UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO

FACOLTÀ DI SCIENZE AGRARIE E ALIMENTARI

CORSO DI LAUREA IN VALORIZZAZIONE E TUTELA DELL'AMBIENTE E DEL TERRITORIO MONTANO

RISPOSTA DELLE COMUNITÀ DI CARABIDI AL DISTURBO DA *IPS TYPOGRAPHUS* IN PECCETE MONTANE: IL CASO DI STUDIO DELL'ALTA VAL SERIANA E DELLA VAL CAMONICA

Relatore: Prof.ssa. Sara Savoldelli

Correlatore: Dott. Riccardo Panza

Elaborato finale di: Sebastiano Cortinovis

Matricola: 18777A

Anno accademico 2025-2026

INDICE

1. INTRODUZIONE....3
1.1 L'abete rosso....3
1.2 Il bostrico....4
1.3 Bioindicatori....6
1.4 I carabidi....6
1.5 Carabidi come bioindicatori....8
1.6 Risposte delle comunità di carabidi ai disturbi ambientali....9
1.7 Obiettivo dello studio....10
2. MATERIALI E METODI....11
2.1 Area di studio....11
2.2 Inquadramento territoriale....11
2.3 Trappole a caduta e transetti....17
2.4 Posizionamento delle trappole e raccolta campioni....18
2.5 Identificazione e pulizia dei campioni....19
2.6 Analisi dei dati....20
3. RISULTATI....23
3.1 Struttura delle comunità....23
3.2 Indici di diversità e uniformità....33
3.3 Tratti funzionali....36
4. DISCUSSIONE....45
5. CONCLUSIONI....51
6. BIBLIOGRAFIA....53
RINGRAZIAMENTI....60
RIASSUNTO....61

1. INTRODUZIONE

1.1 L’abete rosso

L’abete rosso (*Picea abies* Karst, 1881) è la principale specie delle foreste di conifere boreali e subalpine, nel nord, est e centro Europa. È presente a partire dal livello del mare in nord Europa fino ai 2400 m nelle Alpi, cresce fino a 50-60 m di altezza e 150 cm di diametro del tronco, e può raggiungere un’età di 200-300 anni (Caudullo *et al.* 2016). Per crescere ha bisogno di una quantità sufficiente di umidità nel suolo e nell’aria e di precipitazioni distribuite durante tutto l’anno. Resiste bene al freddo estremo, ma nelle regioni con almeno 450 mm di precipitazioni annue; la riduzione della copertura nevosa, combinata ai forti venti, lo esclude dai boschi montani. È moderatamente tollerante all’ombra, ma si adatta a diversi livelli di illuminazione (Obidowicz *et al.* 2004). Fin dal passato è stato coltivato anche fuori dal suo naturale habitat trasformando foreste naturali in artificiali (Caudullo *et al.* 2016). Il suo areale si è espanso molto anche al di fuori delle aree dove si trova il suo *optimum* ecologico, ed è arrivato a coprire anche il 40% delle zone boscate in Svezia e Austria. In Svizzera e Germania è stato spesso piantato nel suo habitat naturale in montagna, ma anche in collina e pianura. Nelle Alpi è presente maggiormente tra i 1200 m e 1500/1600 m ma raggiunge anche quote inferiori ai 1000 m dove gli interventi forestali l’hanno favorito a discapito delle latifoglie (Studio ForST Network e Ecosapiens di cooperativa sociale l' Ovile n.d.). Le ragioni che hanno portato a questa espansione artificiale sono: una produzione di alto valore, basso costo di piantagione e un’elevata conoscenza dell’abete rosso. Di recente alcuni svantaggi sono diventati più evidenti, come l’aumento di mortalità in condizioni di siccità, la suscettibilità alle tempeste e ai funghi (Spiecker 2000). I principali disturbi naturali che affliggono l’abete rosso sono il fuoco, la siccità, le tempeste e i patogeni come i coleotteri della sottofamiglia Scolytinae; la tolleranza al fuoco è molto bassa, le tempeste lo riescono a sradicare facilmente e l’accesso all’acqua in profondità è limitato a causa del suo apparato radicale superficiale (Caudullo *et al.* 2016). Gli attacchi di scolitidi alle foreste di conifere in ambito europeo sono in continua crescita in seguito a vari fenomeni di disturbo quali tempeste di vento e altri eventi

climatici, come ad esempio siccità prolungate, varie specie di conifere sono interessate al problema, ma si manifesta con particolare intensità e frequenza a carico dell'abete rosso (*Picea abies*) (Battisti 2023). In particolare le formazioni submontane di sostituzione sono le più esposte agli attacchi di Scolytinae.

