) evidenzia che la ricchezza delle piante spiega da sola una frazione relativamente importante (circa il 7%), anche se non significativa ($p = 0.081$), della variabilità della ricchezza di specie di farfalle. Nel caso della diversità di Shannon e della diversità di Simpson appare invece rilevante solo l'effetto dell'altitudine (sia in termini di varianza condivisa con la ricchezza di piante che in termini di varianza esclusiva).

Tabella 1. Regressioni multiple per l'influenza di altitudine e ricchezza di specie di piante sulla ricchezza di specie ($R^2 = 0.867$, $R^2_{adj} = 0.828$, $F_{2,7} = 22.729$, $p = 0.0009$), diversità di Shannon ($R^2 = 0.641$, $R^2_{adj} = 0.539$, $F_{2,7} = 6.266$, $p = 0.028$), diversità di Simpson ($R^2 = 0.518$, $R^2_{adj} = 0.380$, $F_{2,7} = 3.756$, $p = 0.028$) e abbondanza ($R^2 = 0.798$, $R^2_{adj} = 0.740$, $F_{2,7} = 13.807$, $p = 0.004$) delle farfalle lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo) in Italia centrale.

	Coefficiente	Errore Standard	t	p	R ²
Ricchezza di specie					
Costante	60.100	12.987	4.628	0.002	
Altitudine	-0.026	0.004	-5.896	0.001	0.789
Piante	0.252	0.125	2.022	0.083	0.204
Diversità di Shannon					
Costante	52.124	15.188	3.432	0.011	
Altitudine	-0.018	0.005	-3.520	0.010	0.636
Piante	-0.049	0.146	-0.334	0.748	0.007
Diversità di Simpson					
Costante	38.834	13.987	27.764	0.027	
Altitudine	-0.013	0.005	-2.739	0.029	0.503
Piante	-0.061	0.134	-0.458	0.661	0.001
Abbondanza					
Costante	-232.930	230.080	-10.124	0.345	
Altitudine	-0.106	0.079	-1.334	0.224	0.156
Piante	10.406	22.084	47.119	0.002	0.746

Tabella 2. Risultati della partizione della varianza per l'importanza di altitudine e numero di specie di piante come predittori della ricchezza di specie, diversità di Shannon, diversità di Simpson e abbondanza delle farfalle lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo) in Italia centrale.

Frazioni della varianza	R ² _{adj}	F	p
Ricchezza di specie			
Altitudine + condivisa	0.762	29.852	0.004
Piante + condivisa	0.104	2.049	0.166
Solo altitudine	0.724	34.760	0.002
Solo piante	0.066	4.087	0.081
Residui	0.172		
Diversità di Shannon			
Altitudine + condivisa	0.590	13.970	0.010
Piante + condivisa	-0.117	0.059	0.802
Solo altitudine	0.656	12.387	0.007
Solo piante	-0.051	0.112	0.762
Residui	0.461		
Diversità di Simpson			
Altitudine + condivisa	0.441	8.104	0.03
Piante + condivisa	-0.124	0.005	0.951
Solo altitudine	0.504	7.504	0.032
Solo piante	0.061	0.210	0.672
Residui	0.620		
Abbondanza			
Altitudine + condivisa	0.051	1.483	0.281
Piante + condivisa	0.715	23.541	0.003
Solo altitudine	0.025	1.780	0.230
Solo piante	0.689	22.202	0.001
Residui	0.260		

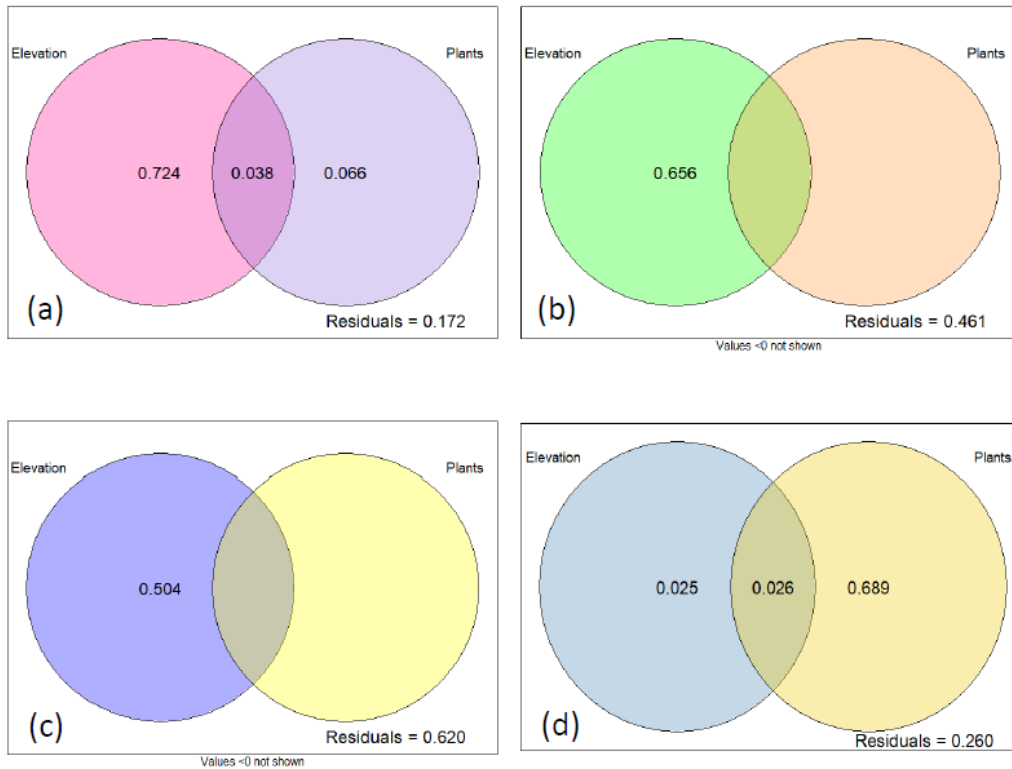


Figura 4. Diagrammi di Venn illustranti i risultati della partizione della varianza (valori di R^2_{adj}) per il ruolo svolto da altitudine e ricchezza di piante come predittori di (a) numero di specie, (b) diversità di Shannon, (c) diversità di Simpson, e (d) abbondanza delle farfalle lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo) in Italia centrale.

Per quanto riguarda l'abbondanza delle farfalle, il modello di regressione multipla mostra un forte effetto della ricchezza delle piante, mentre quello dell'altitudine appare trascurabile (Tabella 1). L'analisi di partizione della varianza (Tabella 2, Figura 4) evidenzia che la ricchezza delle piante spiega da sola una frazione molto importante (circa il 22%) e significativa ($p = 0.0001$) della variabilità della ricchezza di specie di farfalle, mentre il contributo dell'altitudine è trascurabile. L'andamento dell'abbondanza rispetto all'altitudine potrebbe suggerire un pattern ad U (Figura 1), per cui è stato tentato anche un modello con l'aggiunta del termine quadratico ($y = 0.001x^2 - 4.557x + 4653.200$, $R^2 = 0.562$, $p = 0.056$). L'aggiunta del termine quadratico nell'analisi di partizione della varianza ha evidenziato che il contributo puro della ricchezza di piante (escludendo l'effetto dell'altitudine con il suo termine quadratico) è molto più importante ($R^2_{adj} = 0.35$, $F = 22.395$, $p = 0.004$) di quello dell'altitudine ($R^2_{adj} = 0.06$, $F = 6.986$, $p = 0.047$) o del suo termine quadratico ($R^2_{adj} = 0.049$, $F = 0.535$, $p = 0.490$).

4. Discussione

Gli studi sui pattern di diversità delle farfalle lungo gradienti altimetrici hanno evidenziato due tipi di andamenti ricorrenti: modelli a gobba (in cui la diversità è massima alle altitudini intermedie; (Gutiérrez, 1997; Stefanescu et al., 2004; Illán et al., 2010; Abrahamczyk et al., 2011; Levanoni et al., 2011; Lara-Romero et al., 2018)) e modelli di diversità monotonicamente

decescenti (Chettri 2010, Bhardwaj et al. 2012, Carneiro et al. 2014; Pires et al., 2020). I pattern a gobba possono essere attribuiti alla presenza di condizioni ottimali di produttività, temperatura e precipitazioni nelle quote intermedie, mentre la diminuzione della ricchezza di specie con l'altitudine è solitamente attribuita all'inasprirsi delle condizioni climatiche con l'aumentare dell'altitudine (Grytnes e McCain, 2007). La diminuzione della diversità delle farfalle osservata lungo il gradiente altimetrico studiato in questa ricerca si conforma a questo secondo modello e depone a favore di un effetto di filtraggio ambientale. È interessante notare che l'effetto dell'altitudine appare più marcato nella ricchezza di specie, meno nella diversità di Shannon, e meno ancora in quella di Simpson, sebbene con differenze non significative. Poiché l'importanza delle specie rare in questi tre indici decresce nell'ordine ricchezza di specie > diversità di Shannon > diversità di Simpson (Roswell et al., 2021), i nostri risultati suggeriscono che l'influenza negativa dell'altitudine si esercita maggiormente sulle specie più rare, e ciò è coerente con la nostra ipotesi di un'azione di filtraggio delle condizioni ambientali, che portano ad una semplificazione delle comunità.

Diversi studi hanno messo in luce correlazioni significative tra ricchezza delle farfalle e aspetti della vegetazione, come la copertura vegetale (Burghardt et al., 2009; Swarnali et al., 2018) e la composizione in specie (Blair e Launer, 1997; Clark et al., 2007; Di Mauro et al., 2007; Matteson e Langellotto, 2010). La ricchezza di piante appare avere nel nostro caso un ruolo modesto nel determinare la diversità dei lepidotteri e limitato alla sola ricchezza di specie. Ciò appare in contrasto con quanto ci aspetterebbe nel caso di un'elevata specializzazione delle farfalle sulle piante come risorsa nettarifera, mentre è coerente con l'ipotesi alternativa di una scarsa specializzazione.

Numerosi studi su popolazioni e comunità di farfalle suggeriscono che i modelli di distribuzione degli adulti siano più influenzati dalla disponibilità di risorse nettarifere che dalla presenza di piante ospiti larvali (Ehrlich e Gilbert, 1973; Gilbert e Singer, 1973; Murphy, 1983; Grossmueller, 1987; Feber et al., 1996; Hardy e Dennis, 1999). D'altra parte, però, è noto che le farfalle adulte sfruttano una più ampia varietà di piante da fiore (Courtney, 1986; Shreeve, 1992) rispetto al loro stadio larvale (Hardy et al., 2007). I nostri risultati suggeriscano che le preferenze degli adulti abbiano effettivamente un certo ruolo, ma che questo non sia schiacciante e probabilmente limitato a poche specie.

In generale, nelle zone temperate l'aumento dell'altitudine è tipicamente associato alla diminuzione delle temperature, alla riduzione della superficie disponibile (a causa della forma sostanzialmente conica delle montagne), a un impoverimento delle risorse e all'aumento di numerosi fattori di stress (vedi Capitolo 1 di questa tesi) che possono portare alla contrazione della stagione di crescita delle piante e a una maggior incertezza del successo riproduttivo (McCain e Grytnes, 2010; Adedoja et al., 2018; Ramos-Jiliberto et al., 2010). Al contrario, condizioni più calde ad altitudini inferiori possono consentire tempi di fioritura più lunghi e un potenziale aumento del successo riproduttivo delle piante, influenzando positivamente la fioritura di massa (Adedoja et al., 2018). Quindi, la diminuzione del numero di specie di farfalle con l'aumentare della quota potrebbe essere sia la conseguenza diretta di un inasprimento delle condizioni ambientali che rendono più difficile la vita delle farfalle, sia un riflesso indiretto di un effetto negativo dell'altitudine sulle piante da cui le farfalle dipendono. Ciò può riguardare naturalmente sia la diversità che l'abbondanza delle piante, e può interessare sia le piante ospiti che le piante nettarifere. Nel nostro studio la ricchezza delle piante nettarifere non diminuisce in modo regolare con l'altitudine, quindi l'azione negativa dell'altitudine sulla ricchezza delle

farfalle non può essere una conseguenza di un effetto negativo sulla ricchezza di piante nettariifere (la percentuale di varianza spiegata in comune tra altitudine e ricchezza di specie è infatti del tutto esigua). Dai risultati della partizione della varianza emerge invece un contributo positivo non trascurabile della ricchezza di specie di piante sulla ricchezza di specie di farfalle, una volta che l'effetto negativo dell'altitudine viene escluso. In tal senso, l'altitudine, agendo in senso opposto alla ricchezza di piante, si comporta come un fattore confondente, e tale azione contrastante può rendere conto della mancata relazione diretta osservata tra ricchezza di piante e ricchezza di farfalle. Una volta che l'azione prevalente dell'altitudine viene eliminata, emerge con chiarezza un contributo positivo della ricchezza delle piante. In generale, ci aspetta che farfalle e piante mostrino pattern di variazione della ricchezza di specie congruenti a causa delle interazioni che coinvolgono erbivoria e impollinazione (Opler e Krizek 1984; Scoble, 1992) e per la loro storia coevolutiva (Ehrlich e Raven, 1964). Nel caso del gradiente altitudinale studiato, farfalle e piante seguono andamenti diversi, perché mentre le farfalle vengono fortemente filtrate dalle condizioni abiotiche, la ricchezza di piante mostra un andamento piuttosto irregolare. Ciò appare in contrasto con il fatto che, in genere, anche le piante tendono ad avere una diminuzione della loro diversità con la quota (vedi Capitolo 2 di questa tesi). Tuttavia, occorre considerare che la nostra analisi è stata limitata alle piante erbacee con fiori, le quali costituiscono una frazione della diversità totale delle piante. Tale frazione è quella sicuramente rilevante per le farfalle, ma potrebbe non essere rappresentativa dell'andamento della diversità floristica complessiva. Infatti, nel nostro studio, sono escluse le piante legnose (normalmente non utilizzate dalle farfalle; Kitahara e Watanabe, 2003; Kitahara et al., 2008; Simonson et al., 2001), le quali costituiscono un arricchimento importante della flora alle quote più basse, così come le Poaceae, un gruppo non utilizzabile dalle farfalle, ma spesso con numeri elevati di specie all'interno delle comunità studiate (Di Biase, oss. pers.).

Il ruolo positivo della diversità delle piante sulla ricchezza di specie di farfalle suggerisce che una maggiore diversità di fiori consenta la presenza di specie che hanno preferenze alimentari diverse, sebbene tale influenza non sia preponderante. In generale, i sistemi di impollinazione naturali sono caratterizzati da fiori tipicamente di grandi dimensioni che mostrano varie strategie per attrarre gli impollinatori offrendo loro il nettare come ricompensa. Tipi di fiori con aspetto e fenologia diversi attirano visitatori diversi, portando all'evoluzione di relazioni mutualistiche e, quindi, ad una sempre maggiore specializzazione delle relazioni, con fiori sempre più specializzati verso certi impollinatori e visitatori sempre più selettivi verso certe piante (Willmer, 2011). È noto che le farfalle visitano le piante da fiore in base alle loro preferenze (Tudor et al., 2004; Hardy et al., 2007; Tiple et al., 2009), e, quindi, la dipendenza delle farfalle dalle diverse piante è variabile. Un calo nella presenza delle loro risorse alimentari preferite (anche se non esclusive) può portare quindi ad una riduzione della diversità, in quanto aumentando il costo della ricerca del cibo può diminuire il successo di foraggiamento e riproduttivo di alcune specie (Benadi, 2015).

Va però osservato che altri fattori potrebbero essere coinvolti nella relazione tra piante e diversità di farfalle lungo il gradiente altimetrico. Una riduzione del numero di specie di farfalle potrebbe essere, almeno in parte, una risposta a cambiamenti nelle comunità vegetali indipendenti dalla ricchezza delle piante nettariifere: tali cambiamenti potrebbero infatti riguardare le specie ospiti (non considerate in questa ricerca) o i *traits* che più influenzano la struttura dei network piante-impollinatori. I cambiamenti nei *traits* non sono solo dovuti alla variazione nella composizione in specie, ma anche a variazioni intraspecifiche che si osservano nelle piante lungo i gradienti altimetrici. A quote elevate, ad esempio, le piante possono

presentare una diminuzione delle dimensioni complessive, periodi di crescita più lunghi, altezza massima più bassa e massa di semi più grande (vedi Capitolo 1 di questa tesi). È stato osservato che alcune piante producono fiori più grandi ad altitudini più elevate, dove le comunità di impollinatori sono dominate da insetti dal corpo più grande, come i bombi e i ditteri della famiglia Bombyliidae (Adedoja et al., 2018); fiori più grandi potrebbero essere più attraente per questi specifici impollinatori e aumentare così le possibilità di impollinazione (Maad et al., 2013). Aspetti di questo tipo dovrebbero essere investigati in futuro.

Il fatto che l'azione della ricchezza delle piante si eserciti (pur in misura relativamente modesta) sulla ricchezza delle farfalle, ma non sulla diversità di Shannon e di Simpson, suggerisce che tale azione riguardi essenzialmente le specie più rare. Ciò potrebbe implicare che solo poche specie rare sono relativamente selettive rispetto alle sorgenti di nettare e che quindi beneficino di una maggiore diversità di fiori, mentre le specie più comuni tenderebbero ad essere generaliste e quindi poco influenzate dalla ricchezza di fiori.

Le analisi condotte sull'abbondanza delle farfalle rafforzano l'idea che questi insetti siano sostanzialmente generalisti rispetto alle fonti di nettare. Pires et al. (2020), in uno studio condotto nella Serra do Espinhaçoha, in Brasile, lungo un gradiente altimetrico esteso dagli 800 ai 1400 m, hanno osservato un declino dell'abbondanza delle farfalle con l'altitudine, mentre nel nostro caso non si osserva alcun pattern regolare e l'altitudine non riveste un ruolo rilevante nello spiegare la ricchezza di specie delle farfalle. Viceversa, la ricchezza di specie di piante è un forte predittore della abbondanza delle farfalle. Questo suggerisce che, almeno nel sistema studiato, le farfalle siano piuttosto generaliste, e che una maggiore varietà di fiori supporta una maggiore abbondanza di individui, ma solo secondariamente una maggiore varietà di specie. Questi risultati, dunque, sono in accordo con la nostra seconda ipotesi, soprattutto se effettivamente la maggiore ricchezza di specie di piante corrisponde ad una maggiore abbondanza, una relazione plausibile ed osservata in altri contesti (Steffan-Dewenter e Tschamntke, 1997; Sutter et al., 2017), ma che richiede conferma nel caso specifico.

Nel complesso, la nostra ricerca indica che parametri abiotici (sussunti dal gradiente altimetrico) e vegetazionali (espressi dalla ricchezza di specie di piante) guidino sinergicamente la struttura delle comunità di farfalle. L'equilibrio tra i due fattori dipende probabilmente dalla scala spaziale e dal grado di specializzazione delle specie di farfalle.

5. Conclusioni

Nel sistema indagato, la diversità delle farfalle tende a diminuire in risposta all'aumento dell'altitudine come conseguenza di un'azione di filtraggio determinata dall'inasprimento delle condizioni ambientali abiotiche. La ricchezza di fonti nettariifere, infatti, non declina con l'altitudine, ma ha un andamento molto irregolare e contribuisce in modo positivo, seppure modesto, alla diversità delle farfalle espressa dalla ricchezza delle specie, il che suggerisce che tale azione positiva si espliciti su un numero limitato di specie rare, mentre il grosso delle comunità di farfalle è costituito da specie verosimilmente generaliste. La diversità delle piante nettariifere esercita invece un ruolo preponderante nella variazione della numerosità delle farfalle, in quanto una maggiore ricchezza di fonti per specie generaliste.

Bibliografia

- Abrahamczyk, S.; Kluge, J.; Gareca, Y.; Reichle, S.; Kessler, M. The influence of climatic seasonality on the diversity of different tropical pollinator groups. *PLoS ONE* **2011**, *6*, 1–9.
- Adedija, O.A.; Kehinde, T.; Samways, M.J. Insect-flower interaction networks vary among endemic pollinator taxa over an elevation gradient. *PLoS ONE* **2018**, *13*, e0207453.
- Balletto, E.; Cassulo, L.-A.; Bonelli, S. An annotated checklist of the Italian butterflies and skippers (Papilionoidea, Hesperioidea). *Zootaxa* **2014**, *3853*, 1–114.
- Bartolucci, F.; Peruzzi, L.; Galasso, G.; Albano, A.; Alessandrini, A.; Ardenghi, N.M.G.; Astuti, G.; Bacchetta, G.; Ballelli, S.; Banfi, E.; et al. An updated checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosyst.* **2018**, *152*, 179–303.
- Bhardwaj, M.; Uniyal, V.P.; Sanyal, A.K.; Singh, A.P. Butterfly communities along an elevational gradient in the Tons valley, Western Himalayas: Implications of rapid assessment for insect conservation. *J. Asia-Pac. Entomol.* **2012**, *15*, 207–217.
- Blair, R.B.; Launer, A.E. Butterfly Diversity and Human Land Use: Species Assemblages along an Urban Gradient. *Biol. Conserv.* **1997**, *80*, 113–25.
- Burghardt, K. T.; Tallamy, D. W.; Gregory Shriver, W. Impact of Native Plants on Bird and Butterfly Biodiversity in Suburban Landscapes. *Conserv. Biol.*, **2009**, *23*, 219–24.
- Carneiro, E.; Mielke, O.H.H.; Casagrande, M.M.; Fiedler, K. Skipper richness (Hesperiidae) along elevational gradients in Brazilian Atlantic Forest. *Neotropical Entomol.* **2014**, *43*, 27–38.
- Chao, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scand. J. Stat.* **1984**, *11*, 265–270.
- Chao, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* **1987**, *43*, 783–791.
- Chao, A. Species estimation and applications. In: *Encyclopedia of Statistical Sciences*; Balakrishnan, N., Read, C.B., Vidakovic, B. Eds. Wiley: New York NY, USA, 2005; 2nd Edition, Vol. 12, p.7907–7916.
- Chao, A.; Lee, S.-M. Estimating the number of classes via sample coverage. *J. Am. Stat. Assoc.* **1992**, *87*, 210–217.
- Chao, A.; Chiu, C.H. Species richness: estimation and comparison. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. **2016** 1–26.
- Chao, A.; Ma, M.-C.; Yang, M.C.K. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. *Biometrics* **1993**, *43*, 783–791.
- Chao, A.; Gotelli, N.J.; Hsieh, T.C.; Sander, E.L.; Ma, K.H.; Colwell, R.K.; Ellison, A.M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* **2014**, *84*, 45–67.
- Chao, A.; Jost, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* **2012**, *93*, 2533–2547.
- Chao, A.; Wang, Y.T.; Jost, L. Entropy and the species accumulation curve: a novel entropy estimator via discovery rates of new species. *Methods Ecol. Evol.*, **2013**, *4*, 1091–1100.
- Chettri, N. Cross-taxon congruence in a trekking corridor of Sikkim Himalayas: Surrogate analysis for conservation planning. *J. Nat. Conserv.* **2010**, *18*, 75–88.
- Chiu, C.H.; Wang, Y.T.; Walther, B.A.; Chao, A. An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified Good–Turing frequency formula. *Biometrics* **2014**, *70*, 671–682.

- Chiu, C.H.; Chao, A. Distance-based functional diversity measures and their decomposition: A framework based on Hill numbers. *PLoS ONE* **2020**, *9*, e100014.
- Clark, P.J.; Reed, J.M., Chew, F.S. Effects of Urbanization on Butterfly Species Richness, Guild Structure, and Rarity. *Urban Ecosyst.* **2007**, *10*, 321–37.
- Clausen, H.D.; Holbeck, H.B.; Reddersen, J. Factors influencing abundance of butterflies and burnet moths in the uncultivated habitats of an organic farm in Denmark. *Biol. Conserv.* **2001**, *98*, 167–178.
- Conti, F.; Bartolucci, F.; Tinti, D.; Manzi, A. *Guida fotografica alle piante del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Compendio della flora vascolare*; Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga: Assergi, Italy, 2018; 934p.
- Courtney, S.P. The ecology of pierid butterflies: dynamics and interactions. *Adv. Ecol. Res.* **1986**, *15*, 51–116.
- Croxton, P.J.; Hann, J.P.; Greatorex-Davies, J.N.; Sparks, T.H. Linear hotspots? The floral and butterfly diversity of green lanes. *Biol. Conserv.* **2005**, *121*, 579–584.
- Ferrer-Paris, J.R.; Sánchez-Mercado, A.; Vilorio, A.L.; Donaldson, J.; Dennis, R.L.H.; Dapporto, L.; Fattorini, S.; Cook, L.M. The generalism–specialism debate: the role of generalists in the life and death of species, *Biol. J. Linn. Soc.* **2011**, *104*, 725–737.
- Dapporto, L.; Menchetti, M.; Vodá, R.; Corbella, C.; Cuvelier, S.; Djemadi, I.; Gascoigne-Pees, M.; Hinojosa, J.C.; Ting Lam, N.; Serracanta, M.; et al. The atlas of mitochondrial genetic diversity for Western Palaearctic butterflies. *Glob. Ecol. Biogeog.* **2022**, *31*, 2184–2190.
- Di Mauro, D.; Dietz, T.; Rockwood, L. Determining the Effect of Urbanization on Generalist Butterfly Species Diversity in Butterfly Gardens. *Urban Ecosyst.* **2007**, *10*, 427–439.
- Dover, J.W.; Sparks, T.H.; Clarke, S.; Gobbett, K.; Glossop, S. Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agric., Ecosyst. Environ.* **2000**, *80*, 227–242.
- Ehrlich, P.R.; Gilbert, L.E. Population structure and dynamics of the tropical butterfly *Heliconius ethilla*. *Biotropica*, **1973**, *5*, 69–82
- Ehrlich, P.R.; Raven, P.H. Butterflies and plants: A study in coevolution. *Evolution* **1964**, *18*, 586–608.
- Erhardt, A. Diurnal Lepidoptera: Sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.* **1985**, *22*, 849–861.
- Feber, R.E.; Smith, H.; Macdonald, D.W. The effects on butterfly abundance of the management of uncropped edges of arable fields. *J. Appl. Ecol.* **1996**, *33*, 1191–1205.
- Ferrer-Paris, J.R.; Sánchez-Mercado, A.; Vilorio, A.L.; Donaldson, J. Congruence, diversity of butterfly host plant associations at higher taxonomic levels. *PLoS ONE* **2013**, *8*, 1–15.
- Fleisman, E; Mac Nally, R.; Murphy, D.D. Relationships among non-native plants, diversity of plants and butterflies, and adequacy of spatial sampling. *Biol. J. Linn. Soc.* **2005**, *85*, 157–166.
- Gilbert, L.E.; Singer M.C. Dispersal and gene flow in a butterfly species. *Am. Nat.* **1973**, *107*, 58–72.
- Grossmueller, D.W. The role of nectar source distribution in habitat use and oviposition by the tiger swallowtail butterfly. *J. Lepid. Soc.* **1987**, *41*, 159–165
- Grytnes, J.A.; McCain, C.M. Elevational trends in biodiversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity*; Levin, S., Ed. Elsevier: Amsterdam, 2007; p. 1–8.
- Gutiérrez, D. Importance of historical factors on species richness and composition of butterfly assemblages (Lepidoptera: Rhopalocera) in a northern Iberian Mountain range. *J. Biogeogr.* **1997**, *24*, 77–88.

- Halbritter, D.A.; Daniels, J.C.; Whitaker, D.C.; Huang, L. Reducing mowing frequency increases floral resource and butterfly (Lepidoptera: Hesperioidea and Papilionoidea) abundance in managed roadside margins. *Florida Entomol.* **2015**, *98*, 1081–1092.
- Han, D.; Zhang, C.; Wang, C.; She, J.; Sun, Z.; Zhao, D.; Bian, Q.; Han, W.; Yin, L.; Sun, R.; Wang, X.; Cheng, H. Differences in Response of Butterfly Diversity and Species Composition in Urban Parks to Land Cover and Local Habitat Variables. *Forests* **2021**, *12*, 140.
- Hardy, P.B.; Dennis, R.L.H. The impact of urban development on butterflies within a city region. *Biodivers. Conserv.* **1999**, *8*, 1261–1279
- Hardy, P.B.; Sparks, T.H.; Isaac, N.J.; Dennis, R.L.H. Specialism for larval and adult consumer resources among British butterflies: implications for conservation. *Biological conservation* **2007**, *138*, 440–452.
- Hawkins, B.A.; Porter, E.E. Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies. *Am. Nat.* **2003**, *161*, 40–49.
- Hoiss, B.; Krauss, J.; Steffan-Dewenter, I. Interactive effects of elevation, species richness and extreme climatic events on plant–pollinator networks. *Glob. Chang. Biol.* **2015**, *21*, 4086–4097.
- Holl, K.D. Nectar resources and their influence on butterfly communities on reclaimed coal surface mines. *Restor. Ecol.* **1995**, *3*, 76–85.
- Holl, K.D. The effect of coal surface mine reclamation on diurnal lepidopteran conservation. *J. Appl. Ecol.* **1996**, *33*, 225–236.
- Illán, J.G.; Gutiérrez, D.; Wilson, R.J. Fine-scale determinants of butterfly species richness and composition in a mountain region. *J. Biogeogr.* **2010**, *37*, 1706–1720.
- Keren, I.; Malkinson, D.; Dorman, M.; Balaban, A.; Kutiel, P.B. The relationship between plant and butterfly richness and composition and socioecological drivers in five adjacent cities along the Mediterranean Coast of Israel. *J. Urban Ecol.* **2022**, *8*, juac001.
- Kitahara, M.; Watanabe, M. Diversity and rarity hotspots and conservation of butterfly communities in and around the Aokigahara woodland of Mount Fuji, central Japan. *Ecol. Res.* **2003**, *18*, 503–522.
- Kitahara, M.; Yumoto, M.; Kobayashi, T. Relationship of butterfly diversity with nectar plant species richness in and around the Aokigahara primary woodland of Mount Fuji, central Japan. *Biodivers. Conserv.* **2008**, *17*, 2713–2734.
- Kremen, C. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecol. Appl.* **1992**, *2*, 203–217.
- Lara-Romero, C.; Seguí, J.; Pérez-Delgado, A.; Nogales, M.; Traveset, A. Beta diversity and specialization in plant–pollinator networks along an elevational gradient. *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1598–1610.
- Lee, S.-M.; Chao, A. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* **1994**, *50*, 88–97.
- Lepš, J.; Spitzer, K. Ecological determinants of butterfly communities (Lepidoptera, Papilionidae) in the Tam Dao Mountains, Vietnam. *Acta Entomol. Bohemoslov.* **1990**, *87*, 182–194.
- Levanoni, O.; Levin, N.; Pe'er, G.; Turbé, A.; Kark, S. Can we predict butterfly diversity along an elevation gradient from space? *Ecography* **2011**, *34*, 372–383.
- Loertscher, M.; Erhardt, A.; Zettel, J. Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: The role of nectar sources. *Ecography* **1995**, *18*, 15–26.

- Luppi, M.; Dondina, O.; Orioli, V.; Bani, L. Local and landscape drivers of butterfly richness and abundance in a human-dominated area. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2018**, *254*, 138–148.
- Maad, J.; Armbruster, W.S.; Fenster, C.B. Floral size variation in *Campanula rotundifolia* (Campanulaceae) along altitudinal gradients: Patterns and possible selective mechanisms. *Nord. J. Bot.* **2013**, *31*, 361–371.
- Maccherini, S.; Bacaro, G.; Favilli, L.; Piazzini, S.; Santi, E.; Marignani, M. Congruence among vascular plants and butterflies in the evaluation of grassland restoration success. *Acta Oecol.* **2009**, *35*, 311–317.
- Martellos, S.; Bartolucci, F.; Conti, F.; Galasso, G.; Moro, A.; Pennesi, R.; Peruzzi, L.; Pittao, E.; Nimis, P.L. FlorItaly – the portal to the Flora of Italy. *PhytoKeys* **2020**, *156*: 55–71.
- Matteson, K.C.; Langellotto, G.A. Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosyst.* **2010**, *13*, 333–347.
- McCain, C.M.; Grytnes, J.A. Elevational gradients in species richness. In: *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. Wiley: Chichester, UK, 2010.
- Molina, J.M.; Palma, J.M. Butterfly diversity and rarity within selected habitats of western Andalusia, Spain (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea). *Nota Lepidopterol.* **1996**, *78*, 267–280.
- Munguira, M.L.; Thomas, J.A. Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *J. Appl. Ecol.* **1992**, *29*, 316–329.
- Murphy, D.D. Nectar sources as constraints on the distribution of egg masses by the checkerspot butterfly, *Euphydryas chalcedona* (Lepidoptera: Nympharidae). *Environ. Entomol.* **1983**, *12*, 463–466.
- Opler, P.A.; Krizek, G.O. *Butterflies East of the Great Plains*. John Hopkins University Press: Baltimore, Maryland, 1984.
- Parmesan, C. Climate and species range. *Nature* **1996**, *382*, 765–766.
- Peres-Neto, P.R.; Legendre, P.; Dray, S.; Borcard, D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* **2006**, *87*, 2614–2625.
- Pires, A.C.V.; Barbosa, M.; Beiroz, W.; Beirão, M.V.; Marini-Fiho, O.J.; Duarte, M.; Mielke, O.H.H.; Ladeira, F.A.; Nunes, Y.R.F.; Negreiros, D.; Fernandes, G.W. *An. Acad. Bras. Cienc.* **2020**, *92*, e20190058.
- Pollard, E.; Yates, T.J. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman and Hall: London, UK, 1993.
- Pollard, E. A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biol. Conserv.* **1977**, *12*, 115–134.
- Portal to the Flora of Italy. Portale della Flora d'Italia/Portal to the Flora of Italy. 2021.2. Disponibile online: <http://dryades.units.it/floritaly/>.
- Pryke, S.R.; Samways, M.J. Quality of remnant indigenous grassland linkages for adult butterflies (Lepidoptera) in an afforested African landscape. *Biodivers. Conserv.* **2003**, *12*, 1985–2004.
- Pywell, R.F.; Warman, E.A.; Sparks, T.H.; Greatorex-Davies, J.N.; Walker, K.J.; Meek, W.R.; Carvell, C.; Petit, S.; Firbank, L.G. Assessing habitat quality for butterflies on intensively managed arable farmland. *Biol. Conserv.* **2004**, *118*, 313–325.
- Ramos-Jiliberto, R.; Domínguez, D.; Espinoza, C.; Lopez, G.; Valdovinos, F.S.; Bustamante, R.O.; Medel, R. Topological change of Andean plant–pollinator networks along an altitudinal gradient. *Ecol. Complex.* **2010**, *7*, 86–90.
- Ries, L.; Debinski, D.M.; Wieland, M.L. Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conserv. Biol.* **2001**, *15*, 401–411.

- Roswell, M.; Dushoff, J.; Winfree, R. A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos* **2021**, *130*, 321–338.
- Scoble, M.J. *The Lepidoptera: Form, Function and Diversity*. Oxford University Press: New York, NY, USA, 1992.
- Shreeve, T.G. (1992) Adult behaviour. In: *The ecology of butterflies in Britain*; Dennis, R.L.H., Ed. Oxford University Press: Oxford, UK.
- Simonson, S.E.; Opler, P.A.; Stohlgren, T.J.; Chong, G.W. Rapid assessment of butterfly diversity in a montane landscape. *Biodivers. Conserv.* **2001**, *10*, 1369–1386.
- Soga, M.; Koike, S. Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecol. Res.* **2012**, *27*, 265–271.
- Sparks, T.H.; Parish, T. Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey Fens, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conserv.* **1995**, *73*, 221–227.
- Spitzer, K.; Jaros, J.; Havelka, J.; Lepš, J. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biol. Conserv.* **1997**, *80*, 9–15.
- Stefanescu, C.; Herrando, S.; Páramo, F. Butterfly species richness in the northwest Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *J. Biogeogr.* **2004**, *31*, 905–915.
- Steffan-Dewenter, I.; Tschardt, T. Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* **1997**, *109*, 294–302.
- Sutter, L.; Jeanneret, P.; Bartual, A.M.; Bocci, G.; Albrecht, M. Enhancing plant diversity in agricultural landscapes promotes both rare bees and dominant crop-pollinating bees through complementary increase in key floral resources. *J. Appl. Ecol.* **2017**, *54*, 1856–1864.
- Swarnali, M.; Rudra, D.P.; Soumyajit, B.; Pathiba, B.; Goutam, S.K.; Gautam, A. (). Correspondence of butterfly and host plant diversity: Foundation for habitat restoration and conservation. *Eur. J. Ecol.* **2019**, *5*, 49–66
- Thomas, C.D.; Malorie, H.C. Rarity, species richness, and conservation: Butterflies of the Atlas Mountains in Morocco. *Biol. Conserv.* **1985**, *33*, 95–117.
- Tiple, A.D.; Khurad, A.M.; Dennis, R.L.H. Butterfly larval host plant use in a tropical urban context: Life history associations, herbivory, and landscape factors. *J. Insect Sci.* **2011**, *11*, 65.
- Tudor, O.; Dennis, R.L.H.; Greatorex-Davies, J.N.; Sparks, T.H. Flower preferences of woodland butterflies in the UK: nectaring specialists are species of conservation concern. *Biol. Conserv.*, **2004**, *119*, 397–403
- Willmer, P. *Pollination and floral ecology*. Princeton University Press: Princeton, USA, 2011.
- Wood, P.A.; Samways, M.J. Landscape element pattern and continuity of butterfly flight paths in an ecologically landscaped botanic garden, Natal, South Africa. *Biol. Conserv.* **1992**, *58*, 149–166.
- Yamamoto, N.; Yokoyama, J.; Kawata, M. Relative resource abundance explains butterfly biodiversity in island communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* **2007**, *104*, 10524–10529.

Materiali supplementari

Tabella S1. Numero di individui di ciascuna specie di farfalla registrati in 10 transetti di 500 m collocati lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo, Italia centrale) nel corso di cinque visite.

Specie	1450 m	1550 m	1650 m	1750 m	1850 m	1950 m	2050 m	2150 m	2250 m	2350 m
<i>Aglais io</i>	0	0	1	2	1	2	0	0	1	0
<i>Aglais urticae</i>	0	4	0	1	21	2	12	19	25	126
<i>Anthocharis cardamines</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Anthocharis euphenoides</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Argynnis pandora</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aricia agestis</i>	4	38	7	1	0	0	0	0	0	2
<i>Boloria pales</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83
<i>Brenthis daphne</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brenthis hecate</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brintesia circe</i>	30	2	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callophrys rubi</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chazara briseis</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coenonympha glycerion</i>	41	7	11	21	17	10	0	0	2	0
<i>Coenonympha pamphilus</i>	9	11	29	4	31	0	1	4	0	0
<i>Colias alfacariensis</i>	12	39	7	8	7	0	0	1	1	0
<i>Colias crocea</i>	16	35	13	14	18	21	9	1	6	2
<i>Cupido minimus</i>	0	7	2	2	8	3	1	0	6	0
<i>Cupido osiris</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyaniris semiargus</i>	8	7	14	5	26	0	1	0	0	0
<i>Erebia albergana</i>	9	0	5	6	11	0	1	0	0	0
<i>Erebia cassioides</i>	0	0	11	0	1	4	54	150	43	52
<i>Erebia ephron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	19
<i>Erebia gorge</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
<i>Erebia montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Erebia neoridas</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Erebia pluto</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Eumedonia eumedon</i>	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphydryas aurinia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fabriciana adippe</i>	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glaucopsyche alexis</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gonepteryx rhamni</i>	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Hesperia comma</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hipparchia semele</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Iphiclides podalirius</i>	5	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Issoria lathonia</i>	0	0	1	0	5	0	1	2	0	9
<i>Lasiommata maera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lasiommata megera</i>	0	1	0	0	2	1	1	0	0	0
<i>Lycaena alciphron</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycaena hippothoe</i>	9	0	16	5	17	0	2	0	7	5
<i>Lycaena phleas</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lycaena virgaureae</i>	7	4	8	5	4	0	0	0	0	0
<i>Lysandra bellargus</i>	5	0	0	1	4	5	0	0	0	0
<i>Lysandra coridon</i>	21	22	18	15	25	0	1	4	7	3
<i>Maniola jurtina</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanargia galathea</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanargia russiae</i>	24	87	37	1	0	0	0	0	0	8
<i>Melitaea celadussa</i>	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Melitaea cinxia</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Melitaea varia</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nymphalis antiopa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ochlodes sylvanus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Papilio machaon</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pararge aegeria</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parnassius apollo</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pieris brassicae</i>	16	13	10	9	3	3	0	2	7	1
<i>Pieris napi</i>	1	2	4	0	2	0	0	4	0	0
<i>Pieris rapae</i>	8	7	9	6	9	3	6	0	2	0
<i>Plebejus argus</i>	7	129	14	7	6	4	1	1	0	0
<i>Plebejus argyrognomon</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Polygonia c-album</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Polyommatus amandus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polyommatus dorylas</i>	4	15	6	0	19	9	6	0	2	4
<i>Polyommatus eros</i>	3	6	1	0	8	2	10	6	11	7
<i>Polyommatus icarus</i>	5	22	6	3	10	3	1	0	0	0
<i>Polyommatus thersites</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pontia edusa</i>	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0
<i>Pyrgus carthami</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrgus malvoides</i>	0	2	1	2	7	0	0	0	0	0
<i>Pyrgus onopordi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrgus serratulae</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Satyrus ferula</i>	2	1	0	1	0	0	1	5	4	5
<i>Spialia sertorius</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Thymelicus acteon</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymelicus lineola</i>	3	0	3	2	3	0	0	0	0	0
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vanessa atalanta</i>	3	4	7	0	1	0	0	0	0	2
<i>Vanessa cardui</i>	7	25	14	8	9	4	5	1	11	13
Totale	355	515	267	137	281	80	114	206	141	378

Tabella S2. Numero di volte in cui ciascuna specie di pianta è stata registrata in 10 transetti di 500 m collocati lungo un gradiente altimetrico (Campo Imperatore, Gran Sasso, Abruzzo, Italia centrale) nel corso di nove visite.

Specie	1450 m	1550 m	1650 m	1750 m	1850 m	1950 m	2050 m	2150 m	2250 m	2350 m
<i>Achillea barrelieri</i> subsp. <i>barrelieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Achillea collina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Achillea setacea</i>	2	3	3	2	1	1	3	1	0	0
<i>Achillea tenorei</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Alchemilla colorata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Alchemilla</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Allium sphaerocephalum</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Androsace villosa</i>	0	2	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Androsace vitaliana</i> subsp. <i>praetutiana</i>	0	0	1	1	1	2	2	0	1	2
<i>Anemonastrum narcissiflorum</i> subsp. <i>narcissiflorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Anemonoides ranunculoides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthemis cretica</i> subsp. <i>columnae</i>	0	1	1	0	0	1	2	2	1	1
<i>Anthyllis montana</i> subsp. <i>jacquinii</i>	0	1	0	0	0	1	1	2	1	2
<i>Anthyllis vulneraria</i> subsp. <i>nana</i>	0	5	2	2	1	2	2	1	1	3
<i>Arabis collina</i> subsp. <i>collina</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Armeria gracilis</i> subsp. <i>gracilis</i>	2	2	1	2	1	0	1	2	0	4
<i>Aster alpinus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2
Asteraceae gen. sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Astragalus australis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Astragalus sempervirens</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Barbarea bracteosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bellis perennis</i>	2	0	2	2	1	2	1	0	0	2
<i>Biscutella laevigata</i>	0	0	0	1	0	0	1	2	4	0
<i>Brassica gravinae</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Bunium bulbocastanum</i>	2	1	1	1	2	0	0	0	0	0
<i>Bupleurum falcatum</i> subsp. <i>cernuum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula apennina</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula cochlearifolia</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Campanula glomerata</i>	1	3	2	0	0	1	0	0	0	1
<i>Campanula rapunculus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula scheuchzeri</i> subsp. <i>scheuchzeri</i>	0	2	2	2	2	0	1	1	1	2
<i>Carduus affinis</i> subsp. <i>affinis</i>	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Carduus chrysacanthus</i>	0	1	1	2	1	1	1	0	2	1
<i>Carduus defloratus</i> subsp. <i>carlinifolius</i>	2	0	2	3	2	3	3	0	2	1
<i>Carlina acaulis</i> subsp. <i>caulescens</i>	0	1	2	2	1	2	2	2	2	0
<i>Carum carvifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Centaurea ambigua</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centaurea ceratophylla</i> subsp. <i>ceratophylla</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centaureum erythraea</i> subsp. <i>erythraea</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Centaurea jacea</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

<i>Centaurea triumfettii</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	2	1
<i>Cerastium arvense</i> subsp. <i>suffruticosum</i>	1	1	1	1	2	2	1	1	1	0
<i>Cerastium thomasii</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Cerastium tomentosum</i>	0	0	0	0	1	0	2	1	2	1
<i>Cirsium</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cirsium acaulon</i> subsp. <i>acaulon</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cirsium lobelii</i>	2	1	2	1	0	1	2	2	1	0
<i>Cirsium tenoreanum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i> subsp. <i>vulgare</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Colchicum alpinum</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conium maculatum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corydalis densiflora</i> subsp. <i>apennina</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Crocus neapolitanus</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Cruciata laevipes</i>	4	3	3	3	2	0	0	0	0	0
<i>Cuscuta</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynanchica pyrenaica</i>	0	3	1	1	2	2	1	2	2	1
<i>Cynoglossum magellense</i>	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1
<i>Dianthus brachycalyx</i>	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2
<i>Dianthus carthusianorum</i> subsp. <i>tenorei</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dianthus deltooides</i> subsp. <i>deltooides</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dianthus hyssopifolius</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Digitalis ferruginea</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Digitalis micrantha</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Doronicum columnae</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	0	2
<i>Draba aizoides</i> subsp. <i>aizoides</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Draba verna</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Edraianthus graminifolius</i> subsp. <i>graminifolius</i>	0	1	0	0	1	2	1	1	1	2
<i>Erigeron epiroticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Erodium alpinum</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erysimum pseudorhaeticum</i>	1	1	1	1	0	1	0	1	2	2
<i>Euphorbia cyparissias</i>	4	3	3	4	3	4	3	1	0	0
<i>Euphrasia salisburgensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphrasia</i> sp.	1	1	2	1	1	0	0	1	1	0
<i>Ficaria verna</i> subsp. <i>calthifolia</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Gagea fragifera</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Galium anisophyllum</i>	0	0	1	1	1	2	0	1	0	2
<i>Galium corrudifolium</i>	0	2	1	1	0	0	2	2	1	1
<i>Galium magellense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2
<i>Galium verum</i> subsp. <i>verum</i>	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0
<i>Gentiana cruciata</i> subsp. <i>cruciata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gentiana dinarica</i>	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1
<i>Gentiana lutea</i> subsp. <i>lutea</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gentiana nivalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gentiana verna</i> subsp. <i>verna</i>	1	1	2	0	2	1	1	1	0	2
<i>Gentianella columnae</i>	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1
<i>Geranium pyrenaicum</i> subsp. <i>pyrenaicum</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0

<i>Geum urbanum</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Globularia meridionalis</i>	0	3	1	1	1	1	2	1	2	2
<i>Omalotheca sylvatica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnadenia conopsea</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Helianthemum nummularium</i>	0	2	2	0	2	0	0	2	2	1
<i>Helianthemum oelandicum</i>	0	1	1	0	2	1	0	2	2	3
<i>Heracleum orsinii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Hieracium amplexicaule</i> subsp. <i>berardianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hippocrepis comosa</i>	1	3	4	1	2	1	1	2	1	2
<i>Hypericum montanum</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hypericum perforatum</i> subsp. <i>perforatum</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypericum richeri</i> subsp. <i>richeri</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hypochaeris cretensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	3
<i>Iberis saxatilis</i> subsp. <i>saxatilis</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pentanema montanum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Klasea nudicaulis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knautia calycina</i>	2	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Lamium garganicum</i> subsp. <i>longiflorum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Leontodon crispus</i>	0	3	0	0	1	0	0	0	2	1
<i>Leontodon</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum adustum</i>	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum pallens</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum tridactylites</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Linaria purpurea</i>	0	0	0	0	0	1	2	1	0	2
<i>Lotus corniculatus</i>	3	4	1	3	1	1	1	0	0	0
<i>Matthiola fruticulosa</i> subsp. <i>fruticulosa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago lupulina</i>	0	2	0	1	2	2	1	0	0	0
<i>Muscari neglectum</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myositis grauii</i>	0	1	2	1	2	1	1	1	0	2
<i>Narcissus poëticus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neotinea ustulata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nepeta nuda</i> subsp. <i>nuda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ononis cristata</i> subsp. <i>apennina</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orchis militaris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ornithogalum orthophyllum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxytropis campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2
<i>Oxytropis pilosa</i> subsp. <i>caputoi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Papaver alpinum</i> subsp. <i>alpinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	2	2
<i>Paronychia kapela</i> subsp. <i>kapela</i>	0	2	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>Pedicularis elegans</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2
<i>Pedicularis verticillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Bistorta vivipara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Petrosedum montanum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Petrosedum rupestre</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phyteuma orbiculare</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Pilosella officinarum</i>	0	2	3	2	3	1	3	1	1	1
<i>Pimpinella tragiium</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Plantago atrata</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Plantago argentea</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago holosteum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago major</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago media</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polygala alpestris</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Polygala major</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Polygala nicaeensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla crantzii</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Potentilla erecta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla recta</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla reptans</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla rigoana</i>	1	1	2	1	0	0	1	1	0	1
<i>Primula auricula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pulsatilla alpina</i> subsp. <i>millefoliata</i>	0	0	0	1	0	1	1	1	2	1
<i>Ranunculus acris</i> subsp. <i>acris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ranunculus brevifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ranunculus breyninus</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Ranunculus</i> gr. <i>montanus</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	1	2
<i>Ranunculus marsicus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ranunculus millefoliatus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinanthus wettsteinii</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Rhinanthus minor</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Robertia taraxacoides</i>	0	0	0	0	1	1	0	2	2	3
<i>Sabulina verna</i> subsp. <i>verna</i>	1	1	2	2	1	2	2	2	2	3
<i>Saxifraga callosa</i> subsp. <i>callosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Saxifraga granulata</i> subsp. <i>granulata</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saxifraga paniculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Scabiosa columbaria</i> subsp. <i>portae</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1
<i>Scilla bifolia</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Sedum acre</i>	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Sedum atratum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Sedum sexangulare</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sempervivum arachnoideum</i>	0	0	0	0	0	1	2	1	0	1
<i>Senecio doronicum</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Senecio scopolii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1
<i>Senecio squalidus</i> subsp. <i>rupestris</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	2	4
<i>Silene acaulis</i> subsp. <i>bryoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Stachys tymphaea</i>	0	3	3	3	2	1	1	1	0	0
<i>Taraxacum apenninum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Taraxacum</i> sp.	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Palustria</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymus moesiacus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymus praecox</i> subsp. <i>polytrichus</i>	1	2	2	1	2	2	3	2	2	2
<i>Thymus zygyformis</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0


<i>Tolpis staticifolia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium campestre</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium montanum</i> subsp. <i>rupestre</i>	0	0	1	1	1	0	1	2	0	0
<i>Trifolium noricum</i> subsp. <i>praetutianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	3	2	3	3	2	1	2	0	0	2
<i>Trinia dalechampii</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	0	3
<i>Valeriana montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Valeriana tuberosa</i>	0	1	1	0	1	0	0	1	0	1
<i>Verbascum</i> cfr. <i>mallophorum</i>	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verbascum longifolium</i>	0	1	2	2	2	0	3	0	0	0
<i>Veronica officinalis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica orsiniana</i>	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Viola eugeniae</i> subsp. <i>eugeniae</i>	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
<i>Ziziphora granatensis</i> subsp. <i>granatensis</i>	1	1	4	2	1	1	2	0	1	2

Capitolo 6

Gli orti botanici come giardini delle farfalle: prospettive da un progetto pilota sviluppato nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (Italia Centrale)

I contenuti di questo capitolo sono stati pubblicati in:

Fattorini, S.; Mantoni, C.; Dapporto, L.; Davini, G.; Di Biase, L. Using Botanical Gardens as Butterfly Gardens: Insights from a Pilot Project in the Gran Sasso and Monti della Laga National Park (Italy). *Conservation* **2023**, *3*, 109-126. <https://doi.org/10.3390/conservation3010010>




Submit to this Journal

Review for this Journal

Edit a Special Issue

Article Menu

Academic Editor

 Antoni Margalida

Subscribe SciFeed

Related Info Link

More by Authors Links






Article Views 867

Table of Contents

- Abstract
- Introduction
- Characteristics of the Selected Site
- The Butterfly Community of the Garden
- Actions Performed and Planned
- Conclusions and Perspectives
- Author Contributions

Open Access Perspective

Using Botanical Gardens as Butterfly Gardens: Insights from a Pilot Project in the Gran Sasso and Monti Della Laga National Park (Italy)

by  Simone Fattorini ^{1,*}  Cristina Mantoni ¹  Leonardo Dapporto ^{2,*}  Giorgio Davini ³ and  Letizia Di Biase ¹

¹ Department of Life, Health and Environmental Sciences, University of L'Aquila, Via Vetoio, 67100 L'Aquila, Italy
² Department of Biology, University of Florence, Via Madonna del Piano 6, 50019 Sesto Fiorentino, Firenze, Italy
³ Ufficio Sviluppo Territoriale, Area Valorizzazione Economica e Sociale, Via del Convento snc, 67010 Assergi, L'Aquila, Italy

* Authors to whom correspondence should be addressed.

Conservation **2023**, *3*(1), 109-126; <https://doi.org/10.3390/conservation3010010>

Received: 21 December 2022 / Revised: 2 February 2023 / Accepted: 3 February 2023 / Published: 8 February 2023

Download Browse Figures Versions Notes

Abstract

Butterfly gardens are green spaces designed as places where butterflies can feed, mate, and rest. Here, we present some perspectives on the possible use of botanical gardens in natural areas as butterfly gardens to promote insect conservation through science dissemination and citizen science activities. We explored this possibility with a project developed in the Botanical Garden of the Gran Sasso and Monti della Laga National Park (Italy). We found an extremely high butterfly richness as a result of favorable conditions which can be common in botanical gardens. To promote awareness of insect conservation in the general public and citizen science activities, we have installed within the garden several posters illustrating the butterfly fauna of the park, the species that visitors can easily observe, and the importance of butterfly conservation. Using this case study, we provided reflections and guidelines for the realization and management of butterfly gardens in already existing botanical gardens, especially in natural areas. The realization of butterfly gardens in protected areas to promote awareness of insect conservation, as well as to perform scientific research (namely insect monitoring), may help to ensure that insects will exert a pivotal role in expanding the global network of protected areas under the Post-2020 Global Biodiversity Framework.

Keywords: butterfly monitoring; insect conservation; habitat; insects; Lepidoptera; protected areas; reserves

1. Introduzione

Il massiccio intervento umano sull'ambiente sta portando a una diminuzione della diversità biologica a livello tassonomico, funzionale e filogenetico (MEA, 2005; Borges et al., 2020). Gli artropodi, il gruppo di animali più ricco di specie e più diffuso in tutti gli ambienti terrestri, stanno vivendo un periodo di declino rapido e senza precedenti (Cardoso et al., 2019, 2020; Habel et al., 2021; Harvey et al., 2020; Samways et al., 2020; Wagner et al., 2021; Tsafack et al., 2021). Poiché gli insetti costituiscono la più grande classe di artropodi (che, secondo le stime più recenti, comprende almeno 5,5 milioni di specie, di cui solo un quinto è stato descritto; Stork, 2018), non sorprende che almeno la metà delle specie considerate sull'orlo dell'estinzione nei prossimi decenni sia costituita da insetti (IPBES, 2019). Tuttavia, lo stato di conservazione della maggior parte delle specie di insetti non ci è noto, e questo semplicemente perché esse non sono state ancora descritte (Cardoso et al., 2020; Harvey et al., 2020; Samways et al., 2020); probabilmente, molte specie di insetti si sono estinte ancor prima di essere scoperte (Dunn, 2005). L'incompletezza della conoscenza tassonomica è nota come deficit linneiano (*Linnean shortfall*) (Lomolino, 2004; Whittaker et al., 2005; Possingham et al., 2007; Lomolino et al., 2010;) e, sebbene riguardi in varia misura un po' tutti i gruppi biologici, sembra rappresentare un ostacolo particolarmente importante nella conservazione degli insetti (Cardoso et al., 2011).

Il deficit linneiano deriva non solo dalle ovvie difficoltà nello stimare le informazioni derivanti degli inventari tassonomici già completi per un numero così grande di specie, ma anche dall'intrinseca complessità nell'identificazione delle specie di insetti, dal momento che molte di esse sono riconoscibili solo attraverso sottili differenze morfologiche, che richiedono competenze tassonomiche avanzate per poter essere apprezzate (Weeks et al., 1997; Arbuckle et al., 2001; Martineau, 2017; Valan et al., 2019). Le difficoltà nell'identificazione degli insetti comportano una conseguente mancanza dei dati necessari per stabilirne lo stato di conservazionistiche delle specie. La IUCN (2022) ha valutato lo stato di conservazione di 12161 specie note di insetti, ma per 3121 di esse vi è una importante carenza di dati e sono state quindi classificate come *data deficient* (DD) (IUCN, 2022), il che significa che non vi sono informazioni sufficienti per determinare il loro rischio di estinzione. Inoltre, vi è una certa tendenza a concentrarsi su gruppi già ben conosciuti, mentre altri taxa vengono spesso ignorati perché mancano le competenze tassonomiche essenziali per affrontare il loro studio, un problema che può essere solo parzialmente aggirato attraverso l'uso di nuove tecnologie, quali la *computer vision*, l'*acoustic monitoring*, il *radar*, e metodi molecolari rapidi (Van Klink et al., 2022).