1.2 Il bostrico

Ips typographus (L., 1758) è un coleottero della sottofamiglia Scolytinae comunemente chiamato bostrico. L'ospite principale in Europa è *Picea abies* (abete rosso) e altre specie del genere *Picea* ma attacca occasionalmente anche altre conifere del genere *Pinus*, *Abies* e *Larix.* È diffuso in Europa e Asia e ha la stessa distribuzione del suo ospite principale, *Picea abies* (EPPO 2026). Il bostrico è uno dei parassiti forestali più distruttivi che causa danni nelle foreste di abete rosso e negli ecosistemi associati (Caudullo *et al.* 2016). Può causare in breve tempo la morte degli alberi su estese superfici, con enormi danni per l'economia forestale e pesanti implicazioni di natura ambientale. Attacca in genere piante adulte e mature, di età superiore a 60-80 anni, scavando gallerie sotto la corteccia e nutrendosi dei tessuti conduttori dell'albero (Battisti 2023). A livelli bassi di popolazione (fase endemica), il coleottero attacca alberi già indeboliti, quando la popolazione aumenta (fase epidemica), in seguito ad esempio a una tempesta che rende disponibile un quantitativo elevato di materiale ideale, il coleottero inizia ad attaccare alberi sani (EPPO 2026). L'insetto ha un rapporto di simbiosi mutualistica con funghi che infettano rapidamente i tessuti corticali, lo aiutano nella digestione, contribuiscono così in misura determinante alla morte dell'albero. Il più frequente tra i fattori predisponenti lo sviluppo delle infestazioni è costituito dagli schianti da vento e da neve. Se gli schianti sono numerosi e non vengono rimossi in tempo, la densità di popolazione dello scolitide può aumentare notevolmente e raggiungere livelli tali da consentire un attacco di massa alle piante in piedi, con l'avvio di piccole infestazioni che interessano da poche decine a qualche centinaio di alberi. Sono frequenti anche le infestazioni causate da fenomeni di stress idrico e termico, che rendono gli alberi più suscettibili agli insetti. In condizioni normali le infestazioni non progrediscono e si estinguono per via naturale in uno o due anni. In presenza di condizioni di stress e di grandi masse di insetti che si sviluppano su materiale a terra, le infestazioni locali

possono originare vere e proprie pullulazioni durante le quali vengono attaccati alberi sani, che non riescono più ad opporre resistenza all'elevatissimo numero di insetti. Se da un lato la morte degli alberi può rappresentare una fonte di diversi tipi di disturbo, dall'altro è innegabile che essa contribuisca ad aumentare significativamente la biodiversità su scala di paesaggio, sia attraverso la produzione di grandi quantità di legno morto, sia mediante la creazione di aperture nella copertura forestale (Battisti 2023). In Europa il bostrico ha determinato la morte dell'8% degli alberi morti per disturbi naturali tra il 1850 e il 2000, dopo il 2000 la percentuale è aumentata significativamente. Il cambiamento climatico svolge il ruolo di amplificatore delle dinamiche epidemiche: le temperature maggiori facilitano lo svernamento e sviluppo del bostrico diminuendo la mortalità invernale, mentre la siccità aumenta lo stress idrico per le piante e ne diminuisce le difese naturali rendendole più soggette agli attacchi (Hlásny e König 2021).