Un altro importante ostacolo nella conservazione degli insetti è rappresentato dalla carenza di informazioni riguardo la loro distribuzione geografica, il cosiddetto deficit wallaceano (*Wallacean shortfall*) (Lomolino, 2004; Whittaker, 2005): della maggior parte delle specie di insetti, infatti, non è infatti adeguatamente nota la distribuzione spaziale, la cui conoscenza è essenziale per valutare le loro priorità di conservazione e per l'attuazione di adeguati interventi conservazionistici (Bini et al., 2006; Brito, 2010). Oltre ai deficit linneano e wallaceano, molti altri impedimenti affliggono la ricerca sugli insetti, che vanno dalla mancanza di dati sulla dimensione e sulla dinamica delle popolazioni, a quella sulle preferenze ecologiche delle specie (Cardoso et al., 2011; Hortal et al., 2015), il che si traduce nella mancanza di dati necessari per gli interventi di conservazione, e in una carenza di finanziamenti destinati ai progetti di ricerca in questo ambito. La mancanza di ricerca porta inevitabilmente a un'ulteriore mancanza di dati, generando così un circolo vizioso (Sanderson et al., 2021).

La conservazione degli artropodi è anche afflitta da problemi sociali e culturali, poiché la maggior parte delle persone tende ad avere una scarsa simpatia per gli insetti e taxa affini. Nella cultura occidentale, gran parte degli insetti è infatti percepita come fastidiosa o nociva, ed è

spesso associata a sensazioni spiacevoli, quali disgusto, panico e paura (Barua et al., 2012; Lorenz et al., 2014; Govorushko, 2018; Sumner et al., 2018). Non stupisce, quindi, che la maggior parte delle persone non sia consapevole del ruolo cruciale che gli insetti svolgono nel mantenimento degli ecosistemi, e non comprende l'importanza del finanziamento di campagne per la salvaguardia di invertebrati normalmente considerati "non carismatici". Tutto ciò può spiegare perché ciascuna specie di artropodi riceve, per la sua conservazione, finanziamenti mille volte inferiori rispetto a quelli destinati ai mammiferi (Cardoso et al., 2011). Sebbene le cosiddette "specie bandiera", spesso utilizzate per promuovere la conservazione, continuino a essere tipicamente rappresentate dai grandi mammiferi terrestri (come ad esempio i grandi predatori, l'elefante africano *Loxodonta africana* (Blumenbach, 1797), o il panda gigante *Ailuropoda melanoleuca* David, 1869 (Bowen-Jones e Entwistle, 2002; Clucas et al., 2008)), negli ultimi tempi anni il paradigma sta però cambiando, e vi è un crescente interesse nella possibile selezione di altri animali, tra cui gli insetti, nel ruolo di specie bandiera.

A questo proposito, le farfalle (Lepidoptera, Papilionoidea) potrebbero essere le candidate ideali per il ruolo di specie bandiera tra gli invertebrati, diventando le principali ambasciatrici della conservazione degli artropodi (Preston et al., 2021). I sentimenti negativi comuni nei confronti degli insetti trovano, nelle farfalle, una notevole eccezione, perché sono più spesso percepite come creature innocue, utili e graziose (Berenbaum, 2008; Vane-Wright, 2008; Oberhauser e Guiney, 2009; Sumner et al., 2018). Le sensazioni comunemente associate alle farfalle sono, in effetti, tanto diverse rispetto a quelle suscitate da altri insetti, che molte persone hanno persino difficoltà ad accettare che facciano parte della stessa classe di animali. L'atteggiamento positivo del grande pubblico nei confronti delle farfalle, principalmente associato alla loro percezione estetica (Kakehashi et al., 2020), può rendere questi insetti un utile grimaldello per scardinare i preconcetti negativi nei confronti degli insetti. Grazie al ruolo particolarmente positivo che rivestono nelle culture più diverse (Smart, 1977; Nazari, 2014; Kritsky e Smith, 2018), le farfalle possono essere considerate, quindi, uno dei gruppi di insetti più utili per promuovere la sensibilità e la consapevolezza nei confronti dell'importante peso che gli insetti hanno negli ecosistemi, e di conseguenza nei confronti della loro conservazione. La cosiddetta "apocalisse degli insetti" (Hallmann et al., 2017), ha finalmente attirato l'attenzione dei media, e l'interesse generale verso la conservazione degli insetti, così come l'importanza che gli insetti hanno anche per il nostro stesso benessere, sta rapidamente aumentando (Cardoso et al., 2020).

Gli impollinatori rappresentano uno dei gruppi più attraenti per il grande pubblico, a causa soprattutto delle implicazioni sulla nostra vita quotidiana dei servizi ecosistemici che essi forniscono agli esseri umani. In particolare, le farfalle, combinando il loro eccezionale *appeal* estetico con un ruolo ecologico facilmente comprensibile in quanto impollinatori, possono rappresentare eccellenti organismi modello per coinvolgere le persone nella conservazione degli insetti. Il caso delle farfalle monarca (*Danaus plexippus* (Linné, 1758)) negli USA ben esemplifica come le farfalle possano sensibilizzare l'opinione comune nei confronti degli insetti (e assurgere con successo al ruolo di specie bandiera). La farfalla monarca è una specie molto vistosa e, grazie al suo vasto areale, è conosciuta in quasi tutto il Nord America. Inoltre, le spettacolari migrazioni di massa compiute da questa farfalla ne accrescono il fascino, attirando, nelle zone di svernamento e di migrazione, anche molti ecoturisti (Preston et al, 2021). A renderla ulteriormente interessante, contribuisce la sua associazione con le piante velenose del genere *Asclepias* (Apocynaceae), un caso esemplare di corsa evolutiva agli armamenti (Agrawal, 2017). Tutte queste caratteristiche hanno contribuito allo sviluppo di programmi di *citizen science* per il monitoraggio e la salvaguardia di questa farfalla e, sebbene le specie di farfalle che mostrano comportamenti migratori siano quasi 600 (Chowdhury et al., 2021), la monarca rimane il caso più noto, e sicuramente la specie più iconica nella conservazione degli insetti (Urquhart e Urquhart, 1976; Gustafsson et al., 2015).

L'esempio della farfalla monarca dimostra il ruolo che le farfalle possono assumere nei programmi di conservazione biologica anche attraverso il coinvolgimento del pubblico in attività e programmi scientificamente fondati (Gustafsson et al., 2015). Esempi come quello della farfalla monarca hanno portato a un crescente interesse da parte dei conservazionisti nella ricerca delle caratteristiche estetiche degli insetti che vengono percepite positivamente dalle persone, allo scopo individuare le specie più adatte ad essere utilizzate come specie bandiera (Barua et al., 2012; Kakehashi, 2020; Habel et al., 2021; Van Tongeren et al., 2022).

Il coinvolgimento delle persone è essenziale per organizzare programmi di conservazione realmente efficaci, ragion per cui la scelta delle specie da utilizzare come ambasciatrici necessita un'attenta valutazione. A tal fine, è importante sottolineare che gli atteggiamenti delle persone possono essere molto diversificati, anche nei confronti della stessa specie, a seconda dei gruppi sociali (ad esempio, possono esserci differenze tra le persone residenti in una data area e i turisti, e un'efficace specie bandiera dovrebbe essere ben accolta da entrambe le categorie) (Barua et al., 2012).

L'esperienza della farfalla monarca dimostra anche che il grande pubblico può essere pienamente e attivamente coinvolto nella ricerca scientifica. L'istituzione di spazi dedicati all'osservazione della natura, come i giardini delle farfalle (*butterfly gardens*), può essere estremamente utile a questo scopo. I giardini delle farfalle si differenziano da altri spazi verdi artificiali perché sono appositamente progettati per attirare i lepidotteri diurni e offrire loro un ambiente in cui possono nutrirsi, riprodursi e riposare. L'uso dei giardini delle farfalle nella conservazione degli insetti si è ampiamente diffuso negli ultimi anni, specialmente nel Regno Unito e in Nord America, come evidenziato dall'abbondanza di manuali (ad esempio, (Ajilvsgi, 2013; Kline, 2015; Samuels, 2015; Steel, 2015; Tekulsky, 2015; Xerces Society, 2016; Hurwitz, 2018; McAtee, 2018; Dziedzic, 2019) e siti web dedicati alla loro creazione e gestione, quali ad esempio:

- <https://www.thebutterflysite.com/gardening.shtml>
- <http://www.folksbutterflyfarm.com/plantings.htm>
- <https://web.archive.org/web/20080526105602/>
- <http://www.nababutterfly.com/index.html>
- <https://www.thespruce.com/how-to-make-a-butterfly-garden-4427931>
- <https://nababutterfly.com/start-butterfly-garden/>
- <https://butterflywebsite.com/butterflygardening.cfm>
- <https://butterfly-conservation.org/how-you-can-help/get-involved/gardening>
- <https://entomology.ca.uky.edu/ef006>
- <https://www.monarchwatch.org/garden/>
- <https://www.missouribotanicalgarden.org/visit/family-of-attractions/butterfly-house/butterflies-and-plants/butterfly-gardening.aspx>
- <https://agrilifeextension.tamu.edu/solutions/butterfly-gardening/>

Nonostante la grande e crescente popolarità delle attività di giardinaggio volte ad attrarre le farfalle (*butterfly gardening*), la letteratura scientifica disponibile sull'argomento è molto scarsa. È comunque evidente che i giardini delle farfalle possono rivestire una certa importanza per la conservazione dei lepidotteri diurni in vari modi:

1. La creazione di giardini con piante ospiti idonee al sostentamento dei bruchi può essere uno strumento efficace per ripristinare l'habitat di alcune specie di farfalle, e quindi mitigare gli effetti della perdita di habitat (ad esempio, in zone molto coltivate) (Cutting e Tallamy, 2015).
2. I giardini delle farfalle possono attrarre non solo le specie più comuni, ma anche specie rare e in via di estinzione (Mathew e Anto, 2007), aiutandone così la conservazione (Penn et al., 2018).
3. I giardini delle farfalle possono rappresentare un'attrazione per il pubblico, in quanto sono percepiti come un'importante opportunità di ristoro mentale (Pals et al., 2009). I giardini delle farfalle possono quindi svolgere un importante ruolo sociale quali spazi ricreativi per la cittadinanza.
4. I giardini delle farfalle possono essere uno strumento importante nei programmi di educazione e divulgazione rivolti ad accrescere la consapevolezza dei problemi ambientali presso il grande pubblico (Clayburn et al., 2017).
5. I giardini delle farfalle possono consentire lo svolgimento di attività ricreative all'aperto, inclusa la fotografia naturalistica, in aree sicure e facili da raggiungere. Inoltre, promuovere attività di svago in questi spazi può contribuire ad evitare che le persone utilizzino, e quindi possano mettere in pericolo, spazi più naturali e fragili.

Tutte queste caratteristiche rendono i giardini delle farfalle estremamente utili nella promozione della conservazione biologica (Mathew et al., 2011). Anche gli spazi verdi non specificamente concepiti come giardini di farfalle (come parchi, scuole, orti e cimiteri) possono fungere praticamente da giardini delle farfalle (ad esempio, Stewart et al., 2018). Ciò può essere particolarmente vero per gli orti botanici che, grazie alla varietà e all'abbondanza delle piante che ospitano e alla presenza costante di piccole raccolte d'acqua, possono rappresentare dei rifugi potenzialmente importanti per gli insetti impollinatori in ambienti urbani (Donaldson, 2009; Baldock et al., 2019; Giovannetti et al., 2020). Ad esempio, uno studio recente (Prudic et al., 2022) basato su dati ottenuti tramite *citizen science* ha evidenziato che i giardini botanici situati nelle aree urbane del sud-ovest degli Stati Uniti ospitano un numero maggiore di specie di farfalle rispetto ad altre aree di dimensioni simili, a causa della costante presenza di acqua, utile sia alle piante che agli insetti in un contesto segnato da elevata aridità.

I giardini botanici sono aree verdi artificiali che possono fungere da perfetti giardini delle farfalle anche con pochi miglioramenti. I vantaggi dell'utilizzo degli orti botanici come giardini delle farfalle sono ovviamente molteplici, da quelli economici (si tratta in pratica di adattare strutture preesistenti) a quelli culturali e scientifici (con la possibilità di integrare attività di divulgazione e ricerca di ambito entomologico a con quelle botaniche).

In questa ricerca, viene presentata la proposta di un progetto per la realizzazione di un giardino delle farfalle in un contesto naturale, con l'obiettivo di esplorare le potenzialità di un giardino botanico già esistente nel coadiuvare la conservazione delle farfalle, attraverso attività di divulgazione scientifica e *citizen science*. In particolare, utilizzando questo caso di studio, il

nostro lavoro mira a fornire delle possibili linee guida per la realizzazione e la gestione di giardini botanici, situati soprattutto in aree naturali e protette, come siti per il *butterfly gardening*. Migliorare la conoscenza degli insetti nelle aree protette è di fondamentale importanza, poiché queste possono rappresentare gli ultimi baluardi per la conservazione di molte specie (Samways, 2020). Tuttavia, gli insetti continuano a svolgere un ruolo secondario nella designazione e nella gestione di parchi e riserve (Chowdhury et al., 2023). Vi sono, per esempio, pochi casi di riserve naturali progettate specificamente per la conservazione delle farfalle (Govorushko e Nowicki, 2019; Samways, 2020; Wang et al., 2020) e le attuali reti di aree protette tendono ad essere sostanzialmente sganciate dalle reali priorità di conservazione (Romo et al., 2007; Fajardo et al., 2014). La realizzazione di giardini di farfalle in aree protette attraverso l'utilizzo di orti botanici preesistenti può contribuire, in modo semplice ed economico, a garantire che gli insetti esercitino un ruolo centrale nell'espandere la rete globale delle aree protette nell'ambito del Global Biodiversity Framework post-2020, promuovendo la consapevolezza della conservazione degli insetti, nonché facilitando lo svolgere attività di ricerca scientifica, come il monitoraggio degli insetti presenti.

2. Caratteristiche del sito scelto

Come caso di studio abbiamo scelto l'Orto Botanico del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (Italia: Marche, Abruzzo e Lazio) (Figura 1). Il Parco, che comprende l'area montuosa più alta dell'Appennino (Gran Sasso, 2912 m), ospita la più ricca fauna di farfalle dell'intera catena appenninica (Girardello et al., 2009), con diverse specie a distribuzione molto ristretta e quindi di interesse conservazionistico (Sistri et al., 2022; Bonifacino et al., 2022). L'Orto botanico (noto come Orto Botanico San Colombo; coordinate di ingresso: 42.3357° N, 13.5899° E) si trova immediatamente fuori dai confini dell'area protetta di cui fa parte (precisamente ad una distanza di 130 m dal confine), ha una superficie di circa 1,2 ettari, ed è situato ad una quota di circa 1085 m (più precisamente, tra i 1074 e i 1086 m). Il giardino ospita sia piante spontanee che coltivate; le piante presenti sono comunque quasi tutte autoctone, in quanto il giardino è stato appositamente concepito per offrire ai visitatori un'idea della flora presente nel parco. Tra le specie esotiche presenti nel giardino e/o nei suoi immediati dintorni si annoverano alcune specie invasive, come l'albero del paradiso *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, la robinia *Robinia pseudoacacia* L., il senecione sudafricano *Senecio inaequidens* DC., e alcune piante ornamentali, come il falso dittamo *Pseudodictamnus mediterraneus* Salmaki e Siadati, la rosa rugosa *Rosa rugosa* Thunb., e la rosa multiflora *Rosa multiflora* Thunb. Piante coltivate nel giardino botanico, autoctone italiane, ma assenti naturalmente nel parco, sono la lavanda *Lavandula angustifolia* Mill. e il salvione giallo *Phlomis fruticosa* L. Il giardino è sottoposto a una gestione minima, e anche l'irrigazione è per lo più fornita dalla pioggia; si trova in un luogo facilmente raggiungibile (aspetto fondamentale per attirare il pubblico) ed è già soggetto a una pressione antropica relativamente intensa rispetto ad altre zone del parco. L'uso di questo spazio come giardino delle farfalle, quindi, non apporterebbe ulteriori impatti sugli ecosistemi naturali dell'area protetta.



Figura 1. Veduta aerea dell'Orto Botanico di San Colombo, a Barisciano, Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (Italia Centrale). Il poligono giallo indica i confini dell'orto botanico. La linea spezzata bianca indica il transetto eseguito per il censimento delle farfalle. Fonte dell'immagine: GoogleEarth.

L'orto botanico deriva dal giardino di dell'antico Convento di San Colombo, i cui edifici sono oggi convertiti in struttura ricettiva per convegni, matrimoni ed ecoturismo. Questo sito è, quindi, visitato dal pubblico per i più diversi motivi, e ciò rappresenta un aspetto particolarmente rilevante ai fini della promozione della conservazione degli insetti presso visitatori occasionali, la cui presenza nel giardino botanico è fortuita e non motivata da interessi naturalistici. L'area comprende anche un sentiero che si sviluppa a zig-zag lungo un pendio poco ripido, facilmente percorribile, al termine del quale vi è un piccolo stagno che può fornire acqua alle farfalle nei periodi più secchi. Tale sentiero è stato utilizzato come transetto per il censimento delle farfalle utilizzando il metodo di Pollard (Pollard e Yates, 1993), in linea con l'European Butterfly Monitoring Scheme—eBMS (eBMS, <https://butterfly-monitoring.net>) (vedi Capitolo 5 di questa tesi). Il transetto, lungo 500 m, attraversa l'intero giardino (Figura 1), ed è stato percorso una volta al mese, da giugno a settembre 2021, contando le farfalle osservabili in uno spazio immaginario rappresentato da un cubo largo 5 m, alto 5 m e situato 5 m davanti all'osservatore (Pollard e Yates, 1993). Per le specie la cui identificazione sul campo risultava particolarmente complessa (ad esempio, alcuni licenidi), gli individui osservati sono stati prelevati con un retino da farfalle, identificati (o fotografati per la successiva identificazione/conferma) e quindi immediatamente rilasciati. Poiché ci interessava ottenere una checklist delle farfalle del giardino il più completa possibile, abbiamo considerato anche le specie osservate immediatamente al di fuori del transetto, che però sono state annotate separatamente dalle altre. La tassonomia delle farfalle segue Balletto et al. (2014) aggiornata con l'atlante della diversità genetica mitocondriale delle farfalle del Palearctico occidentale (Dapporto et al., 2022). La nomenclatura delle piante segue Conti et al. (2018), ad eccezione di *Foeniculum vulgare* Mill., ora indicato come *Anethum*

foeniculum L. (<https://www.actaplantarum.org/>). Per le specie non incluse in Conti et al. (2018), è stato utilizzato il sito Acta Plantarum (<https://www.actaplantarum.org/>).

3. La comunità delle farfalle del giardino

L'Orto Botanico ospita una ricca comunità di farfalle, comprendente almeno 40 specie censite durante la nostra ricerca (Tabella 1). Questa comunità rappresenta circa il 27% delle 149 specie di farfalle presenti nell'intero parco (S. Fattorini e L. Dapporto, dati non pubblicati). Tutte le specie registrate nel giardino sono classificate come *Least Concern* nella lista rossa IUCN delle farfalle italiane (Balletto et al., 2015). Nessuna delle specie registrate è inclusa nella “Direttiva Habitat” (104). Alcune specie (*Pieris brassicae*, *P. napi*, *P. rapae*, *Colias crocea*, *Lampides boethicus*, *Issoria lathonia* e *Vanessa cardui*) mostrano comportamenti migratori più o meno marcati.

Tabella 1. Elenco delle specie osservate nell’Orto Botanico di San Colombo (Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga) e relativo corotipo (con indicazione dell’eventuale stato migratorio) e numero di individui osservati nel corso di cinque sessioni di campionamento da giugno a settembre 2021. L’asterisco (*) denota le specie osservate nell’Orto Botanico ma fuori dal transetto. I corotipi sono stati estratti da Ruffo e Stoch (2006), ad eccezione di *Ochlodes sylvanus*, dove è stato da noi definito.

Specie	Corotipo e stato migratorio	Individui osservati
<i>Argynnis paphia</i> (Linné, 1758)	Asiatico-Europeo	10
<i>Aricia agestis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	Asiatico-Europeo	7
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)	Europeo-Mediterraneo	5
<i>Callophrys rubi</i> (Linné, 1758)	Asiatico-Europeo	1
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linné, 1758)	Centroasiatico-Europeo	2
<i>Colias crocea</i> (Geoffroy, 1785)	Europeo (Migratoria)	3
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)	Olartico	2
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)	Sibirico-Europeo	2
<i>Fabriciana niobe</i> (Linné, 1758)	Asiatico-Europeo	1
<i>Gonepteryx cleopatra</i> (Linné, 1767)	Mediterraneo	2
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linné, 1758)	Centroasiatico-Europeo	3
<i>Hipparchia semele</i> (Linné, 1758)	Europeo	1
<i>Hyponphele lycaon</i> (Küns, 1774)	Centroasiatico-Europeo-Mediterraneo	5
<i>Iphiolides podalirius</i> (Linné, 1758)	Centroasiatico-Europeo-Mediterraneo	9
<i>Issoria lathonia</i> (Linné, 1758)	Centroasiatico-Europeo (Migratoria)	1
<i>Lampides boeticus</i> (Linné, 1767)	Subcosmopolita (Migratoria)	1
<i>Lasiommata maera</i> (Linné, 1758)	Sibirico-Europeo	3
<i>Lasiommata megera</i> (Linné, 1767)	Europeo	1
<i>Leptidea sinapis</i> complex	Asiatico-Europeo	3
<i>Limenitis reducta</i> Staudinger, 1901	S-Europeo	8
<i>Maniola jurtina</i> (Linné, 1758)	Europeo	9
<i>Melanargia galathea</i> (Linné, 1758)	Europeo	24
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)	Centroasiatico-Europeo	6
<i>Melitaea phoebe</i> (Denis & Schiffermüller, 1775) *	Centroasiatico-Europeo-Mediterraneo	1

<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	Paleartico	8
<i>Papilio machaon</i> Linné, 1758 *	Olartico	1
<i>Pieris brassicae</i> (Linné, 1758)	Asiatico-Europeo (Migratoria)	15
<i>Pieris ergane</i> (Geyer, 1828)	S-Europeo	5
<i>Pieris napi</i> (Linné, 1758)	Europeo (Migratoria)	5
<i>Pieris rapae</i> (Linné, 1758)	Asiatico-Europeo (Migratoria)	9
<i>Polygonia c-album</i> (Linné, 1758)	Asiatico-Europeo	1
<i>Polyommatus dolus virgilius</i> (Oberthür, 1910)	Appenninico	25
<i>Polyommatus eros</i> (Ochsenheimer, 1808)	S-Europeo	1
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottenburg, 1775)	Asiatico-Europeo	4
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1835)	Centroasiatico-Europeo-Mediterraneo	5
<i>Pontia edusa</i> (Fabricius, 1777)	Asiatico-Europeo	1
<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)	Europeo	12
<i>Satyrus ferula</i> (Fabricius, 1793)	Centroasiatico-Europeo-Mediterraneo	2
<i>Thymelicus</i> sp.	-	3
<i>Vanessa cardui</i> (Linné, 1758)	Subcosmopolita (Migratoria)	7
Totale		214

Sulla base del numero di individui osservati per ciascuna specie, è stata costruita una curva di rarefazione/estrapolazione utilizzando il pacchetto iNEXT (Hsieh et al., 2016) di R (R Core Team, 2020). La curva di rarefazione/estrapolazione mostra che esiste la possibilità che, in futuro, vengano rilevate ulteriori specie (Figura 3) e una valutazione asintotica della ricchezza di specie indica la presenza potenziale di 46,07 specie, con un errore standard di 10,52 specie e un limite superiore di confidenza del 95% di 66,67 specie. Abbiamo già notato la presenza di almeno due ulteriori specie nel giardino (*Melitaea phoebe* e *Papilio machaon*), anche se individuate fuori transetto. Altre due specie (*Melitaea ornata* Christoph, 1893, precedentemente non rilevata in Abruzzo e osservata a meno di 1 km dall'orto botanico e *Carcharodus baeticus* (Rambur, 1839), specie classificata come Quasi minacciata (Balletto et al., 2015) e trovata a Barisciano) (L. Dapporto, oss. pers.), potrebbero essere, con tutta probabilità, presenti giardino. Possiamo dunque aspettarci che il giardino ospiti 50-60 specie di farfalle. Questa elevata diversità può essere spiegata dalla presenza di molte piante (attraenti sia per gli adulti che per le larve delle farfalle), dalla varietà di habitat presenti, e dalle condizioni microclimatiche. Abbiamo registrato nel giardino, ad esempio, la presenza di *Gonepteryx cleopatra*, una specie mediterranea, tipicamente associata ad aree aperte di bassa quota, nota solo in poche località della Regione Abruzzo (L. Dapporto, dati personali).

Oltre alle piante messe a dimora nelle aiuole, che già comprendono piante ospiti e piante attraenti per gli adulti, il giardino ha delle siepi divisorie, costituite prevalentemente da Fabaceae (*Spartium junceum* L., *Colutea arborescens* L., *Cytisus spinescens* C. Presl, *Cytisophyllum sessilifolium* (L.) O. Lang), che potrebbero essere piante ospiti per i bruchi di numerose specie di farfalle (*Callophrys rubi*, *Colias crocea*, *Cupido minimus*, *Cyaniris semiargus*, *Lampides boeticus*, *Leptidea sinapsis*, *Polyommatus icarus*, *P. thersites*, *P. dolus virgilius* e forse *Iolana iolas* (Ochsenheimer, 1816), quest'ultima non ancora segnalata nel giardino). Sono presenti, inoltre, dei cespugli di *Lonicera*, che possono sostenere le larve di *Limenitis reducta*, una farfalla molto carismatica e abbondante nel giardino, dove è attratta prevalentemente dai fiori di origano (*Origanum vulgare* L.) coltivato nelle aiuole. Oltre ad altre Fabaceae più modeste (*Trifolium campestre* Schreber, *Onobrychis viciifolia* Scop., *Medicago lupulina* L., *Lotus corniculatus* L., *Anthyllis vulneraria* L.), il giardino ospita diverse specie di Apiaceae (*Anetum foeniculum* L., *Daucus carota* L., *Orlaya daucorlaya* Murb.), che potrebbero

fungere da piante ospiti per *Papilio machaon*; *Reseda lutea* L., pianta ospite di *Pontia edusa*; varie specie di Brassicaceae (ad esempio *Diplotaxis tenuifolia* (L.) DC.), piante ospiti di pieridi; e *Plantago lanceolata* L., una pianta ospite di *Fabriciana niobe*. Molte Asteraceae spontanee (appartenenti ai generi *Sonchus*, *Lactuca*, *Centaurea*, *Taraxacum*, *Crepis*, *Cirsium* e *Onopordum*), così come *Knautia calycina* (C. Presl) Guss., *Eryngium amethystinum* L. e *E. campestre* L., sono molto attrattive per le farfalle adulte che frequentano il giardino. Infine, l'abbondanza di Poaceae nel giardino lo rende un luogo potenzialmente ideale per molte specie di lepidotteri che si nutrono di queste piante, come ad esempio *Hipparchia semele*, *Hyponephele lycaon*, *Brintesia circe*, *Coenonympha pamphilus*, *Lasiommata maera*, *L. megera*, *Maniola jurtina*, *Melanargia galathea*, *Ochlodes sylvanus*.

La grande ricchezza di farfalle registrata nel giardino può essere correlata anche alla sua particolare collocazione in un contesto relativamente naturale. È noto che la qualità della matrice in cui gli spazi verdi sono immersi è molto importante nel determinare la loro ricchezza di specie (Di Mauro et al., 2007; Majewska e Altizer, 2020; Kurylo et al., 2020). Gli spazi verdi urbani, ad esempio, tendono ad avere bassi livelli di biodiversità perché inclusi in matrici molto ostili (Di Mauro et al., 2007). Nel nostro caso, ci troviamo in una situazione praticamente opposta, poiché si tratta di uno spazio artificiale immerso in un contesto naturale. In particolare, la presenza di aree boscate a ridosso del giardino consente la presenza di farfalle associate ad ambienti più ombrosi, le cui larve si sviluppano su piante di sottobosco che difficilmente crescerebbero nel contesto aperto del giardino. Ciò consente la coesistenza sia di specie associate ad ambienti aperti, sia di specie maggiormente legate ad ambienti più boschivi. I boschi possono essere importanti per le farfalle anche perché gli alberi riducono il disturbo del vento. Inoltre, alcune farfalle sciafile utilizzano le zone ombrose dei boschi per l'estivazione (ad esempio, *Maniola jurtina*; Scali, 1971), e questa strategia potrebbe diventare particolarmente vantaggiosa in presenza di cambiamenti climatici attuali e futuri.

4. Azioni eseguite e pianificate

Il nostro progetto è iniziato nella primavera del 2022, con l'obiettivo di proporre l'intero orto botanico come giardino delle farfalle. Come prima e più importante azione sono stati progettati allo scopo una serie di pannelli con testi divulgativi (Figura 2).

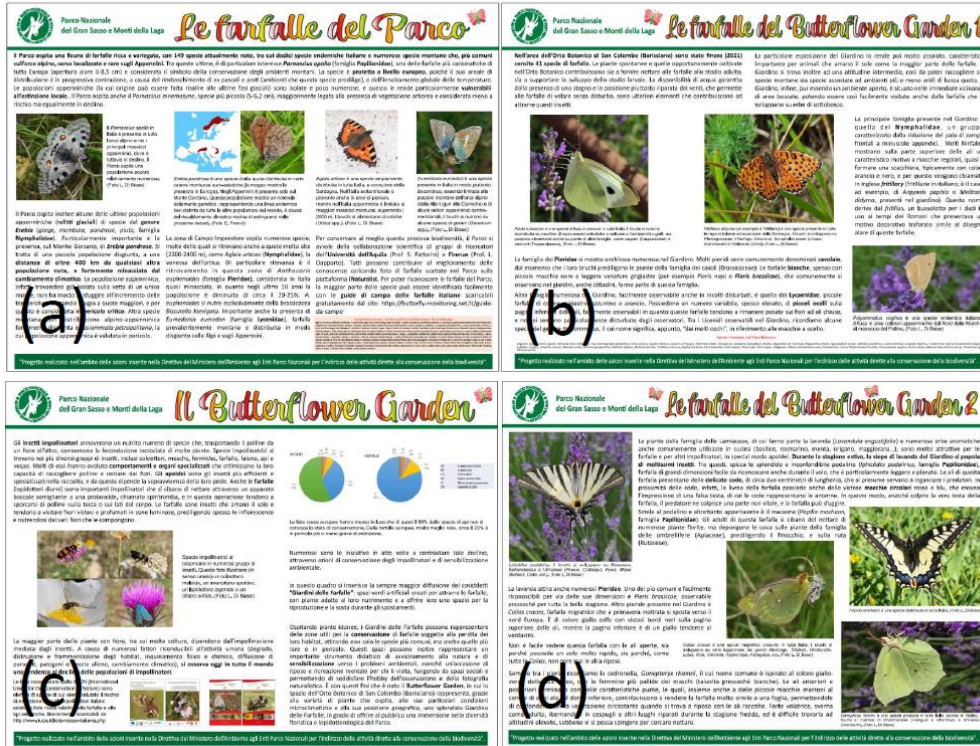


Figura 2. Alcuni dei pannelli progettati per nell’Orto Botanico di San Colombo (Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga) illustranti: (a) la fauna delle farfalle del parco (b, d) alcune specie caratteristiche, e (c) l’importanza della conservazione degli insetti e del giardino delle farfalle.

Quindi, nell’estate 2022 i poster sono stati installati all’interno dell’Orto botanico in posizioni strategiche lungo il percorso predisposto per i visitatori (Figura 3). Questo materiale comprende cinque poster di grandi dimensioni (150 cm × 120 cm; Figura 3a–b), che illustrano le farfalle del parco e del giardino in maniera più generale, e quattro poster più piccoli (29,7 cm × 42 cm; Figura 3c) che descrivono alcune delle specie più caratteristiche e facili da osservare/identificare. I poster più grandi affrontano i seguenti temi: un poster è dedicato all’importanza della conservazione degli insetti e del giardino delle farfalle; un secondo poster illustra la varietà e le particolarità delle farfalle del parco; altri tre poster illustrano più nel dettaglio le farfalle presenti nel giardino. I quattro poster più piccoli sono dedicati ciascuno a una specie diversa tra le più facili da osservare e identificare dal pubblico generale.

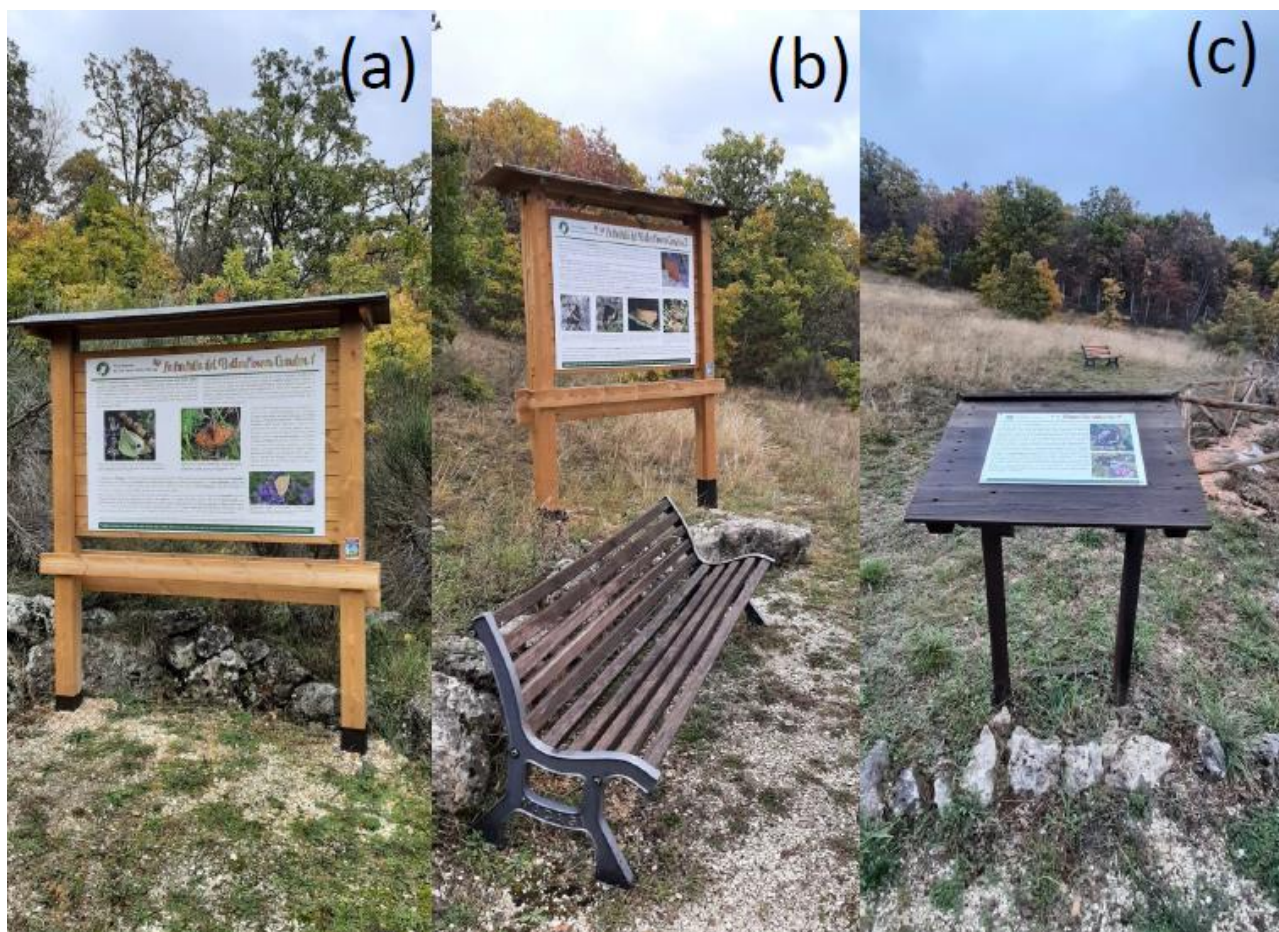


Figura 3. Alcuni dei pannelli installati nell'Orto Botanico di San Colombo (Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga). Le foto (a) e (b) mostrano un paio dei pannelli di grandi dimensioni, mentre la foto (c) illustra uno dei pannelli piccoli.

Per migliorare l'accessibilità del luogo, i gradi arbusti di ginestra (*Spartium junceum* L.) presenti sul sentiero sono stati potati e sfoltiti, ma per il momento non è stato eseguito nessun altro intervento. La presenza di un'ampia superficie del giardino lasciata a sé stessa ha permesso lo sviluppo indisturbato di una moltitudine di specie vegetali utili agli impollinatori. Ciò suggerisce che gran parte del giardino potrebbe essere mantenuta nello stato attuale, con possibili interventi limitati alla coltivazione di poche essenze particolarmente attrattive per le farfalle. In particolare, si raccomanda di preservare la presenza dell'ortica (*Urtica dioica* L.), in quanto utilizzata dalle larve di varie specie di ninfalidi, quali *Vanessa atalanta* (Linné, 1758), *Aglais urticae* (Linné, 1758), *Aglais io* (Linné, 1758) (non ancora registrata nel giardino, ma che potrebbe essere presente), e *Polygonia c-album* (Bryant et al., 1997). Sarebbe opportuno posizionare i cespugli di ortica lungo i bordi del giardino, in luoghi riparati e umidi, lontani dalle zone più frequentate per evitare problemi ai visitatori, ma comunque facili da monitorare, in quanto la specie tende a espandersi molto facilmente. Altre specie consigliate per il giardino sono la lunaria (*Lunaria annua* L., da collocare in zone ombreggiate), la violacciocca (*Matthiola* spp.), la rucola selvatica (*Diplotaxis tenuifolia* (L.) DC.), l'alisso (*Alyssum* spp.), il trifoglio (*Trifolium* spp.), la margherita (*Bellis perennis* L.) e il fiordaliso (*Centaurea triumfettii* All., e altri), poiché tutti attirano numerose di specie di farfalle.

Altre piante attrattive già presenti e/o che possono essere piantate nel giardino sono la verbena (*Verbena officinalis* L.), l'arabetta (*Arabis hirsuta* (L.) Scop. e *A. collina* Ten.), la salvia (*Salvia*

verbenaca L., *S. argentea* L., *S. sclarea* L. e altri), la vedovina (*Scabiosa columbaria* L. *portae* (Huter) Hayek), il sedum (*Petrosedum rupestre* (L.) PV Heath e *Sedum* spp.), il timo (*Thymus striatus* Vahl e *T. moesiacus* Velen.), la menta (*Mentha longifolia* (L.) Hud. e *Mentha spicata* L.), la primula selvatica (*Primula vulgaris* Huds.), la ruta (*Ruta graveolens* L. e *R. chalepensis* L.) e il finocchio (*Anethum foeniculum* L., pianta ospite del carismatico macaone, *Papilio machaon*). Abbiamo anche osservato che la lavanda (*Lavandula angustifolia* Mill.), l'origano (*Origanum vulgare* L.) e la santoreggia (*Satureja montana* L.) – tutte già presenti nel giardino – risultano particolarmente attraenti per le farfalle. Osservazioni condotte in altre aree del parco con un'elevata ricchezza di farfalle hanno mostrato che *Adenostyles australis* (Ten.) Iamónico & Pignatti è una pianta molto attrattiva per i lepidotteri e, pertanto, si consiglia di tentarne la coltivazione nel giardino.

Le attività previste per valorizzare il giardino delle farfalle comprendono anche la realizzazione di guide per l'identificazione dei lepidotteri del giardino, e del parco in generale, e di altre pubblicazioni divulgative, nonché il monitoraggio del numero di accessi al giardino.

5. Conclusioni e prospettive

L'Orto Botanico di San Colombo è rappresentativo dei molti vantaggi economici e pratici che gli orti botanici possono offrire per la realizzazione di giardini delle farfalle:

1. Sono già presenti molte specie di piante attrattive per le farfalle, che possono fornire loro cibo e riparo durante tutto l'anno.
2. È disponibile una piccola raccolta d'acqua che le farfalle possono utilizzare per ottenere acqua e sali minerali, soprattutto nei periodi più aridi. Nel caso dell'Orto di Barisciano si tratta di un piccolo stagno, ma gli orti botanici sono provvisti quasi sempre di fontane, laghetti, vasche per piante acquatiche, ecc., e ciò può essere particolarmente importante nelle regioni con clima secco.
3. Sono presenti strutture architettoniche che offrono diverse zone riparate, permettendo alle farfalle di non essere disturbate dal vento. Alberi, arbusti, siepi, edifici o altre strutture frangivento sono sempre presenti nei giardini botanici. Inoltre, alberi, arbusti e siepi sono importanti, in quanto forniscono a larve e pupe riparo in inverno e ombra in estate.
4. La struttura è già aperta al pubblico.
5. I percorsi già esistenti si adattano perfettamente all'osservazione delle farfalle.
6. Non sono necessarie operazioni di manutenzione molto diverse da quelle già in essere. In generale, i giardini delle farfalle richiedono tecniche di costruzione e interventi di manutenzione professionali, il che rende ad esempio difficile la loro installazione nei giardini scolastici, un motivo che ha portato a proporre la creazione di giardini delle farfalle virtuali, attraverso sistemi di realtà aumentata (Tarnig et al., 2015).

Gli spazi verdi urbani tendono a comportarsi come "isole naturali" in contesti altamente disturbati (Fattorini et al., 2018; Fattorini, 2019), quindi il loro ruolo nella conservazione delle farfalle potrebbe essere solo marginale. I giardini urbani per le farfalle potrebbero persino agire come trappole ecologiche, dal momento che potrebbero attrarre le farfalle senza essere in grado

di supportarne popolazioni sufficientemente numerose (Levy e Connor, 2004); inoltre, i giardini urbani possono attrarre un gran numero di predatori e parassiti con effetti negativi sulle popolazioni locali di farfalle (Majewska e Altizer, 2020). Questi rischi sono invece assenti nel caso di giardini delle farfalle ubicati in contesti naturali o seminaturali.

Va detto che il possibile ruolo dei giardini delle farfalle nel sostenere le popolazioni di questi insetti nelle aree naturali potrebbe essere trascurabile rispetto a quello ovviamente molto più rilevante svolto dalle aree circostanti. Ad esempio, nel nostro caso, tutte le specie censite nel giardino sono classificate come *Least Concern* nella lista rossa IUCN delle farfalle italiane, e nessuna è inclusa nella “Direttiva Habitat” (EC, 1992). Inoltre, alcuni degli individui appartenenti alle specie registrate potrebbero essere solamente di passaggio nel giardino. Pertanto, un giardino botanico in un'area protetta può offrire opportunità limitate per la conservazione attiva, ma può contribuire alla conservazione degli insetti in altri modi, tra cui:

1. Aumentare la visibilità del parco presso la popolazione, data la notevole attrattività delle farfalle.
2. Promuovere progetti di sensibilizzazione ambientale, divulgazione scientifica e *citizen science*, che contribuiscono a creare sinergie con le agenzie culturali locali, come scuole e università.
3. Promuovere attività naturalistiche in un contesto accessibile e sicuro. Le aree naturali possono non essere del tutto accessibili alle persone con difficoltà motorie. Un giardino delle farfalle adeguatamente attrezzato può essere un luogo importante per l'inclusione sociale.
4. Concentrare le attività turistiche in un'area attrattiva, ma di minor valore conservazionistico all'interno dell'area protetta (è proprio il caso dell'Orto Botanico di San Colombo, immediatamente fuori dall'area protetta). Una conseguenza negativa dell'ecoturismo è infatti quella di creare forme di disturbo antropico in aree di elevato pregio naturalistico. Gli appassionati di fotografia naturalistica possono, ad esempio, essere fonte di disturbo in siti ben conservati. Grazie alla notevole varietà e abbondanza di farfalle presenti in un giardino delle farfalle, e alla facilità con cui possono essere osservate e fotografate, un giardino delle farfalle può essere utile a “deviare” queste forme di disturbo dai contesti più delicati a un sito appositamente progettato per favorire l'attività di osservazione naturalistica.

È noto che i giardini delle farfalle attirano il pubblico (Mathew, 2007), e l'utilizzo degli orti botanici come giardini delle farfalle, soprattutto se associati a strutture turistiche, può essere utile per intercettare persone che non sono già interessate ai temi naturalistici. È stato osservato che le persone animate da atteggiamenti positivi nei confronti della conservazione degli insetti tendono ad essere quelle già interessate alla conservazione della natura in generale, risultando, ad esempio, membri di organizzazioni ambientaliste (Penn et al., 2018). Orti botanici frequentati anche da persone non direttamente interessate alla conservazione dell'ambiente possono quindi svolgere un ruolo importante nella sensibilizzazione presso un pubblico eterogeneo (è il caso dell'Orto botanico San Colombo, visitato anche da persone che sono semplicemente ospiti dell'albergo e del ristorante associati).

I giardini delle farfalle nelle aree naturali possono essere un'occasione eccezionale per promuovere la *citizen science*. Questa è sempre più utilizzata per raccogliere dati sulla conservazione degli insetti (Sanderson et al., 2021) attraverso attività mirate, come l'European Butterfly Monitoring Scheme—eBMS (<https://butterfly-monitoring.net>). Tuttavia, anche

iniziative non mirate, come il caricamento di fotografie su iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>), possono portare all'acquisizione di dati importanti (Prudic et al., 2022). Nel caso specifico del Giardino di San Colombo, il monitoraggio delle farfalle potrebbe essere particolarmente utile per l'osservazione degli effetti del cambiamento climatico. Ad esempio, sarebbe interessante monitorare la presenza/abbondanza nel giardino di *Gonepteryx cleopatra*, specie termofila associata agli ambienti aperti mediterranei e presente solo in poche località appenniniche interne. In questo contesto, sarebbe interessante anche il monitoraggio della presenza di specie migratorie termofile come *Issoria lathonia* e *Lampides boethicus*.

Per permettere la familiarizzazione del pubblico con le farfalle (e possibilmente con altri insetti), i giardini botanici/giardini delle farfalle potrebbero essere luoghi ideali per lo svolgimento di attività che si avvalgono della realtà aumentata attraverso approcci simili al "Pokémon Go" (Dorward et al., 2017). Queste attività potrebbero essere particolarmente utili per sensibilizzare i bambini, che tendono ad avere sentimenti positivi innati per la natura (Fattorini et al., 2017) e ottime capacità di osservazione e riconoscimento (Balmford et al., 2002). È per questo che, nei poster installati, sono stati inseriti gli elenchi delle specie presenti nel giardino e più in generale, nel Parco. Stiamo inoltre predisponendo delle guide per l'identificazione sul campo delle farfalle del Parco (osservazioni aneddotiche da noi effettuate nell'area di studio durante attività di *citizen science* hanno dimostrato che i bambini erano estremamente interessati al riconoscimento delle farfalle, e molto efficienti nell'identificarli correttamente).

I giardini delle farfalle in aree naturali possono essere estremamente utili per sensibilizzare il pubblico sulla conservazione degli insetti, presentando le farfalle non in termini astratti e idealizzati, ma nel loro contesto "naturale", il che può aiutare ad andare oltre l'attrazione meramente estetica. Uno studio di Barua et al. (2012) ha chiaramente evidenziato che le persone hanno generalmente simpatia per le farfalle adulte, ma non per i bruchi! Per superare questa "schizofrenia" biologica è importante che il pubblico sviluppi una visione più completa di questi organismi. Ad esempio, in Nord America si è diffuso un grande interesse nella coltivazione delle *Asclepias*, allo scopo di sostenere lo sviluppo delle larve della farfalla monarca, come dimostrato da numerosi siti internet sull'argomento, come:

- Monarchs Need Milkweed: <https://www.saveourmonarchs.org/why-milkweed.html>
- Milkweed for Monarchs: <https://www.nwf.org/Garden-for-Wildlife/About/Native-Plants/Milkweed>
- About Milkweed and Monarchs: <https://www.naturewatch.ca/milkweedwatch/about-milkweed-andmonarchs/>

In questo modo la farfalla è inserita in una narrazione più ampia, che abbraccia l'intero ciclo di vita della specie. Certamente una simile operazione risulta più difficile per specie meno conosciute e meno iconiche, ma proprio per questo un giardino delle farfalle può rappresentare un'occasione eccezionale per diffondere la conoscenza della biologia delle farfalle. Capire che farfalle e bruchi sono due facce della stessa medaglia può essere estremamente importante per promuovere la sensibilità verso la conservazione di insetti impopolari, e aumentare la sensibilità del pubblico nei confronti degli insetti (e altri artropodi) privi di fascino estetico è ovviamente di fondamentale importanza per la conservazione biologica. Impollinatori come le farfalle possono essere particolarmente utili per sensibilizzare le persone sulla complessità delle reti ecologiche e quindi sul ruolo di invertebrati normalmente ignorati.

La nostra proposta ben si sposa con il crescente interesse nell'utilizzo di orti botanici e aree naturali come strumenti per promuovere la conoscenza e la conservazione degli insetti, come

dimostrano alcune iniziative simili già sviluppate anche in Italia, tra cui un centro educativo nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini, dedicato in particolare ai bambini (<https://giardinofarfalle.it/chi-siamo-1>); sentieri con pannelli didattici sulle farfalle nell'Oasi WWF “Le Cesine” (<https://www.wwf.it/pandanews/animali/curiosita/ungiardino-delle-farfalle-alloasi-le-cesine>), nell'Oasi LIPU di Massaciuccoli (<https://www.oasilipumassaciuccoli.org/il-giardino-delle-farfalle/>), e nel Parco Archeologico Nazionale di Vulci (<https://vulci.it/il-parco/>); un giardino urbano a Cremona progettato appositamente per ospitare piante per nutrire le farfalle (<https://www.comune.cremona.it/giardino-delle-farfalle/>); e l'inclusione dell'Orto Botanico dell'Università di Bologna in un progetto Life sulla conservazione degli impollinatori (<https://www.life4pollinators.eu/en/Goals%20%26%20Objectives>). Tuttavia, per quanto ne sappiamo, la nostra iniziativa è la prima a integrare vari aspetti, tra cui il monitoraggio delle farfalle, la loro conservazione e l'attuazione di progetti di *citizen science*, proponendo un “modello” di validità potenzialmente generale. Poiché gli orti botanici sono diffusi in tutto il mondo e condividono caratteristiche simili che possono renderli perfetti giardini delle farfalle, presenti in un'ampia varietà di contesti, ci auguriamo che la nostra proposta possa portare allo sviluppo di progetti simili in altri contesti. In particolare, una più ampia applicazione della nostra esperienza potrebbe includere la creazione di una rete di esperti che lavorino nelle aree protette per la progettazione di giardini delle farfalle con diversi scopi conservazionistici, inclusi quelli educativi.

Bibliografia

- Agrawal, A.A. *Monarchs and Milkweed: A Migrating Butterfly, a Poisonous Plant, and Their Remarkable Story of Coevolution*; Princeton University Press: Princeton, NJ, USA, 2017; 296p.
- Ajilvsgi, G. *Butterfly Gardening for Texas*; Louise Lindsey Merrick Natural Environment Series Book 46; Texas A&M University Press: College Station, TX, USA, 2013; 448p.
- Arbuckle, T.; Schröder, S.; Steinhage, V.; Wittmann, D. Biodiversity informatics in action: Identification and monitoring of bee species using ABIS. In *Proceedings of the 15th International Symposium Informatics for Environmental Protection*; ETH: Zürich, Switzerland, 2001; pp. 425–430.
- Baldock, K.C.R.; Goddard, M.A.; Hicks, D.M.; Kunin, W.E.; Mitschunas, N.; Morse, H.; Osguthorpe, L.M.; Potts, S.G.; Robertson, K.M.; Scott, A.V.; et al. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nat. Ecol. Evol.* **2019**, *3*, 363–373.
- Balletto, E.; Cassulo, L.-A.; Bonelli, S. An annotated checklist of the Italian butterflies and skippers (Papilionoidea, Hesperioidea). *Zootaxa* **2014**, *3853*, 1–114.
- Balletto, E.; Bonelli, S.; Barbero, F.; Casacci, L.P.; Sbordoni, V.; Dapporto, L.; Scalercio, S.; Zilli, A.; Battistoni, A.; Teofili, C.; et al. *Lista Rossa IUCN delle Farfalle Italiane—Ropaloceri*; Comitato Italiano IUCN Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare: Roma, Italy, 2015; 45p.
- Balmford, A.; Clegg, L.; Coulson, T.; Taylor, J. Why conservationists should heed Pokémon. *Science* **2002**, *295*, 2367.
- Barua, M.; Gurdak, D.J.; Ahmed, R.A.; Tamuly, J. Selecting flagships for invertebrate conservation. *Biodivers. Conserv.* **2012**, *21*, 1457–1476.

- Berenbaum, M. Insect conservation and the Entomological Society of America. *Am. Entomol.* **2008**, *54*, 117–120.
- Bini, L.M.; Diniz-Filho, J.A.F.; Rangel, T.F.L.V.B.; Bastos, R.P.; Pinto, M.P. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Divers. Distrib.* **2006**, *12*, 475–482.
- Bonifacino, M.; Pasquali, L.; Sistri, G.; Menchetti, M.; Santini, L.; Corbella, C.; Bonelli, S.; Balletto, E.; Vila, R.; Dinca, V.; et al. Climate change may cause the extinction of the butterfly *Lasiommata petropolitana* in the Apennines. *J. Insect Conserv.* **2022**, *26*, 959–972.
- Borges, P.A.; Gabriel, R.; Fattorini, S. Biodiversity erosion: Causes and consequences. In *Life on Land*; Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals; Filho, W.L., Azul, A.M., Brandli, L., Lange Salvia, A., Wall, T., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2020; pp. 81–90.
- Bowen-Jones, E.; Entwistle, A. Identifying appropriate flagship species: The importance of culture and local contexts. *Oryx* **2002**, *36*, 189–195.
- Brito, D. Overcoming the Linnean shortfall: Data deficiency and biological survey priorities. *Basic Appl. Ecol.* **2010**, *11*, 709–713.
- Bryant, S.; Thomas, C.; Bale, J. Nettle-feeding nymphalid butterflies: Temperature, development and distribution. *Ecol. Entomol.* **1997**, *22*, 390–398.
- Cardoso, P.; Erwin, T.L.; Borges, P.A.V.; New, T.R. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Conserv.* **2011**, *144*, 2647–2655.
- Cardoso, P.; Leather, S.R. Predicting a global insect apocalypse. *Insect Conserv. Divers.* **2019**, *12*, 263–267.
- Cardoso, P.; Barton, P.S.; Birkhofer, K.; Chichorro, F.; Deacon, C.; Fartmann, T.; Fukushima, C.S.; Gaigher, R.; Habel, J.C.; Hallmann, C.A.; et al. Scientists’ warning to humanity on insect extinctions. *Biol. Conserv.* **2020**, *242*, 108426.
- Chowdhury, S.; Fuller, R.A.; Dingle, H.; Chapman, J.W.; Zalucki, M.P. Migration in butterflies: A global overview. *Biol Rev.* **2021**, *96*, 1462–1483.
- Chowdhury, S.; Jennions, M.D.; Zalucki, M.P.; Maron, M.; Watson, J.E.M.; Fuller, R.A. Protected areas and the future of insect conservation. *Trends Ecol. Evol.* **2023**, *38*, 85–95.
- Clayburn, J.; Koptur, S.; O’Brien, G.; Whelan, K.R.T. The Schaus Swallowtail habitat enhancement project: An applied service learning project continuum from Biscayne National Park to Miami-Dade county public schools. *Southeast. Nat.* **2017**, *16*, 26–46.
- Clucas, B.; McHugh, K.; Caro, T. Flagship species on covers of US conservation and nature magazines. *Biodivers. Conserv.* **2008**, *17*, 1517–1528.
- Conti, F.; Bartolucci, F.; Tinti, D.; Manzi, A. *Guida fotografica alle piante del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Compendio della flora vascolare*; Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga: Assergi, Italy, 2018; 934p.
- Cutting, B.T.; Tallamy, D.W. An evaluation of butterfly gardens for restoring habitat for the Monarch butterfly (Lepidoptera: Danaidae). *Environ. Entomol.* **2015**, *44*, 1328–1335.
- Dapporto, L.; Menchetti, M.; Voda, R.; Corbella, C.; Cuvelier, S.; Djemadi, I.; Gascoigne-Pees, M.;
- Di Mauro, D.; Dietz, T.; Rockwood, L.R. Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosyst.* **2007**, *10*, 427–439.
- Donaldson, J.S. Botanic gardens science for conservation and global change. *Trends Plant Sci.* **2009**, *14*, 608–613.
- Dorward, L.J.; Mittermeier, J.C.; Sandbrook, C.; Spooner, F. Pokémon Go: Benefits, costs, and lessons for the conservation movement. *Conserv. Lett.* **2017**, *10*, 160–165.