Il bostrico è ampiamente diffuso lungo le Alpi ed è incerta la sua presenza in Toscana e Calabria (EPPO 2021). Tra il 27 e il 30 ottobre del 2018 si è verificata una tempesta denominata Vaia, che ha colpito gran parte dell'Italia, venti con intensità fino a 120 km/h e raffiche superiori a 200 km/h hanno investito il nord e centro Italia, causando elevati danni al patrimonio forestale dell'arco Alpino. L'azione combinata di pioggia e raffiche di vento hanno portato al danneggiamento di 42500 ettari di bosco e a 8,6 milioni di metri cubi abbattuti (Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e delle Foreste (ERSAF), n.d.). Prima della tempesta Vaia si verificavano casi isolati di infestazione che dipendevano da cause di tipo meteorologico, interventi selvicolturali erronei e rilascio di materiale tagliato, siccità e conseguente moria delle piante fuori areale. Gli interventi effettuati consistevano nell'asportazione degli alberi morti in piedi. In seguito al passaggio di Vaia le popolazioni di bostrico sono aumentate velocemente portando a epidemie e squilibri ecosistemici. (Regione Lombardia – Servizio Fitosanitario (in collaborazione con ERSAF e ARPA Lombardia) 2026). In questo contesto, risulta fondamentale monitorare lo stato ecologico delle peccete colpite dagli attacchi del coleottero, al fine di valutare la necessità di eventuali interventi gestionali e di individuare le strategie più appropriate. A tale scopo, uno degli strumenti maggiormente impiegati per valutare le condizioni ambientali e i cambiamenti degli

ecosistemi è rappresentato dall'utilizzo dei bioindicatori.

1.3 Bioindicatori

I bioindicatori comprendono i processi biologici, le singole specie o intere comunità, usate per valutare la qualità dell'ambiente e le sue variazioni nel tempo, causate da disturbi antropici o naturali (Holt e Miller 2011). Uno degli obiettivi principali della ricerca di bioindicatori è identificare taxa che possono indicare in modo affidabile il disturbo di un ambiente e riflettere la risposta di altri gruppi o la biodiversità generale. La ragione principale dell'uso di bioindicatori è il loro rapporto costo-efficacia; usandoli è possibile valutare l'impatto sul biota al posto di esaminare l'intero biota (Rainio e Niemelä 2003). I bioindicatori si suddividono principalmente in tre categorie, che spesso non si escludono a vicenda ma possono sovrapporsi: ambientali, ecologici e di biodiversità: quelli ambientali agiscono come sistemi di allerta precoce, segnalando tempestivamente qualsiasi cambiamento, quelli ecologici vengono impiegati per monitorare e misurare l'impatto di stress specifici all'interno di un ecosistema, quelli di biodiversità sono utilizzati per indicare e stimare i livelli di diversità tassonomica presenti in un determinato sito (Gerlach *et al.* 2013). I cambiamenti ambientali possono causare diversi effetti agli indicatori, come fisiologici o il numero di specie e l'abbondanza, inoltre la risposta delle specie può essere vista dal punto di vista dell'individuo, a livello di popolazione (singola specie) o comunità (relazione tra le specie). Un buon bioindicatore dovrebbe avere una tassonomia ed ecologia ben conosciuta, essere ampiamente distribuito geograficamente e specializzato in particolari habitat, rispondere velocemente ai cambiamenti, essere economicamente e facilmente monitorabile, non essere dipendente dalla grandezza del campionamento e la sua risposta dovrebbe riflettere quella di altre specie (Rainio e Niemelä 2003).

1.4 I carabidi

La famiglia dei carabidi (Coleoptera: Carabidae, Latreille, 1810) è composta da più di 40000 specie suddivise in 86 tribù, in Italia sono presenti più di 12000 specie. Hanno mandibole sviluppate, lunghe zampe, elitre striate e setole tattili, la maggior parte ha antenne pubescenti e organi per pulirle. Gli adulti possono essere scuri,

lucenti o opachi, alcuni hanno colori brillanti o metallici, altri sono ricoperti da peluria. I carabidi sono emersi nel Terziario come generalisti in ambienti umidi tropicali, sono poi riusciti a diffondersi in ambienti più secchi e a latitudini e altitudini maggiori, fino a occupare quasi tutti gli ecosistemi terrestri (Lövei e Sunderland 1996). Le parti del loro corpo si sono adattate per correre, scavare, scalare e nuotare. Anche se le specie sembrano strutturalmente generaliste possono comunque essere fisiologicamente specialiste di un ambiente, come dimostrato dal fatto che alcune specie hanno selezionato adattamenti come atterismo e brachitterismo (ovvero hanno perso la capacità di volare), comportamento arboricolo, fossorio e cavernicolo (Brandmayr *et al.* 2005; Lövei e Sunderland 1996).

L'insieme di adattamenti strutturali, fisiologici e comportamentali ha permesso ai carabidi di espandersi in tutti gli ambienti ad eccezione del deserto, questo suggerisce che l'umidità sia un fattore limitante. La loro abbondanza e la ricchezza di specie li hanno portati a essere molto collezionati e studiati da entomologi professionisti e amatoriali. Le specie notturne sono più grandi e numerose di quelle diurne, la loro colorazione differisce di molto; sono scuri e opachi i notturni mentre quelli diurni hanno colori iridescenti, le specie forestali tendono ad essere notturne mentre quelle delle praterie diurne. I carabidi sono principalmente polifagi, consumano animali e materiale vegetale, in generale le larve sono carnivore e hanno un ristretto intervallo di alimenti, mentre gli adulti hanno diete molto variegate. All'interno dei carabidi sono stati trovati resti di: afidi, ragni, larve di lepidotteri, larve di mosca, afidi, opilioni, coleotteri, collemboli, enchitrei, lombrichi, nematodi, imenotteri, centopiedi, millepiedi, molluschi, spore, ife fungine, semi e polline (Lövei e Sunderland 1996). Le femmine spesso si nutrono di una quantità maggiore di prede diverse rispetto ai maschi, inoltre il numero di uova e la grandezza vengono influenzati dalla composizione della dieta. La produzione di uova è quindi legata alla quantità di cibo; la priorità degli adulti è di soddisfare la domanda energetica per il loro sostentamento e usare il surplus per la riproduzione, questo permette agli individui di sopravvivere fino a che le condizioni migliorano e permettono la riproduzione. La loro persistenza in un habitat dipende principalmente dallo stadio maggiormente vulnerabile, che dura di

più, che ha limiti di tolleranza più ristretti e ha limitate capacità di fuga. Queste caratteristiche sono tipiche dello stadio larvale, le uova sono vulnerabili, ma possono essere deposte in microhabitat dove la sopravvivenza è massimizzata e contengono le risorse necessarie a completare lo stadio. lo stadio di pupa non è particolarmente mobile e può durare molto tempo, però è spesso più difeso delle uova o larva. La larva, di tipo campodeiforme, ha bassa mobilità rispetto all'adulto, debole protezione e quindi non tollera gli estremi e deve trovare sufficiente cibo per il suo sviluppo. Sono difficili da determinare a livello di specie e visto che non possono spostarsi per lunghe distanze, devono sopravvivere nell'ambiente dove le uova sono state deposte. A causa della difficoltà nel riconoscimento morfologico delle larve si usano gli individui adulti per capire la loro preferenza di habitat (Lövei e Sunderland 1996).

1.5 Carabidi come bioindicatori

I carabidi sono stati usati con successo come bioindicatori in diversi tipi di studi. La maggior parte di questi si è concentrata sulla risposta delle specie al cambiamento delle condizioni ambientali come la frammentazione delle foreste, le pratiche di gestione, disturbi da incendi o inquinanti (Holland *et al*. 2002; Cobb *et al.* 2007; Da Silva *et al*. 2008; Riley e Browne 2011). I carabidi sono molto conosciuti sia tassonomicamente che ecologicamente, soprattutto nelle regioni temperate; si possono suddividere in specie generaliste con un ampio areale geografico, specie che occupano un'ampia varietà di habitat, e specie specialiste che occupano pochi habitat. Ogni tipologia di habitat ha una sua comunità di carabidi che comprende specie generaliste e specialiste (Brandmayr *et al.* 2005). C'è una chiara differenza tra le specie generaliste che non sono influenzate dalle pratiche forestali, e quelle specialiste che ne sono influenzate; le specie di ambienti aperti sono favorite dal taglio raso, mentre specie specializzate di ambienti forestali, che sono spesso grandi e che si disperdono poco, diminuiscono di numero (Rainio e Niemelä 2003). I carabidi dipendono da molti fattori sia abiotici che biotici; temperatura e umidità, disponibilità trofica, presenza di competitori e la stagione (Holland *et al*. 2002; Lövei e Sunderland 1996). Il monitoraggio dei carabidi non è indipendente dalla grandezza del campionamento, a causa della distribuzione a macchie delle specie, quindi i

risultati possono dipendere dalla quantità di siti studiati, una maggior quantità di siti riduce il problema e aumenta l'affidabilità dei risultati (Rainio e Niemelä 2003). Ci sono variazioni stagionali e annuali nelle popolazioni di carabidi, per questo il monitoraggio dovrebbe comprendere tutta la stagione di attività. Le condizioni meteo e l'attività umana possono causare variazioni annuali, l'uso di più siti di controllo può separare gli effetti anche se le condizioni meteo possono variare tra i siti (Brandmayr *et al.* 2005; Lövei e Sunderland 1996). Infine i carabidi possono essere considerati economicamente importanti perché sono predatori di patogeni agricoli (EL-Danasoury e Iglesias-Piñeiro 2018).