- Dunn, R.R. Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conserv. Biol.* **2005**, *19*, 1030–1036.
- Dziedzic, B. *Raising Butterflies in the Garden*; Firefly Books: Buffalo, NY, USA, 2019; 336p.
- EC, EC Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Off. J. L **1992**, *206*, 7–50. Disponibile online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31992L0043>.
- Fajardo, J.; Lessmann, J.; Bonaccorso, E.; Devenish, C.; Muñoz, J. Combined use of systematic conservation planning, species distribution modelling, and connectivity analysis reveals severe conservation gaps in a megadiverse country (Peru). *PLoS ONE* **2014**, *9*, e114367.
- Fattorini, S. *Ecologia Urbana*; Ediesse: Roma, Italy, 2019; 304p.
- Fattorini, S.; Gabriel, R.; Arroz, A.M.; Amorim, I.R.; Borges, P.A.V.; Cafaro, P. Children's preferences for less diverse greenspaces do not disprove biophilia. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2017**, *114*, E7215.
- Fattorini, S.; Mantoni, C.; De Simoni, L.; Galassi, D.M.P. Island biogeography of insect conservation in urban green spaces. *Environ. Conserv.* **2018**, *45*, 1–10.
- Giovanetti, M.; Giuliani, C.; Boff, S.; Fico, G.; Lupi, D. A botanic garden as a tool to combine public perception of nature and life-science investigations on native/exotic plants interactions with local pollinators. *PLoS ONE* **2020**, *15*, e0228965.
- Girardello, M.; Griggio, M.; Whittingham, M.J.; Rushton, S.P. Identifying important areas for butterfly conservation in Italy. *Anim. Conserv.* **2009**, *12*, 20–28.
- Govorushko, S. *Human-Insect Interactions*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2018; 442p.
- Govorushko, S.M.; Nowicki, P. Lessons from insect conservation in Russia. *J. Insect Conserv.* **2019**, *23*, 1–14.
- Gustafsson, K.M.; Agrawal, A.A.; Lewenstein, B.V.; Wolf, S.A. The Monarch butterfly through time and space: The social construction of an icon. *Bioscience* **2015**, *65*, 612–622.
- Habel, J.C.; Gossner, M.M.; Schmitt, T. Just beautiful?! What determines butterfly species for nature conservation. *Biodivers. Conserv.* **2021**, *30*, 2481–2493.
- Hallmann, C.A.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hofland, N.; Schwan, H.; Stenmans, W.; Müller, A.; Sumser, H.; Hörrn, T.; et al. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* **2017**, *12*, e0185809.
- Harvey, J.A.; Heinen, R.; Armbrrecht, I.; Basset, Y.; Baxter-Gilbert, J.H.; Bezemer, T.M.; Böhm, M.; Bommarco, R.; Borges, P.A.V.; Cardoso, P.; et al. International scientists formulate a roadmap for insect conservation and recovery. *Nat. Ecol. Evol.* **2020**, *4*, 174–176.
- Hinojosa, J.C.; Ting Lam, N.; Serracanta, M.; et al. The atlas of mitochondrial genetic diversity for Western Palaearctic butterflies. *Glob. Ecol. Biogeog.* **2022**, *31*, 2184–2190.
- Hortal, J.; de Bello, F.; Diniz-Filho, J.A.F.; Lewinsohn, T.M.; Lobo, J.M.; Ladle, R.J. Seven shortfalls that beset large scale knowledge of biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **2015**, *46*, 523–549.
- Hsieh, T.C.; Ma, K.H.; Chao, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* **2016**, *7*, 1451–1456.
- Hurwitz, J. *Butterfly Gardening: The North American Butterfly Association Guide*; Princeton University Press: Princeton, NJ, USA, 2018; 288p.
- IPBES. *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*; IPBES Secretariat: Bonn, Germany, 2019; 56p.
- IUCN, 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. Disponibile online: <https://www.iucnredlist.org>.

- Kakehashi, E.; Muramatsu, K.; Hibino, H. Computational color combination analysis of Papilionidae butterflies as aesthetic objects. *Color Res. Appl.* **2020**, *45*, 65–84.
- Kline, C. *Butterfly Gardening with Native Plants: How to Attract and Identify Butterflies*; Simon and Schuster: New York, NY, USA, 2015; 144p.
- Kritsky, G.; Smith, J.J. Insect biodiversity in culture and art. In *Insect Biodiversity, Science and Society*; Foottit, R.G., Adler, P.H., Eds.; Wiley Blackwell: Hoboken, NJ, USA, 2018; Volume 2, pp. 869–898.
- Kurylo, J.S.; Threlfall, C.G.; Parris, K.M.; Ossola, A.; Williams, N.S.G.; Evans, K.L. Butterfly richness and abundance along a gradient of imperviousness and the importance of matrix quality. *Ecol. Appl.* **2020**, *30*, e02144.
- Levy, J.M.; Connor, E.F. Are gardens effective in butterfly conservation? A case study with the pipevine swallowtail, *Battus philenor*. *J. Insect Conserv.* **2004**, *8*, 323–330.
- Lomolino, M.V. Conservation biogeography. In *Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature*; Lomolino, M.V., Heaney, L.R., Eds.; Sinauer Associates: Sunderland, MA, USA, 2004; pp. 293–296.
- Lomolino, M.V.; Riddle, B.R.; Whittaker, R.J.; Brown, J.H. *Biogeography*, 4th ed.; Sinauer Associates: Sunderland, MA, USA, 2010; 878p.
- Lorenz, A.R.; Libarkin, J.C.; Ording, G.J. Disgust in response to some arthropods aligns with disgust provoked by pathogens. *Glob. Ecol. Conserv.* **2014**, *2*, 248–254.
- Majewska, A.A.; Altizer, S. Planting gardens to support insect pollinators. *Conserv. Biol.* **2020**, *34*, 15–25.
- Martineau, M.; Conte, D.; Raveaux, R.; Arnault, I.; Munier, D.; Venturini, G. A survey on image-based insect classification. *Pattern Recognit.* **2017**, *65*, 273–284.
- Mathew, G. Butterfly gardens and ecotourisms. In *Ecotourism Development and Management*; Hosetti, B.B., Ed.; Pointer Publishers: Jaipur, India, 2007; pp. 172–177.
- Mathew, G.; Anto, M. In situ conservation of butterflies through establishment of butterfly gardens: A case study at Peechi, Kerala, India. *Curr. Sci.* **2007**, *93*, 337–347.
- Mathew, G.; George, E.; Anto, M. Role of butterfly gardens in promoting biodiversity conservation. In *ENVIS Bulletin: Arthropods and Their Conservation in India (Insects & Spiders)*; Wildlife Institute of India: Dehradun, India, 2011; Volume 14, pp. 87–97.
- McAtee, J.M. *Florida Gardening for Butterflies*; CreateSpace: Scotts Valley, CA, USA, 2018; 126p.
- MEA. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*; Island Press: Washington, DC, USA, 2005; 135p.
- Nazari, V. Chasing butterflies in medieval Europe. *J. Lepid. Soc.* **2014**, *68*, 223–231.
- Oberhauser, K.; Guiney, M. Insects as flagship conservation species. *Terr. Arthropod Rev.* **2009**, *1*, 111–123.
- Pals, R.; Steg, L.; Siero, F.W.; van der Zee, K.I. Development of the PRCQ: A measure of perceived restorative characteristics of zoo attractions. *J. Environ. Psychol.* **2009**, *29*, 441–449.
- Penn, J.; Penn, H.; Hu, W. Public knowledge of Monarchs and support for butterfly conservation. *Sustainability* **2018**, *10*, 807.
- Pollard, E.; Yates, T.J. *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*; Chapman & Hall: London, UK, 1993; 274p.
- Possingham, H.P.; Grantham, H.; Rondinini, C. How can you conserve species that haven't been found? *J. Biogeogr.* **2007**, *34*, 758–759.

- Preston, S.D.; Liao, J.D.; Toombs, T.P.; Romero-Canyas, R.; Speiser, J.; Seifert, C.M. A case study of a conservation flagship species: The monarch butterfly. *Biodivers. Conserv.* **2021**, *30*, 2057–2207.
- Prudic, K.L.; Cruz, T.M.P.; Winzer, J.I.B.; Oliver, J.C.; Melkonoff, N.A.; Verbais, H.; Hogan, A. Botanical gardens are local hotspots for urban butterflies in arid environments. *Insects* **2022**, *13*, 865.
- R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Core Team: Vienna, Austria, 2020; Disponibile online: <https://www.R-project.org>.
- Romo, H.; Munguira, M.L.; García-Barros, E. Area selection for the conservation of butterflies in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Anim. Biodivers. Conserv.* **2007**, *30*, 7–27.
- Ruffo, S.; Stoch, F. *Checklist and Distribution of the Italian Fauna. 10,000 Terrestrial and Inland Water Species. 2 Serie, Sez. Scienze Della Vita*; Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona: Verona, Italy, 2006; Volume 17, pp. 1–303.
- Samuels, T.M. *Butterfly Gardening Using Southern Native Plants*; CreateSpace: Scotts Valley, CA, USA, 2015; 312p.
- Samways, M.J. *Insect Conservation: A Global Synthesis*; CABI:Wallingford, UK, 2020; 540p.
- Samways, M.J.; Barton, P.S.; Birkhofer, K.; Chichorro, F.; Deacon, C.; Fartmann, T.; Fukushima, C.S.; Gaigher, R.; Habel, J.C.; Hallmann, C.A.; et al. Solutions for humanity on how to conserve insects. *Biol. Conserv.* **2020**, *242*, 108427.
- Sanderson, C.; Braby, M.F.; Bond, S. Butterflies Australia: A national citizen science database for monitoring changes in the distribution and abundance of Australian butterflies. *Austral Entomol.* **2021**, *60*, 111–127.
- Scali, V. Imaginal diapause and gonadal maturation of *Maniola jurtina* (Lepidoptera: Satyridae) from Tuscany. *J. Anim. Ecol.* **1971**, *40*, 467–472.
- Sistri, G.; Menchetti, M.; Santini, L.; Pasquali, L.; Sapianti, S.; Cini, A.; Platania, L.; Balletto, E.; Barbero, F.; Bonelli, S.; et al. The isolated *Erebia pandrose* Apennine population is genetically unique and endangered by climate change. *Insect Conserv. Divers.* **2022**, *15*, 136–148.
- Smart, P. *The Illustrated Encyclopedia of the Butterfly World*; Chartwell Books: London, UK, 1977; 274p.
- Steel, J. *Butterfly Gardening: How to Encourage Butterflies to Your Garden (Gardening with Nature Series)*; Brambleby Books: Taunton, MA, USA, 2015; 80p.
- Stewart, A.B.; Sritongchuay, T.; Teartisup, P.; Kaewsomboon, S.; Bumrungsri, S. Habitat and landscape factors influence pollinators in a tropical megacity, Bangkok, Thailand. *PeerJ* **2018**, *6*, e53351.
- Stork, N.E. How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth? *Annu. Rev. Entomol.* **2018**, *63*, 31–45.
- Sumner, S.; Law, G.; Cini, A. Why we love bees and hate wasps. *Ecol. Entomol.* **2018**, *43*, 836–845.
- Tarng, W.; Ou, K.-L.; Yu, C.-S.; Liou, F.-L.; Liou, H.-H. Development of a virtual butterfly ecological system based on augmented reality and mobile learning technologies. *Virtual Real.* **2015**, *19*, 253–266.
- Tekulsky, M. *The Art of Butterfly Gardening: How to Make Your Backyard into a Beautiful Home for Butterflies*; Skyhorse: New York, NY, USA, 2015; 208p.

- Tsafack, N.; Fattorini, S.; Boieiro, M.; Rigal, F.; Ros-Prieto, A.; Ferreira, M.T.; Borges, P.A.V. The role of small lowland patches of exotic forests as refuges of rare endemic Azorean arthropods. *Diversity* **2021**, *13*, 443.
- Urquhart, F.A.; Urquhart, N.R. The overwintering site of the eastern population of the monarch butterfly (*Danaus plexippus*; Danaidae) in southern Mexico. *J. Lepid. Soc.* **1976**, *30*, 53–158.
- Valan, M.; Makonyi, K.; Maki, A.; Vondráček, D.; Ronquist, F. Automated taxonomic identification of insects with expert-level accuracy using effective feature transfer from convolutional networks. *Syst. Biol.* **2019**, *68*, 876–895.
- Van Klink, R.; August, T.; Bas, Y.; Bodesheim, P.; Bonn, A.; Fossoy, F.; Hoyer, T.T.; Jongejans, E.; Menz, M.H.M.; Miraldo, A.; et al. Emerging technologies revolutionise insect ecology and monitoring. *Trends Ecol. Evol.* **2022**, *37*, 872–885.
- Van Tongeren, E.; Sistri, G.; Zingaro, V.; Cini, A.; Dapporto, L.; Portera, M. Assessing the Aesthetic Attractivity of European Butterflies: A Web-Based Survey Protocol. Disponibile online: <https://ecoevorxiv.org/repository/view/4655/>.
- Vane-Wright, R.I. Butterflies, worldviews, biodiversity, general systems theory, and taxonomy. In *Report on Insect Inventory Project in Tropical Asia (TAIIV)*; Yata, O., Ed.; Kyushu University: Fukuoka, Japan, 2008; pp. 1–20.
- Wagner, D.L.; Grames, E.M.; Forister, M.L.; Berenbaum, M.R.; Stopak, D. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2021**, *118*, e2023989118.
- Wang, W.-L.; Suman, D.O.; Zhang, H.-H.; Xu, Z.-B.; Ma, F.-Z.; Hu, S.-J. Butterfly conservation in China: From science to action. *Insects* **2020**, *11*, 661.
- Weeks, P.J.D.; Gaston, K.J. Image analysis, neural networks, and the taxonomic impediment to biodiversity studies. *Biodivers. Conserv.* **1997**, *6*, 263–274.
- Whittaker, R.J.; Araujo, M.B.; Jepson, P.; Ladle, R.J.; Watson, J.E.M.; Willis, K.J. Conservation biogeography: Assessment and prospect. *Divers. Distrib.* **2005**, *11*, 3–23.
- Xerces Society. *Gardening for Butterflies: How You Can Attract and Protect Beautiful, Beneficial Insects*; Timber Press: Portland, OR, USA, 2016; 288p.

Capitolo 7

I licheni come indicatori della qualità dell'aria: l'impatto delle attività di ricostruzione post-sisma nella città dell'Aquila

Di Biase, L.; Di Lisio, P.; Pace, L.; Arrizza, L.; Fattorini, S. Use of Lichens to Evaluate the Impact of Post-Earthquake Reconstruction Activities on Air Quality: A Case Study from the City of L'Aquila. *Biology* **2022**, *11*, 1199. <https://doi.org/10.3390/biology11081199>



Submit to this Journal

Review for this Journal

Edit a Special Issue

Article Menu

Academic Editor

 Aidyn Mouradov

Subscribe SciFeed

Recommended Articles

Related Info Links

More by Authors Links

Article Views 1144

Table of Contents

- Simple Summary
- Abstract
- Introduction
- Materials and Methods
- Results
- Discussion
- Conclusions
- Supplementary Materials
- Author Contributions
- Funding
- Institutional Review Board Statement
- Informed Consent Statement
- Data Availability Statement
- Acknowledgments
- Conflicts of Interest
- References

Open Access Article

Use of Lichens to Evaluate the Impact of Post-Earthquake Reconstruction Activities on Air Quality: A Case Study from the City of L'Aquila

by  Letizia Di Biase ^{1,*},  Paolo Di Lisio ^{1,*},  Loretta Pace ^{1,*},  Lorenzo Arrizza ² and  Simone Fattorini ^{1,*}

¹ Department of Life, Health and Environmental Sciences, University of L'Aquila, Via Vetoio, 67100 L'Aquila, Italy
² Department of Physical and Chemical Sciences, University of L'Aquila, Via Vetoio, 67100 L'Aquila, Italy
* Authors to whom correspondence should be addressed.

Biology **2022**, *11*(8), 1199; <https://doi.org/10.3390/biology11081199>

Received: 24 June 2022 / Revised: 4 August 2022 / Accepted: 8 August 2022 / Published: 10 August 2022

(This article belongs to the Section Toxicology)

Download Browse Figures Versions Notes

Simple Summary

Lichens are a symbiotic association of fungi and algae. As few lichen species can tolerate high levels of pollution, they are widely used for air-quality monitoring. In this study, we used the Lichen Diversity Value (LDV), an index based on the diversity of lichens living on trees, to evaluate the effects of the reconstruction activities occurring in the city of L'Aquila after the 2009 earthquake that largely destroyed the city centre. We tested if the values of the LDV index changed along the urban–rural gradient in response to the presence of air pollutants produced by reconstruction works. We also used a rapid analytical technique (Energy-Dispersive X-ray Spectroscopy—EDS) to detect the main pollutants accumulated in the lichens. We found that the LDVs increased from the city centre towards suburban areas. The EDS analysis revealed a massive presence of aluminium and silicon (used in the manufacture of concrete) in the more central areas. Our study suggests that the LDV index can be profitably used to monitor air quality in urban areas subject to building demolition and reconstruction, and that EDS may be applied to lichen samples for the rapid detection of the main pollutants associated with these activities.

Abstract

Lichens are widely used as bioindicators of air quality because of their ability to absorb chemical pollutants. We used the Lichen Diversity Value (LDV) index to assess the effects of the urban reconstruction activities in the city of L'Aquila ten years after the 2009 earthquake on air quality. Sampling was conducted from the city centre (still mostly under reconstruction and closed to traffic) to suburban areas (where reconstruction is minimal). We tested if the LDV index varied with distance from the city centre because of the presence of air pollutants produced by reconstruction works. We also used Energy-Dispersive X-ray Spectroscopy (EDS) to detect the main pollutants accumulated in the sampled lichens. The LDV increased from the city centre towards suburban areas. EDS revealed high concentrations of pollutants related to demolition and reconstruction activities, such as aluminium and silicon (used in the manufacture of concrete), in the more central areas. These results suggest that the LDV index can be a useful tool to monitor air quality, even on a small scale, and in urban environments subject to building demolition and reconstruction. Moreover, EDS could represent a good preliminary analytical technique to identify the air pollutants associated with all of these activities.

Keywords: biomonitoring; cities; demolition; ecological indicators; Italy; lichen diversity value; lichens; pollution; urban ecology; urban–rural gradient

1. Introduzione

I licheni sono un'associazione simbiotica tra un fungo, detto micobionte, che assorbe acqua e minerali dalla superficie colonizzata, e uno o più partner fotobionti (alghe o cianobatteri), contenenti clorofilla, che assolvono alla funzione di fornire all'organismo i composti carboniosi ottenuti tramite fotosintesi (Hale, 1969; Hale, 1983; Ahmadjian, 1993; Conti, 2008; Abas, 2021).

Questa associazione dà vita a un organismo in grado di mantenere per lungo tempo la stessa morfologia (Sloof, 1993). I licheni crescono lentamente e non possiedono radici, stomi o una cuticola ben sviluppata (Hale, 1969; Hale, 1983; Conti, 2008; Nash, 2008), e per questo motivo dipendono interamente dalla deposizione di nutrienti sulla superficie che colonizzano. Tutti gli elementi e gli ioni essenziali per la loro crescita vengono assorbiti passivamente dalla superficie del lichene durante tutto l'anno (Szczepaniak e Biziuk, 2003; Nash, 2008; Amodio et al., 2014). In questo processo di assorbimento sono ovviamente coinvolti anche gli inquinanti eventualmente presenti nell'atmosfera. Poiché la maggior parte dei licheni è molto longeva, gli inquinanti presenti in maniera persistente nell'ambiente, si accumulano nei licheni, rendendoli organismi eccellenti per il biomonitoraggio a lungo termine (Sloof, 1993; Nimis, 1999; Liu et al., 2016; Abas, 2021). Grazie a queste proprietà biologiche, unite alla loro capacità di colonizzare una grande varietà di ambienti e superfici, e alla facilità ed economicità del loro campionamento (Cansaran-Duman et al., 2011; Hauck et al., 2013; El Rhzaoui et al., 2015), i licheni sono tra i bioindicatori della qualità dell'aria più studiati e utilizzati nel mondo (Loppi, 1996; Calvelo et al., 2009; Käffer et al., 2011; Abas, 2021). In vari paesi, l'uso dei licheni è persino raccomandato da programmi ufficiali di valutazione dell'inquinamento atmosferico (Sigal, 1988; McCune, 2000).

Poiché i licheni sono organismi molto sensibili all'inquinamento, le alterazioni delle comunità licheniche, come la graduale scomparsa di una specie da determinati luoghi, o in un certo periodo di tempo, possono essere considerate degli indicatori del deterioramento della qualità dell'aria. Il confronto tra le comunità licheniche rinvenute in siti inquinati con quelle presenti in aree inalterate può quindi fornire informazioni utili sulla natura e sulla gravità del disturbo antropico, in particolar modo negli ambienti urbani (Nimis et al., 1999; Miani et al., 2006; Calvelo et al., 2009; Abas, 2021). Oltre alle osservazioni qualitative, basate semplicemente sul dato di presenza/assenza delle specie, è possibile raccogliere informazioni di natura quantitativa, ottenibili attraverso il calcolo di indici specificamente concepiti per l'uso dei licheni come indicatori biologici (LeBlanc e De Sloover, 1970; Calvelo et al., 2009; El Rhzaoui et al., 2015). L'analisi delle sostanze assorbite e immagazzinate nei talli lichenici può, infine, fornire informazioni sugli inquinanti atmosferici coinvolti (Calvelo et al., 2009; Brunialti e Frati, 2014).

Il 6 aprile 2009 un forte terremoto ha colpito l'area della città dell'Aquila (6.3 della scala di magnitudo del momento sismico, MMS), e che ha distrutto gran parte del centro storico del capoluogo abruzzese, con il 67% degli edifici dichiarati inagibili perché troppo danneggiati dall'evento sismico (Martinelli et al., 2009). Subito dopo il terremoto, il centro della città è stato obbligatoriamente chiuso al traffico, e i residenti si sono visti costretti a spostarsi dalle proprie abitazioni verso unità abitative temporanee, o in sobborghi nei dintorni della città (Iannella et al., 2016; Gizzi, 2021). Parallelamente, è stato sviluppato un programma di ricostruzione del centro cittadino, con l'ampliamento di alcune periferie e frazioni preesistenti.

La viabilità ordinaria è stata in gran parte riorganizzata con la costruzione di nuove strade, l'ampliamento di quelle più vecchie (Martinelli et al., 2009), e la ricostruzione di molte abitazioni ed edifici pubblici. In queste attività di demolizione e ricostruzione, i cantieri hanno

generato notevoli quantità di polveri ed altri inquinanti, causando una rapida diminuzione della qualità dell'aria (Avveduto et al., 2017).

Con questa ricerca ci siamo posti l'obiettivo di utilizzare i licheni epifiti come strumento di monitoraggio della qualità dell'aria nella città dell'Aquila, causato dai lavori di costruzione e demolizione, a dieci anni di distanza dal terremoto del 2009. A tale scopo, abbiamo studiato le associazioni licheniche tramite l'Indice di Diversità Lichenica (*Lichen Diversity Value* LDV) (Nimis, 1999, Nimis et al., 1999) lungo un gradiente di urbanizzazione, dal centro città (dove la maggior parte dell'area è ancora in via di ricostruzione e parzialmente chiusa al traffico) alle aree suburbane con un ridotto grado di ricostruzione, e caratterizzate da un ambiente più rurale.

La quasi totale assenza di traffico nel centro cittadino è una caratteristica importante del sistema in esame, perché, normalmente, è traffico veicolare la principale fonte di inquinamento atmosferico nelle aree urbane. Osservazioni nel centro della città prima del terremoto avevano evidenziato la quasi totale assenza di licheni, il che garantisce che la loro attuale presenza, anche nel centro cittadino, sia il risultato di una recente colonizzazione post-terremoto. Oltre all'applicazione dell'indice LDV per valutare la qualità dell'aria, abbiamo indagato l'accumulo dei diversi inquinanti lungo il gradiente avvalendoci della spettroscopia a raggi X in dispersione di energia (EDS), una tecnica analitica che consente la rapida identificazione degli elementi chimici (e la loro relativa abbondanza) presenti in un campione.

La ricerca si è basata sulla formulazione delle seguenti ipotesi:

- (1) che l'indice LDV aumenti lungo il gradiente urbano-rurale, con valori bassi nelle aree del centro urbano fortemente interessate dai lavori di ricostruzione, e valori alti in aree rurali e meno disturbate;
- (2) che le sostanze chimiche accumulate sulle superfici dei licheni siano indicative di inquinanti atmosferici legati alle attività di demolizione e ricostruzione.

2. Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nel comune dell'Aquila (70000 abitanti). La città dell'Aquila è situata a circa 700 m sul livello del mare, al centro della valle del fiume Aterno. Sebbene la superficie totale del comune dell'Aquila sia di 473.91 km², la maggior parte del territorio è occupata da aree rurali e naturali e l'area urbana è molto più circoscritta, ricoprendo meno di 15 km².

L'Aquila è circondata dal massiccio del Gran Sasso (che ha quote medie intorno ai 2000 m, con la vetta più alta, il Corno Grande, che raggiunge i 2912 m), dalla catena del Sirente–Velino (altro massiccio d'alta quota, con altitudine massima di 2487 m sul M. Velino) e il gruppo montuoso Monte Ocre–Monte Cagno (una breve catena montuosa, la cui vetta più alta, il M. Ocre, raggiunge i 2204 m). L'Aquila ha un clima temperato influenzato dall'altitudine, rientrando nella categoria Cfb (clima temperato-oceanico) della classificazione Köppen–Geiger (Beck et al., 2018; Curci et al., 2021). La temperatura media annuale è di 11,9°C, con la media annuale minima di 6,5°C e la media annuale massima di 17,3 °C; le precipitazioni annuali sono di 713 mm (dati relativi al periodo 1951– 2000; Giuliani e Antenucci, 2017). Il bioclima dell'Aquila si configura come oceanico (Biondi e Baldoni 1995). Più specificamente, il fitoclima dell'Aquila è

un bioclima transizionale oceanico-semicontinentale con ombrotipo subumido (Geoportale Nazionale: <http://www.pcn.minambiente.it/mattm/>).

Per i programmi di monitoraggio su larga scala, le linee guida ANPA (2001) suggeriscono un disegno di campionamento basato sull'uso di una griglia regolare, che divide la zona interessata in unità di campionamento primarie e secondarie. A causa della piccola scala della nostra area di interesse, non è stato possibile organizzare la zona da campionare in una griglia regolare, poiché i siti di interesse seguivano inevitabilmente lo sviluppo cittadino. Abbiamo pertanto selezionato nove siti posti lungo un gradiente urbano-rurale di circa 7.2 km dal centro città alle aree suburbane più rurali, passando attraverso zone ad alta densità di popolazione. I siti sono stati scelti casualmente, ma tenendo presente l'ovvio vincolo della presenza degli alberi. Per ridurre il più possibile l'influenza dell'inquinamento dovuto al traffico veicolare, abbiamo evitato siti troppo vicini a strade molto trafficate. I siti sono stati quindi convenzionalmente numerati da 1 a 9, in base alla loro distanza dal centro cittadino (corrispondente al sito 1). Le coordinate dei siti e la loro distanza dal centro della città sono riportate nella Tabella 1.

Tabella 1. Posizione geografica, distanza dal centro città, e specie arboree utilizzate dei nove siti indagati lungo il gradiente urbano-rurale nella città dell'Aquila (Italia centrale).

Sito	Coordinate	Distanza dal centro (Piazza Palazzo) (m)	Specie arborea
1 Piazza Palazzo	42.351185 N 13.398683 E	0	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.
2 Piazza dei Nove Martiri	42.349842 N 13.400554 E	218	<i>Quercus ilex</i> L.
3 Giovanni XXIII	42.351226 N 13.392293 E	527	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.
4 Via dei Giardini	42.346035 N 13.398791 E	572	<i>Cercis siliquastrum</i> L.
5 Via XXIV Maggio	42.341733 N 13.395884 E	1072	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.
6 Via Colagrande	42.360944 N 13.406858 E	1293	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.
7 Via Mariana di Poggio di Roio	42.336272 N 13.384677 E	2022	<i>Quercus pubescens</i> Will.
8 Via Amiternum	42.366085 N 13.377949 E	2382	<i>Juglans regia</i> L.
9 Doline Monticchio/Ocre	42.312348 N 13.469104 E	7225	<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.

I siti 1, 2, 4 e 5 si trovano all'interno del centro storico, dove un gran numero di edifici è stato sottoposto a restauro, e il traffico è stato praticamente assente dal momento del terremoto al periodo di campionamento. Il sito 3 si trova in una zona liminale, tra il centro cittadino e l'immediata periferia. I siti dal 6 al 9 sono localizzati in aree aperte al traffico veicolare. I siti 7 e 9 sono caratterizzati da limitato disturbo antropico, poiché ubicati in aree di campagna pressoché prive di strade asfaltate, lontane dal centro urbano e scarsamente o del tutto non interessate da opere di ricostruzione. Il sito 8 è invece vicino a un'autostrada molto trafficata.

Il campionamento è stato condotto tra dicembre 2019 e febbraio 2020, seguendo le linee guida generali suggerite dall'ANPA (2001). In ciascun sito, sono stati scelti tre alberi della stessa specie, su cui erano presenti i licheni epifiti che sono stati campionati utilizzando un sistema di griglie verticali di 50 cm × 10 cm, suddivise in cinque quadrati di 10 cm × 10 cm. Su ogni albero abbiamo posizionato quattro griglie verticali, una per ogni punto cardinale, ad un'altezza di 100 cm dal suolo. Abbiamo scartato gli alberi con tronchi danneggiati o che presentassero irregolarità sulla loro superficie.

Gli alberi sono stati scelti in modo che fossero il più possibile simili in termini di inclinazione e diametro del tronco. Per quanto riguarda le specie arboree (Tabella 1), tra quelle presenti nei siti

di campionamento, ci siamo assicurati di selezionare specie con caratteristiche della scorza simili (con particolare riguardo per il pH).

Abbiamo poi determinato e contato le specie di licheni in ogni quadrato di 10 cm × 10 cm, e calcolato le frequenze delle specie di licheni, cioè il numero di quadrati in cui è stata registrata una data specie. I licheni sono stati identificati per quanto possibile sul campo usando una lente d'ingrandimento. Le specie che non potevano essere identificate con certezza sul campo sono state raccolte e identificate successivamente in laboratorio, con l'ausilio di un microscopio. L'identificazione si è basata su diverse chiavi (Nimis, 1987; Purvis et al., 1992; Nimis e Martellos: Materiali per una guida ai licheni epifiti d'Italia - http://dbiodbs.units.it/carso/chiavi_pub21?sc=120), con un ulteriore controllo mediante la consultazione di ITALIC 7.0 (Nimis e Martellos, 2022). La nomenclatura segue Nimis e Martellos (2022).

Per ogni albero campionato, è stato calcolato l'LDV come somma delle frequenze medie (numero di quadrati di 10 cm × 10 cm occupati) di tutte le specie di licheni presenti in ciascun punto cardinale (Asta et al., 2002; Brunialti et al., 2019; Llewellyn et al., 2020).

Inoltre, per esprimere la naturalità di ciascun sito, abbiamo calcolato un indice di diversità lichenica a livello di sito (LDVS, *Lichen Diversity Value at Site scale*) come media dei tre LDV dello stesso sito (Asta et al., 2002), e utilizzato le seguenti categorie proposte da Nimis (Nimis et al., 1999)

- LDVS > 50: naturalità molto elevata
- 41 < LDVS ≤ 50: naturalità elevata
- 31 < LDVS ≤ 40: naturalità media
- 21 < LDVS ≤ 30: naturalità bassa
- 11 < LDVS ≤ 20: alterazione media
- 1 ≤ LDVS ≤ 10: alterazione elevata
- LDVS < 1: alterazione molto elevata

Abbiamo testato se i valori degli indici LDV e LDVS, così come il numero di specie registrate in ciascun sito, aumentassero con la distanza dal centro città come conseguenza della diminuzione dell'inquinamento atmosferico dovuto ai lavori di ricostruzione utilizzando il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman con $\alpha = 0.05$ (test a una coda).

A causa delle particolari caratteristiche del sito 8, lontano dal centro città, ma vicino a strade molto trafficate, le analisi sono state effettuate sia includendo che escludendo questo sito.

Allo scopo di testare se le comunità licheniche in siti contenenti meno specie fossero sottoinsiemi delle comunità progressivamente più ricche, abbiamo eseguito un'analisi della *nestedness* (annidamento). La *nestedness* può essere interpretata come il risultato di un processo di *environmental filtering* (Cook et al., 2004; vedi Capitolo 1 di questa tesi), da parte dei vincoli ambientali sito-specifici, del più ampio *pool* di specie locale, in cui la distribuzione di ciascuna specie tra i siti viene determinata dalla loro capacità di affrontare le condizioni locali. I gradienti ambientali possono generare *pattern* di specie annidate se quelle con una tolleranza a un più ampio ventaglio di fattori ambientali persistono lungo il gradiente, quelle con tolleranze più

basse sono limitate a un suo estremo (Cook et al., 2004). Per valutare la *nestedness*, abbiamo costruito una matrice di presenza/assenza delle specie (ordinate su righe) in ciascun sito (ordinati su colonne) e misurato la *nestedness* della matrice utilizzando il raggio spettrale (Staniczenko et al., 2013; Strona e Fattorini, 2014 a,b). La significatività è stata valutata generando 100 matrici nulle attraverso l'algoritmo "*proportional row and column total*".

In aggiunta a ciò, abbiamo prelevato dei campioni di *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr per l'analisi degli elementi presenti sulla superficie mediante studio al microscopio elettronico a scansione con spettroscopia a raggi X in dispersione di energia (SEM/EDS). Per questo scopo, abbiamo usato *Xanthoria parietina* perché si tratta di una specie molto tollerante all'inquinamento atmosferico, che è stata rilevata in tutti i siti in esame, ad eccezione del sito 2 (dove però non era presente alcun lichene). Questa analisi è stata condotta per una selezione di cinque siti ben rappresentativi del gradiente in esame, e in cui questo lichene era relativamente abbondante, così da non compromettere eventuali futuri monitoraggi. Per l'analisi in questione è stato utilizzato un microscopio elettronico a scansione (SEM) Zeiss Gemini 500, dotato di un rivelatore Ultim Max (Oxford Instruments) per la spettroscopia a raggi X in dispersione di energia. Su ciascun campione di *Xanthoria parietina* abbiamo eseguito un numero variabile (da 7 a 11) di misurazioni delle percentuali degli elementi presenti, a seconda della morfologia della superficie del lichene in esame. Nelle analisi, è stata usata la media delle tre misure relative allo stesso campione. Nell'osservazione al SEM, è stata posta particolare attenzione nella ricerca di particelle di amianto. Le analisi SEM/EDS sono state condotte presso il Centro di Microscopia dell'Università degli Studi dell'Aquila, laboratorio abilitato dal Ministero della Salute all'esecuzione delle analisi sull'amianto ai sensi del DM 14/05/96 nell'ambito del Programma di qualificazione dei laboratori che svolgono ricerca sull'amianto per gli anni 2018-2019.

Per indagare le relazioni tra i siti e le percentuali di elementi rilevati, è stata condotta un'analisi delle componenti principali (*Principal Components Analysis*, PCA) utilizzando le percentuali medie degli elementi come variabili e i siti come oggetti. La PCA è stata eseguita utilizzando un approccio di decomposizione ai valori singolari (*singular value decomposition*).

Le correlazioni dei ranghi di Spearman sono state calcolate usando la funzione *cor.test* con il software R 4.1.3, mentre la PCA è stata svolta utilizzando la funzione *prcomp* (R Core Team, 2022). L'analisi della *nestedness* è stata eseguita utilizzando il software NeD (Strona et al., 2014; Strona e Fattorini, 2014a).

Tutti i dati relativi alle frequenze delle specie licheniche sugli alberi campionati, la loro distribuzione nei vari siti, e la composizione chimica osservata sono riportate nei materiali supplementari pubblicati nell'articolo derivato da questa ricerca (Di Biase et al., 2022).

3. Risultati

Abbiamo registrato un totale di sette specie di licheni. La correlazione tra il numero di specie di licheni rinvenute in ciascun sito e la distanza dal centro cittadino è risultata significativa ($r_s = 0.661$, $p = 0.026$). I valori di diversità lichenica a livello di singolo albero (LDV) aumentano significativamente con l'aumentare della distanza dal centro della città ($r_s = 0.505$, $p = 0.004$) (Figura 1a). Omettendo il sito 8 ("Via Amiternum") dall'analisi, la correlazione diviene ancora più forte ($r_s = 0.790$, $p < 0.000001$). I valori di diversità a livello di sito (LDVS) aumentano spostandosi dal centro della città verso le aree rurali, sebbene la correlazione sia marginalmente

non significativa ($r_s = 0.533$, $p = 0.074$) (Figura 1b). Se però il sito 8 viene omesso dall'analisi, la correlazione diviene significativa anche in questo caso ($r_s = 0.881$, $p = 0.002$).

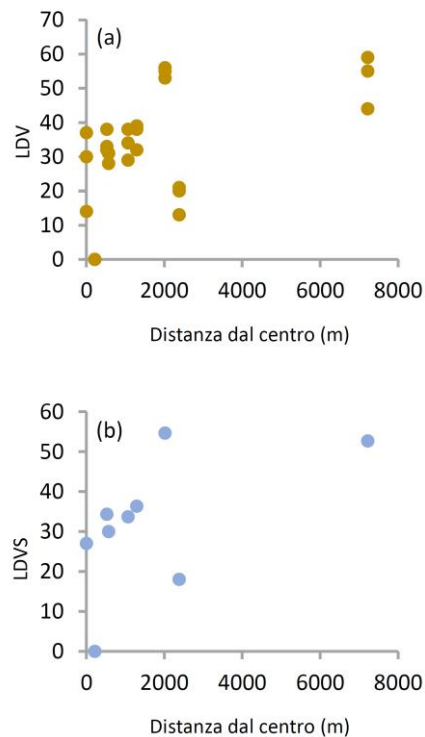


Figura 1. Relazione tra diversità lichenica e distanza dal centro cittadino lungo un gradiente urbano-rurale nella città dell'Aquila (Italia centrale). I valori di diversità lichenica sono stati calcolati a livello del singolo albero campionato (LDV) (a) e a livello del sito (LDVS) (b).

Dei nove siti di campionamento, solo due (siti 7 e 9) raggiungono il massimo livello di qualità ambientale (naturalità molto elevata); i restanti siti mostrano una naturalità medio/bassa (siti 1, 3, 4, 5 e 6) o un'alterazione media/molto elevata (siti 2 e 8) (Tabella 1). I due siti a naturalità molto alta sono caratterizzati dalla presenza di tutte le specie presenti anche negli altri siti. Nel complesso, la distribuzione delle specie tra i siti risulta significativamente annidata (raggio spettrale = 5.386, punteggio $Z = 3$, $p < 0.001$).

Sui campioni di *Xanthoria parietina* esaminati al microscopio elettronico a scansione non sono state rilevate particelle di amianto. Le analisi chimiche dei campioni di *Xanthoria parietina* mediante spettroscopia a raggi X in dispersione di energia hanno evidenziato la presenza di 14 elementi, in diverse proporzioni nei vari siti. La maggior parte di essi (C, O, K, S, Si, Mg, Al, Fe e Ca) sono ubiquitari, sebbene le loro proporzioni varino tra i siti (Figura 2). Alcuni elementi (P, Cl, Na, Ti e Br) non sono stati rilevati in determinati siti. C e O sono gli elementi più abbondanti ovunque (Figura 2). Il C è l'elemento più abbondante, e costituisce dal 35.4% al 52.1% (con una media del 42.7%) di tutti gli elementi rilevati. L'O costituisce una percentuale che va dal 40.8% al 46.8% di tutti gli elementi rilevati (con una media del 43.3%). Mentre il C risulta nettamente più abbondante nel sito 9, i valori di O sono distribuiti in maniera più uniforme (Figura 2). Ca e Fe sono più abbondanti nei siti 1 e 4, mentre il Si prevale nei siti 6 e 8.

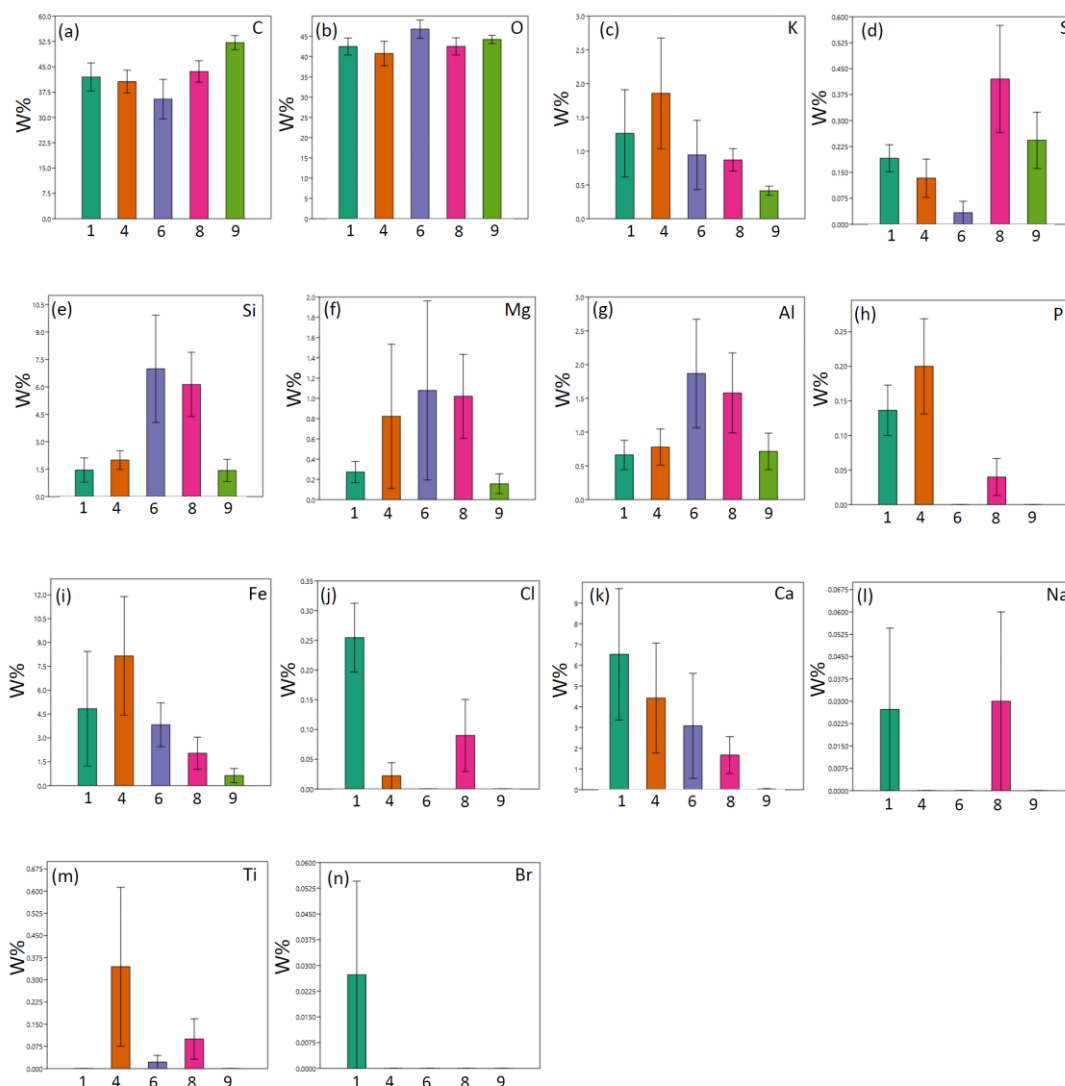


Figura 2. Medie percentuali in peso (W%) ed errori standard degli elementi chimici rilevati su campioni del lichene *Xanthoria parietina* prelevati da siti lungo un gradiente urbano-rurale nella città dell'Aquila (Italia centrale): (a) carbonio; (b) ossigeno; (c) potassio; (d) zolfo; (e) silicio; (f) magnesio; (g) alluminio; (h) fosforo; (i) ferro; (j) cloro; (k) calcio; (l) sodio; (m) titanio; (n) bromo.

Delle 5 componenti principali estratte tramite PCA, le prime due spiegano più del 93% della varianza (Figura 3). L'esame dei carichi fattoriali e dei coefficienti di correlazione tra le variabili originali e i punteggi delle componenti principali (Tabella 2) indica che la prima componente è correlata positivamente con le concentrazioni di Fe e Ca (e negativamente con la concentrazione di C), mentre la seconda componente è positivamente correlata con il Si e, in misura minore, con l'O. Complessivamente, i risultati della PCA (Figura 3) mostrano una netta separazione dei siti ubicati nella parte più interna delle aree urbane (influenzate da alte concentrazioni di Ca e Fe) rispetto agli altri, per lo più allineati lungo l'asse rappresentato dalla prima Componente Principale, che riflette il gradiente urbano-rurale. Il sito 6 è caratterizzato da un'alta concentrazione di Si, mentre il sito 8 dall'O. Il sito 9, isolato e a un estremo del gradiente, è caratterizzato da un'alta concentrazione di C.

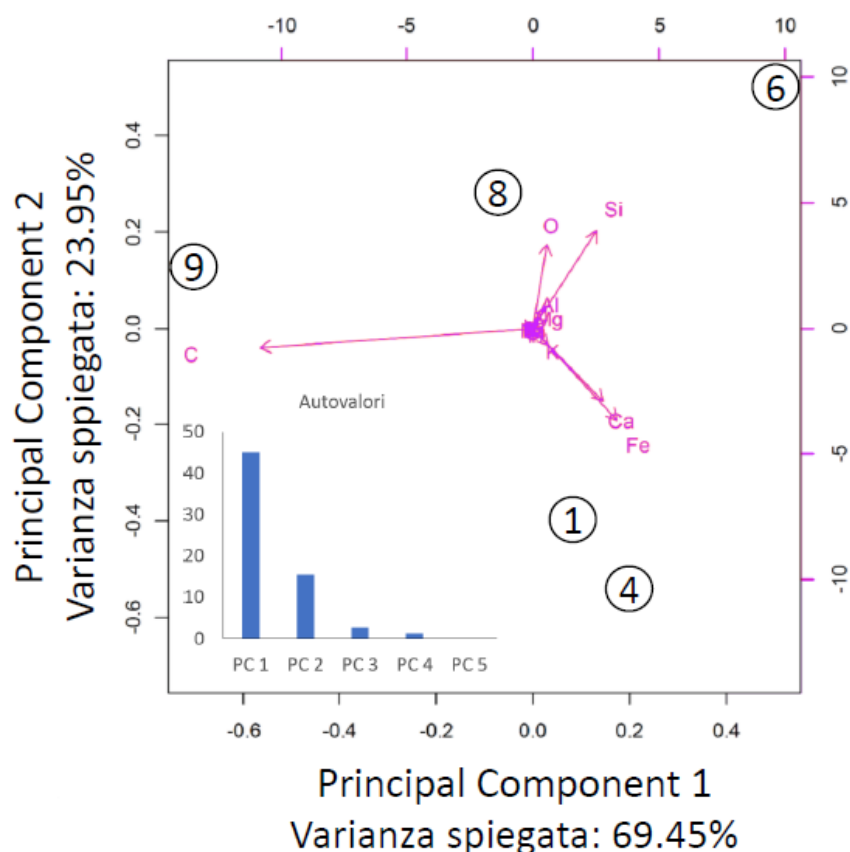


Figura 3. Ordinamento dei campioni del lichene *Xanthoria parietina* raccolti lungo un gradiente urbano-rurale nella città dell'Aquila (Italia Centrale) attraverso l'applicazione dell'Analisi delle Componenti Principali alla presenza di elementi chimici secondo i risultati. Il *biplot* mostra la posizione di ciascun campione nello spazio definito dalle prime due componenti principali (Principal Component 1 e Principal Component 2. Le frecce indicano le correlazioni tra le componenti principali e le percentuali degli elementi. Il diagramma a barra indica e la percentuale di varianza spiegata da tutte le componenti estratte (totale: 93.4%).

Tabella 2. Carichi fattoriali e coefficienti di correlazione relativi alle prime tre Componenti Principali (PC1, PC2 e PC3) estratte tramite PCA per gli elementi chimici (in percentuale) riscontrati su campioni del lichene *Xanthoria parietina* raccolti lungo un gradiente urbano-rurale nella città dell'Aquila (Italia Centrale).

Elemento	Carichi fattoriali			Coefficienti di correlazione		
	PC1	PC2	PC3	PC1	PC2	PC3
C	-0.903	-0.109	0.044	-0.997	-0.071	0.012
O	0.048	0.474	-0.675	0.142	0.821	-0.501
K	0.049	-0.100	0.082	0.614	-0.739	0.258
S	-0.012	0.003	0.044	-0.559	0.095	0.524
Si	0.212	0.547	0.466	0.523	0.792	0.289
Mg	0.045	0.045	0.147	0.703	0.411	0.579
Al	0.043	0.116	0.079	0.519	0.817	0.238
P	0.004	-0.021	0.01	0.299	-0.935	0.191
Fe	0.277	-0.519	0.251	0.646	-0.711	0.147
Cl	0.002	-0.012	-0.023	0.096	-0.446	-0.358

Ca	0.233	-0.410	-0.471	0.627	-0.647	-0.319
Na	0	0	0.001	0.001	-0.073	0.105
Ti	0.006	-0.020	0.06	0.275	-0.551	0.695
Br	0	-0.002	-0.005	0.102	-0.492	-0.625

4. Discussione

I licheni sono tra i bioindicatori più comunemente usati per il monitoraggio della qualità dell'aria, poiché comprendono numerose specie particolarmente sensibili all'inquinamento chimico (Nash e Gries, 1991; Llop, 2012; Nimis: ITALIC – Version 7.0 <https://italic.units.it/index.php?procedure=qtaxon>). In particolare, è ben noto che l'inquinamento atmosferico nelle aree urbane ha effetti dannosi sulla diversità e sull'abbondanza dei licheni (Hawksworth e Rose, 1970; Nimis et al., 1990; Nimis et al., 1991; van Dobben e de Bakker, 1996; Kircke e Loppi, 2002; Davies et al., 2007), tanto da aver provocato, nel XIX secolo, la loro scomparsa dalla maggior parte delle città inquinate, un fenomeno noto come “deserto lichenico” (Grindon, 1859; Nylander, 1866).

Le fonti più comuni di inquinamento che incidono sulla qualità dell'aria nelle zone urbane sono rappresentate da industrie, riscaldamento domestico e traffico veicolare (Forman, 2014; Karagulian et al., 2015; Fattorini, 2019; Thunis et al., 2021). Le aree urbane sono, però, sistemi altamente dinamici, perché soggetti a una continua trasformazione della loro struttura (Forman, 2014; Fattorini, 2019; Forman, 2019; Hölscher e Frantzeskaki, 2021), e a queste fonti di inquinamento si aggiungono quelle rappresentate dalle opere di costruzione e demolizione continuamente in atto nelle città (Beck et al., 2003; Dorevitch et al., 2006; Brown et al., 2015; Institute of Air Quality Management, 2018). Di solito, però, tale attività non coinvolgono superfici estese, ma riguardano piccoli settori del tessuto urbano, per cui il loro impatto viene diluito nel tempo e nello spazio. Nel caso di eventi catastrofici (quali calamità naturali o guerre) che distruggono improvvisamente zone estese delle aree urbane, i lavori edili comportano invece la demolizione e la costruzione pressoché sincrone di ampie porzioni della città. In tali circostanze, è prevedibile che vengano emesse grandi quantità di sostanze inquinanti nell'atmosfera, come nel caso della città dell'Aquila.

L'Aquila è stata gravemente danneggiata da un terremoto verificatosi nel 2009, che ha distrutto migliaia di edifici e lasciato senza casa circa 30.000 persone (Augenti e Parisi, 2009). Dopo più di dieci anni, ampi settori della città sono ancora in fase di ricostruzione. A causa dei continui lavori di demolizione e ricostruzione, il centro cittadino dell'Aquila è rimasto praticamente inaccessibile per circa dieci anni, e ciò ha implicato due particolari cambiamenti nella qualità dell'aria. Infatti, mentre le fonti di inquinamento precedenti, rappresentate dal traffico veicolare e dal riscaldamento domestico, sono praticamente scomparse da molte zone (soprattutto dal centro cittadino), queste stesse zone sono state ovviamente interessate dalla diffusione delle sostanze prodotte nei lavori di ricostruzione.

Secondo le nostre osservazioni, i licheni sono molto sensibili a questi processi. Mentre la scomparsa delle precedenti fonti di inquinamento ha permesso ai licheni di ricolonizzare il centro cittadino, gli attuali lavori di ricostruzione hanno avuto un profondo impatto sulle comunità dei licheni. Poiché il nostro studio è retrospettivo, non disponiamo di dati puntuali e quantitativi sulla presenza di licheni nell'area urbana dell'Aquila che risalgono a prima del terremoto, ma osservazioni aneddotiche ne indicavano la quasi totale assenza (L. Pace, oss. pers.).

In accordo con l'ipotesi che la biodiversità lichenica cresca lungo il gradiente urbano-rurale, abbiamo riscontrato che sia gli LDV che gli LDVS aumentano spostandosi dal centro della città alle aree rurali, un risultato parallelo alla variazione nella ricchezza di specie di licheni. Il *pattern* è coerente con ricerche precedenti che mostrano come la diversità lichenica aumenti lungo i gradienti urbano-rurali in risposta a un miglioramento della qualità dell'aria (Opdyke et al., 2011; Lättman et al., 2014; McMullin et al., 2016). In particolare, abbiamo registrato i massimi livelli di qualità ambientale solo in due siti rurali e lontani dal centro della città, mentre la qualità dell'aria nel centro risulta relativamente bassa.

Secondo un recente studio basato sul campionamento dei licheni a scala regionale, la qualità ambientale della città dell'Aquila nel suo complesso è compresa tra i livelli di “naturalità elevata” e “naturalità media” (Iannarelli, 2018). Il nostro studio sostanzialmente conferma questo risultato generale, ma evidenzia importanti differenze tra le varie zone della città.

L'analisi della *nestedness* ha rivelato che la distribuzione delle specie tra i siti è significativamente annidata, fatto che evidenzia che i licheni delle associazioni con meno specie sono dei sottocampioni di quelle con più specie, e che quindi le associazioni osservate nel centro della città (in cui sono presenti solo le specie più resistenti) tendono a essere sottoinsiemi di quelli presenti in zone rurali. L'effetto principale dell'inquinamento urbano è pertanto quello di filtrare le specie in base alla loro capacità di sopravvivere a livelli crescenti di inquinamento atmosferico. Ad esempio, *Xanthoria parietina*, *Physconia distorta* (With.) JR Laundon e *Physcia adscendens* H. Olivier, tre specie scarsamente tolleranti al disturbo antropico (Nimis, 2016), sono state rinvenute solo in siti suburbani, mentre specie più tolleranti (*Evernia prunastri* (L.) Ach., *Melanelixia glabra* (Schaer.) O. B. Cresp., Divakar, Essl., D. Hawksw. e Lumbsch e *Pleurosticta acetabulum* (Neck.) Elix e Lumbsch) (Nimis, 2016) sono più ampiamente distribuiti.

È interessante notare che, nonostante la sua qualità ambientale non risulti particolarmente elevata, il sito 5 è caratterizzato dalla presenza delle specie *Parmelina tiliacea* (Hoffm.) Hale, *Melanelixia glabra* e *Pleurosticta acetabulum* (altrimenti rinvenute solo nei siti a maggiore naturalità). Questo sito si trova nei pressi di spazi verdi relativamente grandi, il che indica l'importanza che hanno le caratteristiche dell'habitat nel modellare le comunità di licheni (Mikhaylov, 2020), sottolineando così il ruolo positivo che hanno gli spazi verdi urbani nel migliorare la qualità dell'aria.

La qualità dell'aria relativamente scarsa nelle zone più urbanizzate dell'Aquila può essere associata all'inquinamento dato dal traffico solamente nel caso del sito 8 (“Via Amiternum”), dal momento che tutti gli altri siti si trovano in luoghi chiusi al traffico. La bassa qualità dell'aria nelle aree chiuse al traffico è spiegabile con la presenza di inquinanti provenienti dalle attività di ricostruzione, come evidenziato dalle analisi chimiche.

I licheni sono frequentemente utilizzati come indicatori ecologici nelle aree urbane, soprattutto per monitorare gli effetti degli inquinanti prodotti dalle attività industriali e dal traffico veicolare (van Dobben e de Bakker, 1996; Davies et al., 2007; Llop et al., 2012; Mikhaylov, 2020). Tuttavia, per quanto ne sappiamo, la nostra ricerca è al primo in cui i licheni vengono usati per studiare l'impatto di attività edili di ricostruzione.

In accordo con la nostra seconda ipotesi, secondo cui le sostanze chimiche depositate sulle superfici dei licheni sarebbero indicative dell'inquinamento legato ai lavori edili, le analisi chimiche dei campioni di *Xanthoria parietina* hanno mostrato la presenza di alcuni elementi associati ai materiali da costruzione. In particolare, la PCA ha nettamente separato i siti del centro urbano (siti 1 e 4), caratterizzati dalla presenza di Ca e Fe, da quelli più periferici. Il CaO

rappresenta normalmente il 63% della massa del cemento “Portland”, e il Fe non è solo presente nel cemento stesso, ma è anche il materiale che costituisce le gabbie utilizzate nel cemento armato. Fortunatamente, le analisi al microscopio elettronico a scansione non hanno rivelato la presenza di amianto. Questo materiale è un importante inquinante dell'aria cittadina (Kakooei et al., 2009; Taghizadeh et al., 2019; Jung et al., 2021), e destava preoccupazione la possibilità che i lavori di demolizione e ricostruzione avessero sollevato pericolose quantità di polveri di amianto. La sua assenza nei nostri campioni potrebbe essere dovuta al fatto che la costruzione della maggior parte degli edifici più gravemente danneggiati risale a un periodo precedente all'uso diffuso dell'amianto nell'edilizia.