1.6 Risposte delle comunità di carabidi ai disturbi ambientali

Confrontando gli studi che hanno analizzato le risposte dei carabidi ai disturbi ambientali, si comprende come diversi regimi di disturbo possono causare differenti effetti sulle comunità di carabidi (Cobb *et al.* 2007). Nelle aree poco soggette a disturbi, sia naturali che antropici, le comunità di carabidi sono caratterizzate da poche specie dominanti che rappresentano la maggior parte degli individui della comunità e da tante specie rare che rappresentano la minor parte degli individui della comunità (Latty *et al*. 2006; Brandmayr 1980). All'interno dell'area poco disturbata vengono selezionate le specie che sono più adatte ad essa e che quindi presentano quelle caratteristiche tipiche degli specialisti di quell'habitat; nelle foreste mature per esempio sono l'assenza della capacità di volare, le dimensioni corporee maggiori, la dieta carnivora e l'endemicità. (Brandmayr 1980; Latty *et al*. 2006; Da Silva *et al*. 2008). Nelle aree soggette a forti disturbi sia naturali che antropici, le comunità di carabidi sono caratterizzate da una o pochissime specie dominanti, e molte specie rare. Le caratteristiche di queste specie sono diverse da quelle degli ambienti non disturbati; sono la presenza della capacità di volare, dimensioni corporee minori, dieta onnivora e esoticità (Brandmayr 1980, Latty *et al.* 2006, Da Silva *et al.* 2008). Negli studi però si riscontrano spesso situazioni intermedie rispetto a quelle descritte, questo è dovuto all'intensità, l'estensione e la frequenza del disturbo che un'area subisce; ogni specie ha una sua resistenza e resilienza ai disturbi, ciò comporta che i diversi regimi di disturbo selezionano comunità differenti e più o meno degradate (Lake 2013).

Questo si riscontra in quelle aree disturbate dove la diversità risulta maggiore rispetto a quelle non disturbate, proprio perché le specie colonizzatrici aumentano il numero totale di specie della comunità, sommate a quelle che erano presenti prima del disturbo che rimangono presenti grazie alla loro resistenza (Riley e Browne 2011). Gli scenari possono essere multipli, e in aree dove il disturbo è intenso, si possono riscontrare comunità con una specie dominante e povere di specie, o con grande diversità di specie. Si evince che il numero di specie e l'abbondanza totale non sono indicatori affidabili per comprendere le condizioni della comunità di carabidi e dell'ambiente di un'area (Da Silva *et al.* 2008). Un approccio migliore è quello di analisi dei tratti funzionali delle specie della comunità, essi rappresentano le caratteristiche evolutive delle specie che sono connesse all'ambiente dove si sono evolute e, in un'ottica di valutazione ambientale, possono essere molto più informative del solo dato tassonomico. (Gobbi *et al*. 2015, Holland *et al*. 2002).

1.7 Obiettivo dello studio

L'obbiettivo di questa tesi è valutare la struttura delle comunità di carabidi presenti in peccete montane e secondarie, lungo un gradiente di disturbo causato dagli attacchi di bostrico; comprendere quanto gli ecosistemi forestali, formati principalmente da abete rosso, colpiti da attacchi di bostrico vengano disturbati e alterati, attraverso l'uso delle comunità di carabidi come bioindicatori.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Area di studio

La ricerca dei siti di studio si è basata su delle caratteristiche di idoneità quali, la discreta facilità di accesso, un'altitudine di circa 1000m s.l.m., la presenza di aree disturbate da bostrico da circa 3-4 anni e confinanti aree formate da alberi non disturbati, una pendenza non eccessiva e l'assenza di cantieri forestali. La scelta dei siti è stata effettuata tramite l'uso di mappe satellitari e attraverso sopralluoghi, permettendo di individuare 2 siti.

2.2 Inquadramento territoriale

L'area di studio è divisa in 2 siti, il primo è situato nel comune di Ardesio (24020) nella frazione di Valcanale in provincia di Bergamo (BG) e il secondo nei comuni di Cevo (25040) e Berzo Demo (25040) nella frazione di Monte in provincia di Brescia (BS) (Figura 2.1).

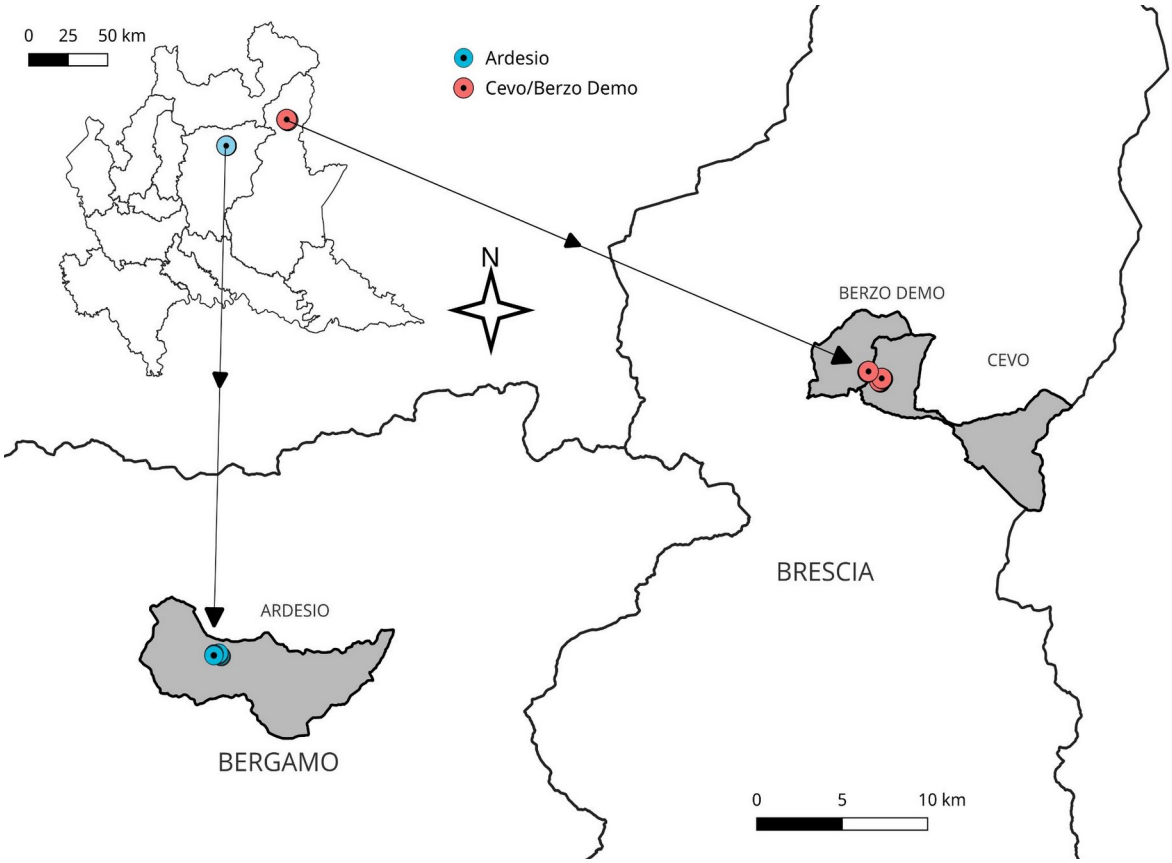


Figura 2.1 Mappa dei siti dove si è svolto lo studio
Elaborazione propria su dati Geoportale della Lombardia (2026).

Il primo sito in Valcanale (45.954067 N, 9.860683 E) è caratterizzato da formazioni forestali di peccete montane e secondarie montane (Figura 2.2) confermate anche visivamente durante il lavoro in campo, è localizzato ad un'altitudine compresa tra i 1100m e 1300m (Figura 2.3) e è prevalentemente esposto a sud e in alcuni punti a est e ovest (Figura 2.4). I popolamenti forestali, presenti nel sito, hanno mostrato gli effetti degli attacchi da bostrico all'incirca tra il 2020 e il 2021 (Figura 2.5), Il clima presenta caratteristiche suboceaniche, con precipitazioni relativamente abbondanti durante tutto l'anno e due picchi in primavera e in autunno; la precipitazione media annua è di 2239 mm/anno e la temperatura media annua è di 9,14 °C. (dati ottenuti dalle stazioni meteorologiche più vicine alle aree di studio, situate ad un'altitudine simile, https://www.arpalombardia.it/temi-ambientali/meteo-e-clima/).