5. Conclusioni

Le aree urbane sono soggette a varie forme di inquinamento chimico che ne riducono la qualità dell'aria, con effetti dannosi sugli organismi più sensibili, come i licheni. Il nostro studio ha evidenziato che i lavori di ricostruzione successivi al terremoto che ha colpito la città dell'Aquila hanno avuto importanti effetti sulle comunità licheniche. Le restrizioni al traffico imposte dai lavori di ricostruzione hanno permesso ai licheni di ricolonizzare il centro cittadino; allo stesso tempo, però, le sostanze emesse nell'atmosfera dai lavori di ricostruzione rappresentano una nuova fonte di inquinamento atmosferico che hanno effetti negativi sui licheni. Questa ricerca ha dimostrato la capacità dei licheni di evidenziare gli effetti di questi fenomeni. Sebbene eventi catastrofici come il terremoto dell'Aquila siano fortunatamente rari, le aree urbane sono soggette a continui processi di costruzione e demolizione, e l'inquinamento atmosferico connesso a queste attività dovrebbe essere tenuto in seria considerazione, anche per la salute umana.

Bibliografia

- Abas, A. A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological indicator: A decade of practices, progress and challenges. *Ecol. Indic.* **2021**, *121*, 107197.
- Ahmadjian, V. *The Lichen Symbiosis*, 2nd ed.; JohnWiley & Sons: New York, NY, USA, 1993; pp. 1–250.
- Amodio, M.; Catino, S.; Dambruoso, P.R.; De Gennaro, G.; Di Gilio, A.; Giungato, P.; Laiola, E.; Marzocca, A.; Mazzone, A.; Sardaro, A.; et al. Atmospheric Deposition: Sampling Procedures, Analytical Methods, and Main Recent Findings from the Scientific Literature. *Adv. Meteorol.* **2014**, 161730.
- ANPA—Agenzia Nazionale Protezione dell'Ambiente. *I.B.L.: Indice di Biodiversità Lichenica*; Manuale ANPA, Serie manuali e linee guida 2/2001; ANPA: Rome, Italy, 2001; pp. 1–90.
- Asta, J.; Erhardt, W.; Ferretti, M.; Fornasier, F.; Kirschbaum, U.; Nimis, P.L.; Wirth, V. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens*; NATO Science Series. Series IV: Earth and Environmental Sciences; Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2002; Volume 7, pp. 273–279.
- Augenti, N.; Parisi, R. Learning from Construction Failures due to the 2009 L'Aquila, Italy, Earthquake. *J. Perform. Constr. Facil.* **2010**, *24*, 536–555.

- Avveduto, A.; Ferella, F.; De Giovanni, M.; Innocenzi, V.; Pace, L.; Tripodi, P. L'Aquila smart clean air city: The Italian pilot project for healthy urban air. *Environments* **2017**, *4*, 78.
- Beck, C.M.; Geyh, A.; Srinivasan, A.; Breysse, P.N.; Eggleston, P.A.; Buckley, T.J. The Impact of a Building Implosion on Airborne Particulate Matter in an Urban Community. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **2003**, *53*, 1256–1264.
- Beck, H.E.; Zimmermann, N.E.; McVicar, T.R.; Vergopolan, N.; Berg, A.; Wood, E.F. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci. Data* **2018**, *5*, 180214.
- Biondi, E.; Baldoni, M. The climate and vegetation of peninsular Italy. *Coll. Phytosoc.* **1995**, *23*, 675–721.
- Brown, A.; Barrett, J.E.; Robinson, H.; Potgieter-Vermaak, S. Risk assessment of exposure to particulate output of a demolition site. *Environ. Geochem. Health* **2015**, *37*, 675–687.
- Brunialti, G.; Frati, L. Bioaccumulation with lichens: The Italian experience. *Int. J. Environ. Stud.* **2014**, *71*, 15–26.
- Brunialti, G.; Frati, L.; Malegori, C.; Giordani, P.; Malaspina, P. Do Different Teams Produce Different Results in Long-Term Lichen Biomonitoring? *Diversity* **2019**, *11*, 43.
- Calvelo, S.; Baccalá, N.; Liberatore, S. Environmental Bioindicators Lichens as Bioindicators of Air Quality in Distant Areas in Patagonia (Argentina). *Environ. Bioindic.* **2009**, *4*, 1–37.
- Cansaran-Duman, D.; Atakol, O.; Aras, S. Assessment of air pollution genotoxicity by RAPD in *Evernia prunastri* (L.) Ach. From around iron-steel factory in Karabk, Turkey. *J. Environ. Sci.* **2011**, *23*, 1171–1178.
- Conti, M.E. Lichens as Bioindicators of Air Pollution. In *Biological Monitoring: Theory and Applications. Bioindicators and Biomarkers for Environmental Quality and Human Exposure Assessment*; Conti, M.E., Ed.; WIT Press: Boston, MA, USA, 2008; Volume 17, pp. 111–162.
- Cook, R.R.; Angermeier, P.L.; Finn, D.S.; Poff, N.L.; Krueger, K.L. Geographic variation in patterns of nestedness among local stream fish assemblages in Virginia. *Oecologia* **2004**, *140*, 639–649.
- Curci, G.; Guijarro, J.A.; Di Antonio, L.; Di Bacco, M.; Di Lena, B.; Scorzini, A.R. Building a local climate reference dataset: Application to the Abruzzo region (Central Italy), 1930–2019. *Int. J. Clim.* **2021**, *41*, 4414–4436.
- Davies, L.; Bates, J.; Bell, J.; James, P.; Purvis, O. Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. *Environ. Pollut.* **2007**, *146*, 299–310.
- Di Biase, L.; Di Lisio, P.; Pace, L.; Arrizza, L.; Fattorini, S. Use of Lichens to Evaluate the Impact of Post-Earthquake Reconstruction Activities on Air Quality: A Case Study from the City of L'Aquila. *Biology* **2022**, *11*, 1199.
- Dorevitch, S.; Demirtas, H.; Perksy, V.W.; Erdal, S.; Conroy, L.; Schoonover, T.; Scheff, P.A. Demolition of high-rise public housing increases particulate matter air pollution in communities of high-risk asthmatics. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **2006**, *56*, 1022–1032.
- El Rhzaoui, G.; Divakar, P.K.; Crespo, A.; Tahiri, H. Biomonitoring of air pollutants by using lichens (*Evernia prunastri*) in areas between Kenitra and Mohammedia cities in Morocco. *Lazaroa* **2015**, *36*, 21–30.
- Fattorini, S. *Ecologia Urbana*; Ediesse: Roma, Italy, 2019; pp. 1–300.
- Forman, R.T.T. *Towns, Ecology, and the Land*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2019; pp. 1–586.
- Forman, R.T.T. *Urban Ecology. Science of Cities*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2014; pp. 1–462.

- Giuliani, D.; Antenucci, F. Valori medi climatici dal 1951 al 2000 nella Regione Abruzzo, Servizio Presidi Tecnici di Supporto al Settore Agricolo—DPD023, Ufficio Coordinamento servizi vivaistici e agrimeteo. Scerni, Italy. 2017. Disponibile online: https://www.regione.abruzzo.it/system/files/agricoltura/agrometereologia/VALORI_MEDI_CLIMATICI_NELLA_REGIONE_ABRUZZO.pdf (accessed on 1 March 2022).
- Gizzi, S. The City of L'Aquila after the 2009 Earthquake: Review of Connections between Depopulation, Identity and Continuity. In *Demographic Analysis—Selected Concepts, Tools, and Applications*; Klimczuk, A., Ed.; IntechOpen: London, UK, 2021.
- Grindon, L.H. *The Manchester Flora*; William White: London, UK, 1859; p. 565.
- Hale, M.E. *How to Know the Lichens*, 1st ed.; W.C. Brown Company Publishers: Dubuque, IA, USA, 1969; pp. 1–226.
- Hale, M.E. *The Biology of Lichens*, 3rd ed.; Edward Arnold: London, UK, 1983; pp. 1–190.
- Hauck, M.; Bruyn, U.D.; Leuschner, C. Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biol. Cons.* **2013**, *157*, 136–145.
- Hawksworth, D.L.; Rose, F. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* **1970**, *227*, 145–148.
- Hölscher, K.; Frantzeskaki, N. Perspectives on urban transformation research: Transformations in, of, and by cities. *Urban Transform.* **2021**, *3*, 2.
- Iannarelli, A. Biomonitoraggio della qualità dell'aria nella Provincia dell'Aquila tramite licheni epifiti. Rapporto tecnico. Arta Abruzzo. 2018. Disponibile online: https://www.artaabbruzzo.it/download/pubblicazioni/20211005_rapporto_tecnico_licheni_2018.pdf
- Iannella, M.; Liberatore, L.; Biondi, M. The effects of a sudden urbanization on micromammal communities: A case study of post-earthquake L'Aquila (Abruzzi Region, Italy). *Ital. J. Zool.* **2016**, *83*, 255–262.
- Institute of Air Quality Management. *Guidance on Monitoring in the Vicinity of Demolition and Construction Sites* (Version 1.1); Institute of Air Quality Management: London, UK, 2018; p. 31. Disponibile online: <https://www.the-ies.org/sites/default/files/reports/Monitoring%20Construction%20Sites.pdf>.
- Jung, H.S.; Jang, J.; Cho, Y.; Lee, J.C.; Kim, H. Asbestos in the ambient air from rural, urban, residential, baseball and mining areas in South Korea. *Environ. Chem. Lett.* **2021**, *19*, 3487–3495.
- Käffer, M.I.; Martins, S.M.; Alves, C.; Camejo-Pereira, V.; Fachel, J.; Ferrão-Vargas, V.M. Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecol. Indic.* **2011**, *11*, 1319–1332.
- Kakooei, H.; Yunesian, M.; Marioryad, H.; Azam, K. Assessment of airborne asbestos fiber concentrations in urban area of Tehran, Iran. *Air Qual. Atmos. Health* **2009**, *2*, 39–45.
- Karagulian, F.; Belis, C.A.; Dora, C.F.C.; Prüss-Ustün, A.M.; Bonjour, S.; Adair-Rohani, H.; Amann, M. Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmos. Environ.* **2015**, *120*, 475–483.
- Kricke, R.; Loppi, S. Bioindication: The I.A.P. Approach. In *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens*; NATO Science Series; Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2002; Volume 7, pp. 21–37.
- Lättman, H.; Bergman, K.O.; Malin, R.; Malin, T.; Lars, W.; Per, M. Decline in lichen biodiversity on oak trunks due to urbanization. *Nord. J. Bot.* **2014**, *32*, 518–528.
- LeBlanc, F.S.; De Sloover, J. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* **1970**, *48*, 1485–1496.

- Liu, H.; Zhao, L.; Fang, S.; Liu, S.; Hu, J.; Wang, L.; Liu, X.; Wu, Q. Use of the lichen *Xanthoria mandschurica* in monitoring atmospheric elemental deposition in the Taihang Mountains, Hebei, China. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, 23456.
- Llewellyn, T.; Gaya, E.; Murrell, D.J. Are Urban Communities in Successional Stasis? A Case Study on Epiphytic Lichen Communities. *Diversity* **2020**, *12*, 330.
- Llop, E.; Pinho, P.; Matos, P.; Pereira, M.J.; Branquinho, C. The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecol. Indic.* **2012**, *13*, 215–221.
- Loppi, S. Lichens as Bioindicators of Geothermal Air Pollution in Central Italy. *Bryologist* **1996**, *99*, 41–48.
- Loppi, S.; Pirintsos, S.A.; De Dominicis, V. Soil contribution to the elemental composition of epiphytic lichens (Tuscany, central Italy). *Environ. Monit. Assess.* **1999**, *58*, 121–131.
- Martinelli, A.; Cifani, G.; Petrucci, G.; Cialone, G.; Mancini, C.P.; Lemme, A. Sisma Abruzzo 2009—La situazione del centro storico della città dell'Aquila e l'avvio alla ricostruzione. *L'edilizia* **2010**, *166*, 116–125.
- McCune, B. Lichen communities as indicators of forest health. *Bryologist* **2000**, *103*, 353–356.
- Mcmullin, R.; Bennett, L.; Bjorgan, O.; Bourque, D.; Burke, C.; Clarke, M.; Gutgesell, M.K.; Krawiec, P.L.; Malyon, R.; Mantione, A.; et al. Relationships between air pollution, population density, and lichen biodiversity in the Niagara Escarpment World Biosphere Reserve. *Lichenologist* **2016**, *48*, 593–605.
- Miani, N.; Skert, N.; Grahonja, R. *Atlante dei licheni epifiti più comuni rinvenuti in studi di biomonitoraggio ambientale nella provincia di Trieste*; ARPA FVG, Dipartimento di Trieste: Provincia di Trieste, Italy, 2006; pp. 1–54.
- Mikhaylov, A. Lichens as indicators of atmospheric pollution in urban ecosystems. *Isr. J. Ecol. Evol.* **2020**, *67*, 60–68.
- Nash, T.H., III. *Lichen Biology*, 2nd ed.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2008; pp. 1–502.
- Nash, T.H.; Gries, C. Lichens as Indicators of Air Pollution. In *The Handbook of Environmental Chemistry. Air Pollution*; Hutzinger, O., Ed.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 1991; Volume 4, pp. 1–29.
- Nimis, P.L. I macrolicheni d'Italia. Chiavi analitiche per la determinazione. *Gortania* **1987**, *8*, 101–220.
- Nimis, P.L. Linee-guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. In *Atti del Workshop Biomonitoraggio della Qualità dell'Aria sul territorio Nazionale*; Piccini, C., Salvati, S., Eds.; Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente: Roma, Italy, 1999; pp. 267–277.
- Nimis, P.L. *The Lichens of Italy. A Second Annotated Catalogue*; EUT Edizioni Università di Trieste: Trieste, Italy, 2016; pp. 1–740.
- Nimis, P.L.; Castello, M.; Perotti, M. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). *Lichenologist* **1990**, *22*, 333–344.
- Nimis, P.L.; Lazzarin, A.; Lazzarin, G.; Gasparo, D. Lichens as bioindicators of air pollution by SO₂ in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobot.* **1991**, *11*, 3–76.
- Nimis, P.L.; Martellos, S. ITALIC—The Information System on Italian Lichens. Version 7.0, 2022. University of Trieste, Dept. of Biology. Disponibile online: <https://italic.units.it/index.php?procedure=idkeys>.
- Nimis, P.L.; Skert, N.; Castello, M. Biomonitoraggio di metalli in traccia tramite licheni in aree a rischio nel Friuli-Venezia Giulia. *Studia Geobot.* **1999**, *18*, 3–49.

- Nylander, W. Les Lichen du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot.* **1866**, *13*, 364–372.
- Opdyke, M.R.; Dolney, B.E.; Frost, L.L.; Roy, J.D. A Study of Epiphytic Lichen Communities in Urban and Rural Environments in Southwestern Pennsylvania. *J. Pa. Acad. Sci.* **2011**, *85*, 151–158.
- Purvis, O.W.; Coppins, B.J.; Hawksworth, D.L.; James, P.W.; Moore, D.M. *The Lichen Flora of Great Britain and Ireland*; Natural History Museum Publications: London, UK, 1992; pp. 1–710.
- R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing. 2022. Disponible online: <http://www.r-project.org/>.
- Sigal, L.L. The Relationship of Lichen and Bryophytes Research to Regulatory Decisions in the United States. In *Lichens, Bryophytes and Air Quality*; Nash, T., Wirth, V., Eds.; Bibliotheca Lichenologica, Cramer: Berlin, Germany, 1988; Volume 30, pp. 269–287.
- Sloof, J.E. *Environment Lichenology: Biomonitoring Trace-Element Air Pollution*. PhD Thesis, Delft University of Technology, Delft, The Netherlands, 1993; p. 202.
- Staniczenko, P.P.A.; Kopp, J.C.; Allesina, S. The ghost of nestedness in ecological networks. *Nat. Commun.* **2013**, *4*, 1391.
- Strona, G.; Fattorini, F. NeD—Nestedness for Dummies. 2014a. Disponible online: <https://ecosoft.alwaysdata.net/>.
- Strona, G.; Fattorini, S. On the Methods to Assess Significance in Nestedness Analyses. *Theory Biosci.* **2014b**, *133*, 179–186.
- Strona, G.; Galli, P.; Seveso, D.; Montano, S.; Fattorini, S. Nestedness for Dummies (NeD): A user friendly web interface for exploratory nestedness analysis. *J. Stat. Softw.* **2014**, *59*, 1–9.
- Szczepaniak, K.; Biziuk, M. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environ. Res.* **2003**, *93*, 221–230.
- Taghizadeh, F.; Jafari, A.J.; Gholami, M.; Kermani, M.; Arfaeina, H.; Mohammadi, S.; Dowlati, M.; Shamsavani, A. Monitoring of airborne asbestos fibers in an urban ambient air of Shahryar City, Iran: Levels, spatial distribution, seasonal variations, and health risk assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **2019**, *26*, 6450–6459.
- Thunis, P.; Clappier, A.; de Meij, A.; Pisoni, E.; Bessagnet, B.; Tarrason, L. Why is the city's responsibility for its air pollution often underestimated? A focus on PM_{2.5}. *Atmos. Chem. Phys.* **2021**, *21*, 18195–18212.
- van Dobben, H.F.; de Bakker, A.J. Re-mapping epiphytic lichen biodiversity in The Netherlands: Effects of decreasing SO₂ and increasing NH₃. *Acta Bot. Neerl.* **1996**, *45*, 55–71.

Conclusioni

Le variazioni nelle caratteristiche delle comunità biotiche lungo gradinati possono essere interpretate come il risultato di processi di filtraggio ambientale (Keddy e Laughlin, 2022). La presenza di basse temperature (soprattutto in inverno) alle alte quote e di un periodo estivo di accentuata aridità alle quote più basse impone alle comunità vegetali dei sistemi montuosi mediterranei un doppio effetto filtro. La presenza di questa duplice fonte di stress (Olano et al., 2013; Bricca et al., 2019) si esprime su diversi aspetti delle comunità vegetali presenti lungo i gradienti altitudinali appenninici. Nonostante il crescente interesse nello studio della risposta funzionale delle comunità vegetali alle variazioni ambientali, le ricerche in ambito Mediterraneo restano piuttosto isolate (Stanisci et al., 2020; Bricca et al., 2021, 2022; Tardella et al., 2021). Attraverso l'analisi del contributo della variazione intra- e interspecifica in tratti funzionali di specie erbacee lungo un gradiente altimetrico (vedi Capitolo 1 di questa tesi) abbiamo potuto dimostrare che tratti diversi mostrano modelli di variazione diversi, in relazione alla funzione che esprimono e al vantaggio che conferiscono rispetto alla doppia fonte di stress aridità/freddo. Le differenze tra le comunità, inoltre, sono risultate essere influenzate più dalle differenze qualitative tra i loro tratti che dal peso che i tratti hanno all'interno delle comunità. La ricerca ha dimostrato che le quote più basse e quelle più elevate sono le più selettive sui *traits*, a causa delle condizioni climatiche più severe. Le quote intermedie si sono dimostrate invece le più favorevoli grazie alle condizioni climatiche meno stressanti. La ricerca, dunque, ha fornito un contributo importante alla verifica dell'ipotesi del doppio stress. La ricerca ha inoltre apportato un contributo importante alla discriminazione tra gli effetti a livello interspecifico e quelli intraspecifici (un argomento ancora poco esplorato: Lepš et al., 2011; Violle et al., 2012; Volf et al., 2016), dimostrando un ruolo predominante della variabilità interspecifica dei tratti rispetto a quella intraspecifica. Questo risultato assume un particolare rilievo in considerazione delle gravi conseguenze del cambiamento climatico sulla conservazione della biodiversità delle aree montane (Fattorini et al., 2020), in quanto indica una bassa capacità delle piante di far fronte alle variazioni ambientali attraverso la plasticità fenotipica.

Abbiamo inoltre potuto dimostrare che i processi di *environmental filtering* associati l'ipotesi del doppio stress permette di spiegare le variazioni altitudinali nella composizione biogeografica, nelle forme biologiche e nelle preferenze ecologiche delle comunità vegetali appenniniche. Piuttosto sorprendentemente, poche ricerche hanno affrontato lo studio della variazione nella struttura biogeografica delle comunità vegetali lungo gradienti altitudinali (Theurillat et al., 2007; Di Musciano et al., 2021). Attraverso l'analisi dei corotipi (modelli di distribuzioni, Fattorini, 2013, 2015, 2016, 2017; Gatto e Cohn-Haft, 2021) abbiamo potuto mettere in luce (vedi Capitolo 2 di questa tesi) che, in accordo con l'ipotesi del doppio stress, le specie con distribuzione Europea ed Eurasiatica prevalgono alle altitudini intermedie, in quanto favorite da condizioni climatiche temperate, mentre quelle a distribuzione Mediterranea diminuiscono all'aumentare della quota, in quanto molto sensibili alle diminuzioni delle temperature. Abbiamo inoltre osservato che le piante endemiche aumentano con l'altitudine, un *pattern* spiegabile con il ben noto ruolo rifugiale delle aree montane (Hall, 2005; Nevado et al., 2018). Inoltre, abbiamo potuto osservare che, in generale, la ricchezza di specie segue un andamento a gobba lungo il gradiente altitudinale. *Pattern* a gobba sono stati ampiamente documentati negli studi sulla variazione altitudinale della ricchezza di specie (per es., Rahbek, 1995, 2005; Fattorini, 2014). La nostra ricerca suggerisce che, in ambito mediterraneo, questo *pattern* può essere spiegato dalle condizioni ambientali più aspre che caratterizzano, rispettivamente, le zone più elevate e quelle più basse del gradiente, in accordo con l'ipotesi del doppio stress.

Per quanto riguarda lo studio delle forme biologiche (vedi Capitolo 3 di questa tesi), va osservato che nonostante l'ampia diffusione del sistema di Raunkiaer nello studio delle variazioni delle forme biologiche in risposta a gradienti ambientali (Klimeš, 2003; Leuschner e Ellenberg, 2017;

Wildi, 2017), inclusi i gradienti altimetrici (Fosaa e Skyes, 2006; Lazarina et al., 2019; Irl et al., 2020), le ricerche disponibili sulla distribuzione altimetrica delle forme biologiche in ambito Appenninico sono ancora molto limitate (Theurillat et al., 2007; Di Musciano et al., 2021). Utilizzando la classificazione di Raunkiaer, abbiamo dimostrato che fanerofite e geofite (forme biologiche associate più frequentemente alle foreste) sono concentrate alle altitudini intermedie, che, nell'Italia appenninica, sono caratterizzate dalla prevalenza di formazioni forestali dominate dal faggio. All'aumentare della quota, aumenta anche la percentuale di emicriptofite, il che è spiegabile con la loro maggiore capacità di far fronte alle condizioni ambientali montane più aspre. Le camefite mostrano un pattern ad U, che suggerisce la loro capacità di fronteggiare sia lo stress dovuto all'aridità, che quello dovuto all'abbassamento delle temperature, rispettivamente all'estremo più basso e a quello più alto del gradiente. La ricerca ha quindi consentito di integrare l'analisi biogeografica con quella ecologica espressa dalle forme biologiche.

Poiché le specie non rispondono all'altitudine in sé, ma ai numerosi parametri ambientali che variano con essa (come temperatura, luce, umidità del suolo, pH, ecc.), ci si aspetta che la risposta delle comunità vegetali all'altitudine rifletta l'azione di filtraggio che questi parametri hanno rispetto alle preferenze ecologiche delle singole specie. Allo scopo di studiare l'effetto del filtraggio ambientale sulla struttura delle comunità in relazione alle preferenze ecologiche delle piante, abbiamo analizzato la variazione lungo gradiente altimetrico degli indici di Ellenberg a livello di comunità (vedi Capitolo 4 di questa tesi). Gli indici di Ellenberg esprimono, attraverso scale ordinali, le preferenze ecologiche delle piante rispetto a diversi parametri ambientali, quali la temperatura, la luce, l'umidità del suolo, la disponibilità di nutrienti, la continentalità e il pH (Pignatti et al., 2001, 2005; Zarzycki et al., 2002; Chytrý et al., 2018; Hedwall et al., 2019). Gli indici di Ellenberg sono largamente usati nell'ambito della bioindicazione e del biomonitoraggio (Van Dobben et al., 1999; Bergès et al., 2006; Wagner et al., 2007; Axmanová et al., 2012; Häring et al., 2012), ma raramente nello studio della variazione della struttura delle comunità lungo gradienti (Persson, 1981; Major e Rejmanek, 1992; Sørensen e Tybirk, 2000; Lososová et al., 2004; Marcenò e Guarino, 2015; Kutbay e Surmen, 2022). La ricerca svolta ha avuto un carattere di particolare innovazione perché è la prima volta che gli indici di Ellenberg vengono usati per uno studio di comunità lungo gradiente altimetrico. La ricerca ha dimostrato anzitutto che (come atteso) le comunità presentano un carattere progressivamente meno termofilo all'aumentare della quota. Per quanto riguarda le preferenze per la luce, a differenza di un atteso pattern di incremento con la quota, abbiamo osservato che le comunità di quote minori o maggiori sono risultate dominate da specie eliofile, in quanto qui prevalgono ambienti aperti, mentre le comunità di quote intermedie sono risultate dominate da specie sciafile, in accordo con la prevalenza – a queste altitudini – della foresta di faggio, un ambiente ovviamente molto ombroso. La dominanza di specie con preferenza per suoli umidi e ricchi di nutrienti a queste stesse quote è in contrasto con la nostra ipotesi di andamenti monotoni, ma può essere anch'essa ricollegata alla presenza della faggeta, che garantisce la presenza di suoli ricchi e con elevata umidità. Non è stata osservata alcuna relazione tra l'altitudine e gli indici di Ellenberg per la continentalità e il pH, perché i valori di continentalità, come è stato già osservato da altri autori, hanno scarsa applicabilità a piccola scala, e il pH del suolo tende invece a essere condizionato da fattori molto locali. Tale ricerca ha permesso quindi di modellizzare la risposta ecologica delle piante lungo un gradiente altimetrico attraverso le loro preferenze per una serie di caratteristiche ambientali che possono covariare o no con l'altitudine.

Le ricerche sui processi di *environmental filtering* sono di solito incentrate sull'influenza delle variabili abiotiche sull'organizzazione della comunità. Tuttavia, le comunità animali reagiscono ai gradienti abiotici in due modi: direttamente e attraverso l'azione delle condizioni ambientali sulle comunità vegetali da cui dipendono. In particolare, i gruppi animali che dipendono in modo diretto dalle piante saranno influenzati sia direttamente dalle condizioni ambientali e dalle

interazioni che hanno con le piante, sia indirettamente dagli effetti che tali condizioni hanno sulle piante da cui dipendono. Insetti impollinatori come le farfalle dipendono direttamente dalle piante come fonte di cibo sia da larve, in quanto organismi fitofagi, che da adulti, in quanto nettariatori (Loertscher et al., 1995; Ferrer-Paris et al., 2013; Fleisman et al., 2015). La diversità degli impollinatori lungo i gradienti di altitudine dovrebbe quindi essere influenzata in forma diretta sia dalle condizioni ambientali (ad esempio attraverso l'azione del gradiente termico) che dalla disponibilità di risorse trofiche, e, in forma indiretta, dall'azione dell'ambiente sulle piante da cui dipendono. Nonostante le farfalle siano tra i gruppi di insetti più utilizzati nella ricerca ecologica, piuttosto sorprendentemente la letteratura sulla relazione tra diversità florale e diversità di lepidotteri in ambienti naturali lungo gradienti altimetrici è praticamente assente (Hawkins e Porter, 2003), in quanto la maggior parte delle ricerche sull'effetto della disponibilità di risorse nettariifere sulle comunità lepidotterologiche si è incentrata su ambienti artificiali essendo essenzialmente indirizzata al possibile miglioramento di spazi verdi artificiali come supporto alle popolazioni locali di farfalle (Erhardt, 1985; Sparks e Parish, 1995; Ries et al., 2001; Pywell et al., 2004; Croxton et al., 2005; Soga e Koike, 2012; Han et al., 2021). Studiando la relazione tra diversità delle comunità di farfalle e ricchezza di piante con fiori utilizzabili da questi insetti lungo un gradiente altimetrico appenninico, abbiamo dimostrato che la diversità florale spiega non solo una frazione non trascurabile della variabilità nel numero di specie di farfalle (anche se largamente inferiore rispetto a quella spiegata dalla sola quota), ma, soprattutto, ha un ruolo molto più importante della quota nell'influenzare l'abbondanza delle popolazioni di farfalle. Inoltre, abbiamo osservato che la ricchezza florale non risulta avere una chiara dipendenza dall'altitudine. Quindi le condizioni ambientali esercitano una forte azione di filtro sulle comunità di farfalle in forma diretta, mentre il loro possibile ruolo attraverso l'azione sulle piante appare trascurabile. Il fatto che la disponibilità di una maggiore diversità di fiori costituisca un importante predittore biotico dell'abbondanza delle farfalle, influenzando invece relativamente poco la loro diversità, è in accordo con l'assunzione che gli adulti delle farfalle siano insetti nettariatori per lo più generalisti (Courtney, 1986; Shreeve, 1992; Loertscher et al., 1995; Hardy et al., 2007).