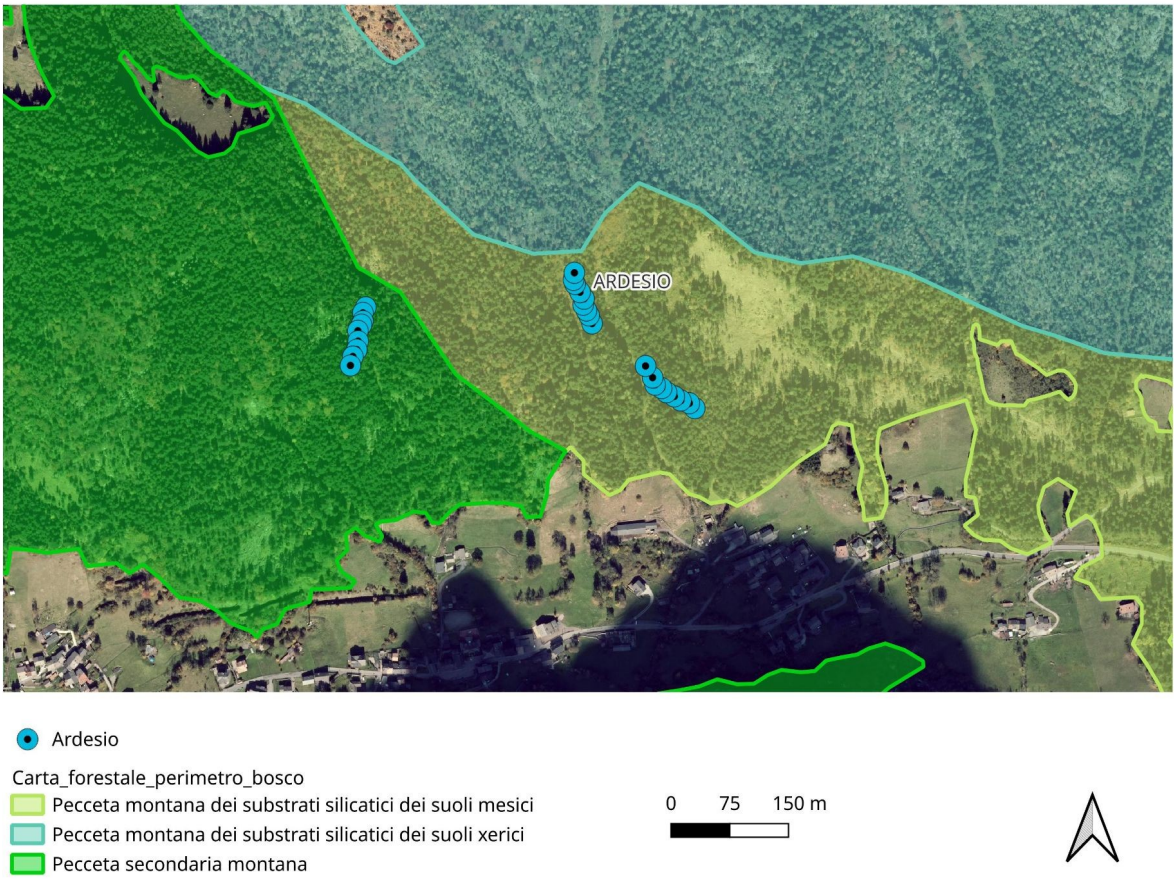


Figura 2.2 Mappa dei tipi forestali del primo sito
Elaborazione propria su dati Geoportale della Lombardia (2025).