Lo studio della risposta degli impollinatori ai gradienti ambientali e alla disponibilità delle risorse trofiche assume un ruolo particolarmente significativo anche dal punto di vista conservazionistico, dato il crescente interesse per la conservazione degli insetti registrato negli ultimi anni (Hallmann et al., 2017; Cardoso et al., 2019, 2020; Habel et al., 2021; Harvey et al., 2020; Samways et al., 2020; Wagner et al., 2021; Tsafack et al., 2021). I programmi di conservazione degli insetti sono però spesso fortemente limitati dallo scarso interesse del pubblico verso questi animali, per lo più percepiti negativamente (Barua et al., 2012; Lorenz et al., 2014; Govorushko, 2018; Sumner et al., 2018). Le farfalle costituiscono in tal senso un'importante eccezione, in quanto suscitano in genere reazioni sostanzialmente positive, e possono quindi essere utilizzate come efficaci ambasciatrici della conservazione degli insetti (Berenbaum, 2008; Vane-Wright, 2008; Oberhauser e Guiney, 2009; Sumner et al., 2018). Le aree naturali protette possono svolgere un ruolo molto importante nella conservazione degli insetti non solo direttamente, ma anche indirettamente, utilizzando proprio le farfalle come strumento di sensibilizzazione. Poiché i giardini botanici sono strutture che già svolgono importanti funzioni di formazione, divulgazione e sensibilizzazione ambientale, essi potrebbero accrescere tale funzione attraverso un più specifico focus sugli insetti se utilizzati anche come "giardini delle farfalle". Nonostante le attività di *butterfly gardening* stiano diventando sempre più popolari, la loro efficacia nella conservazione degli insetti in forma diretta appare molto dubbia, in quanto gli spazi verdi urbani tipicamente utilizzati come giardini delle farfalle potrebbero agire da trappole ecologiche poiché le loro piccole dimensioni non sono in grado di sostenere popolazioni stabili (Levy e Connor, 2004). L'uso dei giardini botanici presenti in aree protette o comunque in contesti naturali come giardini delle farfalle non avrebbe ovviamente

questo limite. Sebbene la loro azione diretta nella conservazione delle farfalle sia ovviamente del tutto trascurabile rispetto a quella esercitata dall'area naturale di cui fanno parte, questi orti botanici hanno caratteristiche che li potrebbero rendere luoghi ideali per azioni di sensibilizzazione, divulgazione e ricerca, anche attraverso azioni di *citizen science*. Abbiamo per questo proposto un progetto sulla possibilità di usare i giardini botanici come strumento per la conservazione di comunità lepidotterologiche in quanto ambienti ad elevata diversità floristica (vedi Capitolo 6 di questa tesi), utilizzando come caso esemplificativo l'orto botanico del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Il progetto ha previsto il censimento delle specie di farfalle diurne nell'orto botanico e l'installazione di poster divulgativi che illustrano le farfalle presenti nel giardino e il ruolo che il giardino stesso può avere nel promuovere la sensibilizzazione alla conservazione degli insetti. La posizione del giardino botanico, al centro del gradiente altimetrico, in un contesto ambientale molto variegato, e la ricchezza floristica che ospita, spiegano la notevole diversità lepidotterologica osservata (oltre 60 specie di farfalle censite), e lo rendono uno strumento potenzialmente di grande importanza per lo svolgimento di azioni di *citizen science*, divulgazione e formazione. L'esperienza maturata con questa attività ha dimostrato la facilità con cui un orto botanico può essere utilizzato come giardino delle farfalle e ci auguriamo che le modalità illustrate nel nostro lavoro possano essere di stimolo allo sviluppo di progetti di questo tipo, soprattutto in aree protette ad alta frequentazione. Va infatti osservato che le attività ricreative nelle aree naturali molto frequentate possono essere un problema in termini conservazionistici, in quanto espongono zone ad elevata naturalità alle pressioni antropiche esercitate dai visitatori. Convogliare azioni di divulgazione, ricreazione, fotografia naturalistica, ecc. nei giardini botanici/delle farfalle potrebbe essere uno strumento utile a garantire al pubblico la fruizione di esperienze naturali limitandone al contempo l'impatto in zone sensibili.

Gli Appennini, a causa della presenza millenaria dell'uomo, sono in tal senso un contesto particolarmente fragile, in quanto le attività di ecoturismo rischiano di incidere molto negativamente sulle poche aree ancora ben conservate. L'azione dell'uomo nel contesto appenninico ne ha profondamente modificato i paesaggi naturali, sicché ai gradienti abiotici e biotici "naturali" si sovrappongono, in questo sistema montuoso, quelli di origine antropica, rappresentati ad esempio dall'impatto dell'agricoltura, della pastorizia e dell'urbanizzazione (Blondel e Aronson, 1999; Fattorini, 2010; Romano et al., 2020; Zullo et al., 2020). Quest'ultima rappresenta di solito un elemento piuttosto secondario nelle aree montane, giacché il rilievo rende difficile lo sviluppo di ampi insediamenti. La città dell'Aquila costituisce invece un esempio di un'area urbana relativamente ampia in un contesto montuoso. La superficie dell'area urbana in senso stretto è di circa 20 km², ma quella del comune dell'Aquila è nel suo complesso di oltre 470 km², di cui oltre il 75% è soggetto a protezione ambientale. Il gradiente urbano-rurale dell'Aquila si sviluppa lungo il gradiente altimetrico, con una diminuzione della presenza insediativa all'aumentare della quota.

A seguito degli enormi danni causati dal terremoto avvenuto nel 2009, la città dell'Aquila è stata oggetto di una vasta azione di ricostruzione, con ampie parti dell'area urbanizzata soggette ad opere di demolizione e ricostruzione. Con i lavori di ricostruzione post-sismica, il gradiente urbano-rurale si è trasformato in un gradiente di attività edilizie, potenziali fonti di inquinamento atmosferico. L'uso dei licheni come bioindicatori per la valutazione della qualità dell'aria lungo il gradiente altimetrico urbano-rurale dell'Aquila (vedi Capitolo 7 di questa tesi) ha permesso di evidenziare come i lavori di ricostruzione abbiano impattato notevolmente sulla qualità dell'aria in città. Abbiamo osservato che la diversità lichenica tende ad aumentare secondo il gradiente urbano-rurale, risultando minore nelle aree centrali della città maggiormente soggette all'attività di ricostruzione. Nei siti più centrali si osserva sulla superficie dei licheni campionati una anomala concentrazione di elementi che sono associabili proprio ai materiali usati in edilizia. Questi risultati sono particolarmente interessanti perché la bassa diversità lichenica nei centri

urbani è normalmente dovuta in larga misura alle emissioni inquinanti prodotte dal traffico veicolare (Forman, 2014; Karagulian et al., 2015; Thunis et al., 2021), cosa estranea al centro aquilano nel periodo studiato in quanto chiuso al traffico. Anzi, in contrasto con il “deserto lichenico” spesso tipico delle aree più densamente urbanizzate (Fattorini, 2019), abbiamo osservato una buona presenza lichenica proprio in pieno centro. Sebbene l’uso dei licheni abbia evidenziato problemi nella qualità dell’aria, in quanto le polveri emesse durante le opere di demolizione e ricostruzione sono importanti inquinanti atmosferici, è confortante il fatto che non sia stata osservata la presenza di amianto sulla loro superficie. Tale ricerca suggerisce l’opportunità di approfondire il biomonitoraggio della qualità dell’aria tramite licheni in altri contesti soggetti a rapida espansione urbana, anche in territori complessivamente a bassa antropizzazione.

Bibliografia

- Axmanová, I.; Tichý, L.; Fajmonová, Z.; Hájková, P.; Hettnerbergerová, E.; Li, C.F.; Merunková, K.; Najzchlebová, M.; Otýpková, Z.; Vymazalová, M.; et al. Estimation of herbaceous biomass from species composition and cover. *Appl. Veg. Sci.* **2012**, *15*, 580–589.
- Barua, M.; Gurdak, D.J.; Ahmed, R.A.; Tamuly, J. Selecting flagships for invertebrate conservation. *Biodivers. Conserv.* **2012**, *21*, 1457–1476.
- Berenbaum, M. Insect conservation and the Entomological Society of America. *Am. Entomol.* **2008**, *54*, 117–120.
- Bergès, L.; Gégout, J.C.; Franc, A. Can understory vegetation accurately predict site index? A comparative study using floristic and abiotic indices in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) stands in northern France. *Ann. For. Sci.* **2006**, *63*, 31–42.
- Blondel, J.; Aronson, J. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*; Oxford University Press: Oxford, UK, 1999.
- Bricca, A.; Carranza, M.L.; Varricchione, M.; Cutini, M.; Stanisci, A. Exploring Plant Functional Diversity and Redundancy of Mediterranean High-Mountain Habitats in the Apennines. *Diversity* **2021**, *13*, 466.
- Bricca, A.; Conti, L.; Tardella, M.F.; Catorci, A.; Iocchi, M.; Theurillat, J.-P.; Cutini, M. Community assembly processes along a sub-Mediterranean elevation gradient: Analyzing the interdependence of trait community weighted mean and functional diversity. *Plant Ecol.* **2019**, *220*, 1139–1151.
- Cardoso, P.; Barton, P.S.; Birkhofer, K.; Chichorro, F.; Deacon, C.; Fartmann, T.; Fukushima, C.S.; Gaigher, R.; Habel, J.C.; Hallmann, C.A.; et al. Scientists’ warning to humanity on insect extinctions. *Biol. Conserv.* **2020**, *242*, 108426.
- Cardoso, P.; Leather, S.R. Predicting a global insect apocalypse. *Insect Conserv. Divers.* **2019**, *12*, 263–267.
- Chytrý, M.; Tichý, L.; Dřevojan, P.; Sádlo, J.; Zelený, D. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia* **2018**, *90*, 83–103.
- Courtney, S.P. The ecology of pierid butterflies: dynamics and interactions. *Adv. Ecol. Res.* **1986**, *15*, 51–116.
- Croxtan, P.J.; Hann, J.P.; Greatorex-Davies, J.N.; Sparks, T.H. Linear hotspots? The floral and butterfly diversity of green lanes. *Biol. Conserv.* **2005**, *121*, 579–584.
- Di Musciano, M.; Zannini, P.; Ferrara, C.; Spina, L.; Nascimbene, J.; Vetaas, O.R.; Bhatta, K.P.; D’Agostino, M.; Peruzzi, L.; Carta, L. Investigating elevational gradients of species richness in a Mediterranean plant hotspot using a published flora. *Front. Biogeogr.* **2021**, *13*, 3.

- Erhardt, A. Diurnal Lepidoptera: Sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.* **1985**, *22*, 849–861.
- Fattorini, S. Biotope prioritisation in the Central Apennines (Italy): Species rarity and cross-taxon congruence. *Biodivers. Conserv.* **2010**, *19*, 3413–3429.
- Fattorini, S. Variation in zoogeographical composition along an elevational gradient: The tenebrionid beetles of Latium (Central Italy). *Entomologia* **2013**, *1*, 33–40.
- Fattorini, S. Disentangling the effects of available area, mid-domain constraints, and species environmental tolerance on the altitudinal distribution of tenebrionid beetles in a Mediterranean area. *Biodivers. Conserv.* **2014**, *23*, 2545–2560.
- Fattorini, S. On the concept of chorotype. *J. Biogeogr.* **2015**, *42*, 2246–2251.
- Fattorini, S. A history of chorological categories. *Hist. Philos. Life Sci.* **2016**, *38*, 12.
- Fattorini, S. The Watson-Forbes biogeographical controversy untangled 170 years later. *J. Hist. Biol.* **2017**, *50*, 473–496.
- Fattorini, S. *Ecologia Urbana*; Ediesse: Roma, Italy, 2019; pp. 1–300.
- Fattorini, S.; Mantoni, C.; Di Biase, L.; Pace, L. Mountain biodiversity and sustainable development. In *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Life on Land*; Leal Filho, W., Azul, A., Brandli, L., Özuyar, P., Wall, T., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2020; pp. 1–31.
- Ferrer-Paris, J.R.; Sánchez-Mercado, A.; Vilorio, A.L.; Donaldson, J. Congruence, diversity of butterfly host plant associations at higher taxonomic levels. *PLoS ONE* **2013**, *8*, 1–15.
- Fleisman, E.; Mac Nally, R.; Murphy, D.D. Relationships among non-native plants, diversity of plants and butterflies, and adequacy of spatial sampling. *Biol. J. Linn. Soc.* **2005**, *85*, 157–166.
- Forman, R.T.T. *Towns, Ecology, and the Land*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2019; pp. 1–586.
- Fosaa, A.M.; Skyes, M.T. Distribution of Raunkiær’s life-forms along altitudinal gradients in the Faroe Islands. *Fróðskaparrit* **2006**, *54*, 114–130.
- Gatto, C.A.F.R.; Cohn-Haft, M. Spatial Congruence Analysis (SCAN): A method for detecting biogeographical patterns based on species range congruences. *PLoS ONE* **2021**, *16*, e0245818.
- Govorushko, S. *Human-Insect Interactions*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2018; 442p.
- Habel, J.C.; Gossner, M.M.; Schmitt, T. Just beautiful?! What determines butterfly species for nature conservation. *Biodivers. Conserv.* **2021**, *30*, 2481–2493.
- Hall, J.P.W. Montane speciation patterns in *Ithomiola* butterflies (Lepidoptera: Riodinidae): are they consistently moving up in the world? *Proc. R. Soc. B.* **2005**, *272*, 2457–2466.
- Hallmann, C.A.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hofland, N.; Schwan, H.; Stenmans, W.; Müller, A.; Sumser, H.; Hörren, T.; et al. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* **2017**, *12*, e0185809.
- Han, D.; Zhang, C.; Wang, C.; She, J.; Sun, Z.; Zhao, D.; Bian, Q.; Han, W.; Yin, L.; Sun, R.; Wang, X.; Cheng, H. Differences in Response of Butterfly Diversity and Species Composition in Urban Parks to Land Cover and Local Habitat Variables. *Forests* **2021**, *12*, 140
- Hardy, P.B.; Sparks, T.H.; Isaac, N.J.; Dennis, R.L.H. Specialism for larval and adult consumer resources among British butterflies: implications for conservation. *Biological Conservation* **2007**, *138*, 440–452
- Häring, T.; Reger, B.; Ewald, J.; Hothorn, T.; Schröder, B. Predicting Ellenberg’s soil moisture indicator value in the Bavarian Alps using additive georegression. *Appl. Veg. Sci.* **2012**, *16*, 110–121.

- Harvey, J.A.; Heinen, R.; Armbrrecht, I.; Basset, Y.; Baxter-Gilbert, J.H.; Bezemer, T.M.; Böhm, M.; Bommarco, R.; Borges, P.A.V.; Cardoso, P.; et al. International scientists formulate a roadmap for insect conservation and recovery. *Nat. Ecol. Evol.* **2020**, *4*, 174–176.
- Hawkins, B.A.; Porter, E.E. Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies. *Am. Nat.* **2003**, *161*, 40–49.
- Hedwall, P.-O.; Brunet, J.; Diekmann, M. With Ellenberg indicator values towards the north: Does the indicative power decrease with distance from Central Europe? *J. Biogeogr.* **2019**, *46*, 1041–1053.
- Irl, S.D.H.; Obermeier, A.; Beierkuhnlein, C.; Steinbauer, M.J. Climate controls plant life-form patterns on a high-elevation oceanic island. *J. Biogeogr.* **2020**, *47*, 2261–2273.
- Karagulian, F.; Belis, C.A.; Dora, C.F.C.; Prüss-Ustün, A.M.; Bonjour, S.; Adair-Rohani, H.; Amann, M. Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmos. Environ.* **2015**, *120*, 475–483.
- Karagulian, F.; Belis, C.A.; Dora, C.F.C.; Prüss-Ustün, A.M.; Bonjour, S.; Adair-Rohani, H.; Amann, M. Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmos. Environ.* **2015**, *120*, 475–483.
- Keddy, P.A.; Laughlin, D.C. *A Framework for Community Ecology: Species Pools, Filters, and Traits*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2022; pp. 1–370.
- Klimeš, L. Life-forms and clonality of vascular plants along an altitudinal gradient in E Ladakh (NW Himalayas). *Basic Appl. Ecol.* **2003**, *4*, 317–328.
- Kutbay, H.; Surmen, B. Ellenberg ecological indicator values, tolerance values, species niche models for soil nutrient availability, salinity, and pH in coastal dune vegetation along a landward gradient (Euxine, Turkey). *Turk. J. Bot.* **2022**, *46*, 346–360.
- Lazarina, M.; Charalampopoulos, A.; Psaralexi, M.; Krigas, N.; Michailidou, D.E.; Kallimanis, A.S.; Sgardelis, S.P. Diversity patterns of different life forms of plants along an elevational gradient in Crete, Greece. *Diversity* **2019**, *11*, 200.
- Lepš, J.; De Bello, F.; Šmilauer, P.; Doležal, J. Community trait response to environment: Disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. *Ecography* **2011**, *34*, 856–863.
- Leuschner, C.; Ellenberg, H. *Ecology of Central European Forests: Vegetation ecology of Central Europe*; Springer International Publishing: Basel, Switzerland, 2017; Volume 1, pp. 1–779.
- Levy, J.M.; Connor, E.F. Are gardens effective in butterfly conservation? A case study with the pipevine swallowtail, *Battus philenor*. *J. Insect Conserv.* **2004**, *8*, 323–330.
- Levy, J.M.; Connor, E.F. Are gardens effective in butterfly conservation? A case study with the pipevine swallowtail, *Battus philenor*. *J. Insect Conserv.* **2004**, *8*, 323–330.
- Loertscher, M.; Erhardt, A.; Zettel, J. Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: The role of nectar sources. *Ecography* **1995**, *18*, 15–26.
- Lososová, Z.; Chytrý, M.; Cimalová, S.; Kropáč, Z.; Otýpková, Z.; Pyšek, P.; Tichý, L. Weed vegetation of arable land in Central Europe: Gradients of diversity and species composition. *J. Veg. Sci.* **2004**, *15*, 415–422.
- Major, J.; Rejmanek, M. *Amelanchier alnifolia* vegetation in eastern Idaho, USA and its environmental relationships. *Vegetatio* **1992**, *98*, 141–156.
- Marcenò, C.; Guarino, R.A. A test on Ellenberg indicator values in the Mediterranean evergreen woods (*Quercetea ilicis*). *Rend. Fis. Acc. Lincei* **2015**, *26*, 345–356.

- Nevado, B.; Contreras-Ortiz, N.; Hughes, C.; Filatov, D.A. Pleistocene glacial cycles drive isolation, gene flow and speciation in the high-elevation Andes. *New Phytol.* **2018**, *219*, 779–793.
- Oberhauser, K.; Guiney, M. Insects as flagship conservation species. *Terr. Arthropod Rev.* **2009**, *1*, 111–123.
- Olano, J.M.; Almería, I.; Eugenio, M.; Von Arx, G. Under pressure: How a Mediterranean high-mountain forb coordinates growth and hydraulic xylem anatomy in response to temperature and water constraints. *Funct. Ecol.* **2013**, *27*, 1295–1303.
- Persson, S. Ecological Indicator Values as an Aid in the Interpretation of Ordination Diagrams. *J. Ecol.* **1981**, *69*, 71–84.
- Pignatti, S.; Bianco, P.M.; Fanelli, G.; Guarino, R.; Petersen, L.; Tescarollo, P. *Reliability and Effectiveness of Ellenberg's Indices in Checking Flora and Vegetation Changes Induced by Climatic Variations*, In *Fingerprints of Climate Changes: Adapted Behaviour and Shifting Species Ranges*; Walter, G.R., Burga, C.A., Edwards, P.J., Eds.; Kluwer Academic/Plenum Publishers: New York, NY, USA, 2001; pp. 281–304.
- Pignatti, S.; Menegoni, P.; Pietrosanti, S. Valori di biondificazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* **2005**, *39*, 1–97.
- Pywell, R.F.; Warman, E.A.; Sparks, T.H.; Greatorex-Davies, J.N.; Walker, K.J.; Meek, W.R.; Carvell, C.; Petit, S.; Firbank, L.G. Assessing habitat quality for butterflies on intensively managed arable farmland. *Biol. Conserv.* **2004**, *118*, 313–325.
- Rahbek, C. The elevational gradient of species richness: A uniform pattern? *Ecography* **1995**, *18*, 200–205.
- Rahbek, C. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecol. Lett.* **2005**, *8*, 224–239.
- Ries, L.; Debinski, D.M.; Wieland, M.L. Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conserv. Biol.* **2001**, *15*, 401–411.
- Romano, B.; Fiorini, L.; Marucci, A.; Zullo, F. The Urbanization Run-Up in Italy: From a Qualitative Goal in the Boom Decades to the Present and Future Unsustainability. *Land* **2020**, *9*, 301.
- Samways, M.J. *Insect Conservation: A Global Synthesis*; CABI:Wallingford, UK, 2020; 540p.
- Shreeve, T.G. (1992) Adult behaviour. In: *The ecology of butterflies in Britain*; Dennis, R.L.H., Ed. Oxford University Press: Oxford, UK.
- Soga, M.; Koike, S. Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecol. Res.* **2012**, *27*, 265–271.
- Sørensen, M.M.; Tybirk, K. Vegetation analysis along a successional gradient from heath to oak forest. *Nord. J. Bot.* **2000**, *20*, 537–546.
- Sparks, T.H.; Parish, T. Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey Fens, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conserv.* **1995**, *73*, 221–227.
- Stanisci, A.; Bricca, A.; Calabrese, V.; Cutini, M.; Pauli, H.; Steinbauer, K.; Carranza, M.L. Functional composition and diversity of leaf traits in subalpine versus alpine vegetation in the Apennines. *AoB PLANTS* **2020**, *12*, plaa004.
- Sumner, S.; Law, G.; Cini, A. Why we love bees and hate wasps. *Ecol. Entomol.* **2018**, *43*, 836–845.
- Tardella, F.M.; Bricca, A.; Chelli, S.; Campetella, G.; Canullo, R.; Cutini, M.; Goia, I.M.; Postiglione, N.; Catorci, A. Species trait syndrome drives the leaves' functional variations of dominant grasses to modifications in summer water supply. *Plant Ecol.* **2021**, *222*, 1113–1128.

- Theurillat, J.-P.; Iocchi, M.; Cutini, M.; De Marco, G. Vascular plant richness along an elevation gradient at Monte Velino (Central Apennines, Italy). *Biogeographia* **2007**, *28*, 149–166.
- Thunis, P.; Clappier, A.; de Meij, A.; Pisoni, E.; Bessagnet, B.; Tarrason, L. Why is the city's responsibility for its air pollution often underestimated? A focus on PM2.5. *Atmos. Chem. Phys.* **2021**, *21*, 18195–18212.
- Tsafack, N.; Fattorini, S.; Boieiro, M.; Rigal, F.; Ros-Prieto, A.; Ferreira, M.T.; Borges, P.A.V. The role of small lowland patches of exotic forests as refuges of rare endemic Azorean arthropods. *Diversity* **2021**, *13*, 443.
- Van Dobben, H.F.; ter Braak, C.J.F.; Dirkse, G.M. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *For. Ecol. Manag.* **1999**, *114*, 83–95.
- Vane-Wright, R.I. Butterflies, worldviews, biodiversity, general systems theory, and taxonomy. In *Report on Insect Inventory Project in Tropical Asia (TAIIV)*; Yata, O., Ed.; Kyushu University: Fukuoka, Japan, 2008; pp. 1–20.
- Violle, C.; Enquist, B.J.; McGill, B.J.; Jiang, L.; Albert, C.H.; Hulshof, C.; Jung, V.; Messier, J. The return of the variance: Intraspecific variability in community ecology. *Trends Ecol. Evol.* **2012**, *27*, 244–252.
- Volf, M.; Redmond, C.A.; Ágnes, J.; Le Bagousse-Pinguet, Y.; Biella, P.; Götzenberger, L.; Hrázský, Z.; Janeček, Š.; Klimešová, J.; Lepš, J.; et al. Effects of long- and short-term management on the functional structure of meadows through species turnover and intraspecific trait variability. *Oecologia* **2016**, *180*, 941–950.
- Wagner, D.L.; Grames, E.M.; Forister, M.L.; Berenbaum, M.R.; Stopak, D. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2021**, *118*, e2023989118.
- Wildi, O. *Data Analysis in Vegetation Ecology*, 3rd ed.; Cabi: Wallingford, UK, 2017; pp. 1–334.
- Zarzycki, K.; Trzcińska-Tacik, H.; Różański, W.; Szelağ, Z.; Wołek, J.; Korzeniak, U. *Ecological Indicator Values of Vascular Plants of Poland. Ekologiczne Liczby Wskaźnikowe Roślin Naczyniowych Polski*; W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences: Kraków, Poland, 2002; pp. 1–183.
- Zullo, F.; Marucci, A.; Fiorini, L.; Romano, B. The Italian Apennines between earthquakes, high naturalness and urban growth. *Environ. Plan. B Urban Anal. City Sci.* **2020**, *47*, 716–731.

ENGLISH ABSTRACT

The Apennines are characterized by the presence of a double stress gradient, with lowlands subject to high temperatures and pronounced aridity in summer, and high altitudes to very low temperatures in winter. This double stress gradient is expected to represent a strong environmental filter for biological communities. To test this hypothesis, we investigated how various aspects of plant communities, such as their functional traits, biogeographical groups, biological forms, and ecological preferences, varied with elevation in mountain areas of the Abruzzi Region. We also studied the influence of floral diversity and elevation (which reflects the environmental filtering mainly exerted by temperature) on butterfly communities. We also discussed the possible role of botanical gardens as sites to promote butterfly conservation (butterfly gardens) in natural areas. Finally, we used lichens to investigate the impact of air pollutants produced by the post-seismic reconstruction works in the city of L'Aquila, whose urban-rural gradient follows the elevational gradient. The study of plant functional traits showed that, as expected according to the double stress gradient hypothesis, the lowest and the highest elevations were the most selective. Also, the interspecific variation in plant traits was more important than the intraspecific one, a result of particular interest given the increasing impact of the climate change on mountains. The study of the biogeographical composition (chorotypes) of plant communities highlighted a prevalence of European and Euro-Asiatic species at intermediate elevations because of their preference for temperate climates, while Mediterranean species were strongly filtered by elevation, being particularly sensitive to the decrease of temperature. The analysis of biological forms showed that phanerophytes and geophytes prevailed at intermediate elevations occupied by beech woods, whereas hemicryptophytes increased with elevation due to their greater ability to cope with harsh environmental conditions at high elevations. Chamaephytes exhibited a U-shaped pattern due to their ability to cope with the harsh conditions at the two extremes of the gradient (strong aridity in the lowlands and intense cold on the mountaintops, respectively). The study of plant ecological preferences showed that the thermophilic character of the plant communities decreased with increasing elevation. At the extremes of the gradient (where open environments prevailed) plant communities were dominated by species that prefer sunny places and are capable of surviving on poor and dry soils, while communities at intermediate elevations (where forests prevailed) were dominated by species associated with shady places and which prefer rich and moist soils. The analysis of the relationships between butterfly and floral diversity (number of plant species with flowers at least potentially usable by butterflies) showed that plant richness was a much stronger predictor of butterfly abundance than elevation, while its effect on butterfly diversity was less important. This supports the hypothesis that butterflies are mainly generalist nectarivores, with availability of nectar sources and elevation acting in an opposite way on butterfly diversity. Our work on the use of botanical gardens as a tool for butterfly conservation allowed the development of a project that can represent a reference model to promote awareness of insect conservation, disseminate scientific knowledge, and perform research, also through citizen science programs. Finally, the study of lichens as bioindicators of air quality showed that lichen diversity decreased towards the center of the city of L'Aquila due to the atmospheric pollution produced by demolition and reconstruction works. This research suggests that lichens can be profitably used for air quality evaluation in other rural contexts subject to rapid urban expansion.

Ringraziamenti

Ringrazio la Prof. Loretta Pace per aver accettato di seguirmi come *tutor* per il mio percorso di dottorato. Ringrazio il Prof. Simone Fattorini, guida insostituibile, per avermi seguita anche in questa occasione. Ringrazio tutt* coloro che hanno contribuito allo svolgimento delle ricerche presentate in questa tesi e che sono coautori e coautrici delle pubblicazioni che ne sono scaturite.

Un sentito ringraziamento va in particolare al Dottor Fabrizio Bartolucci e al Prof. Fabio Conti per avermi assistita con amicale disponibilità nella identificazione di numerosi campioni vegetali.

Ringrazio il Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga per il supporto alle attività svolte nell'area protetta.

Desidero ringraziare amiche, amici e familiari che mi hanno aiutata nel lavoro di campo e nella preparazione degli esemplari: Fabrizio Caruso, Alba Cristallo, Linda Di Biase, Michele Di Biase, Danilo Impellizzeri, Gianluca Nasso, Serena Rossi e Aurora Tempestilli.

Un sentito ringraziamento va infine alle Proff. Angela Stanisci e Maria Laura Carranza per il loro ruolo di valutatrici di questa tesi.