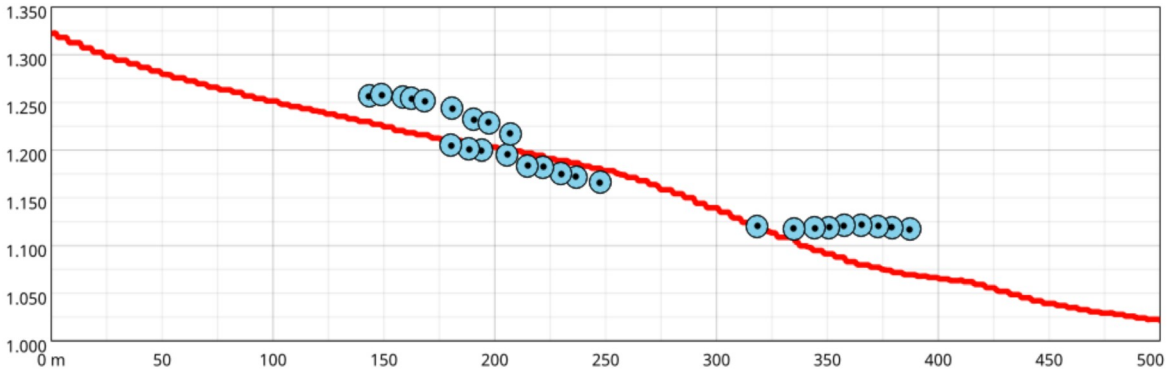


Figura 2.3 Profilo altitudinale del primo sito
Elaborazione propria su dati Geoportale della Lombardia (2015).

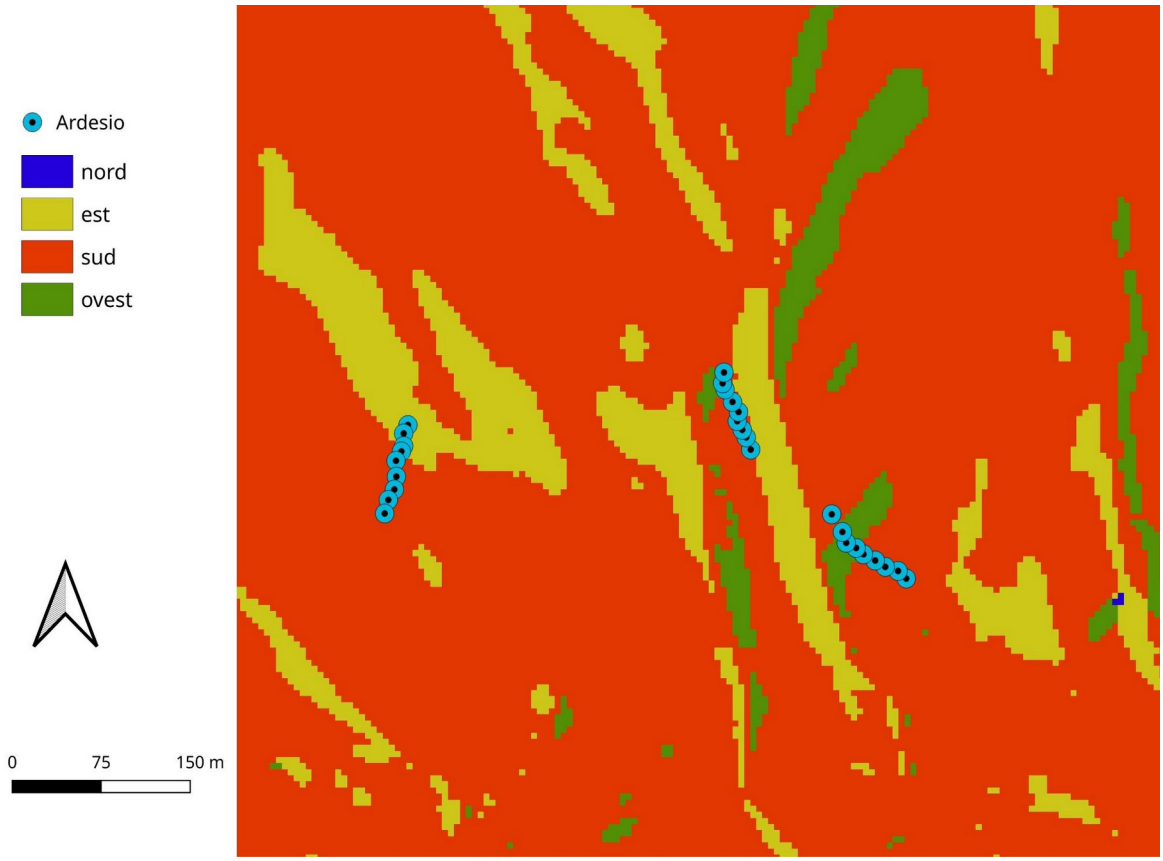


Figura 2.4 Mappa delle esposizioni del primo sito
Elaborazione propria su dati Geoportale della Lombardia (2015).

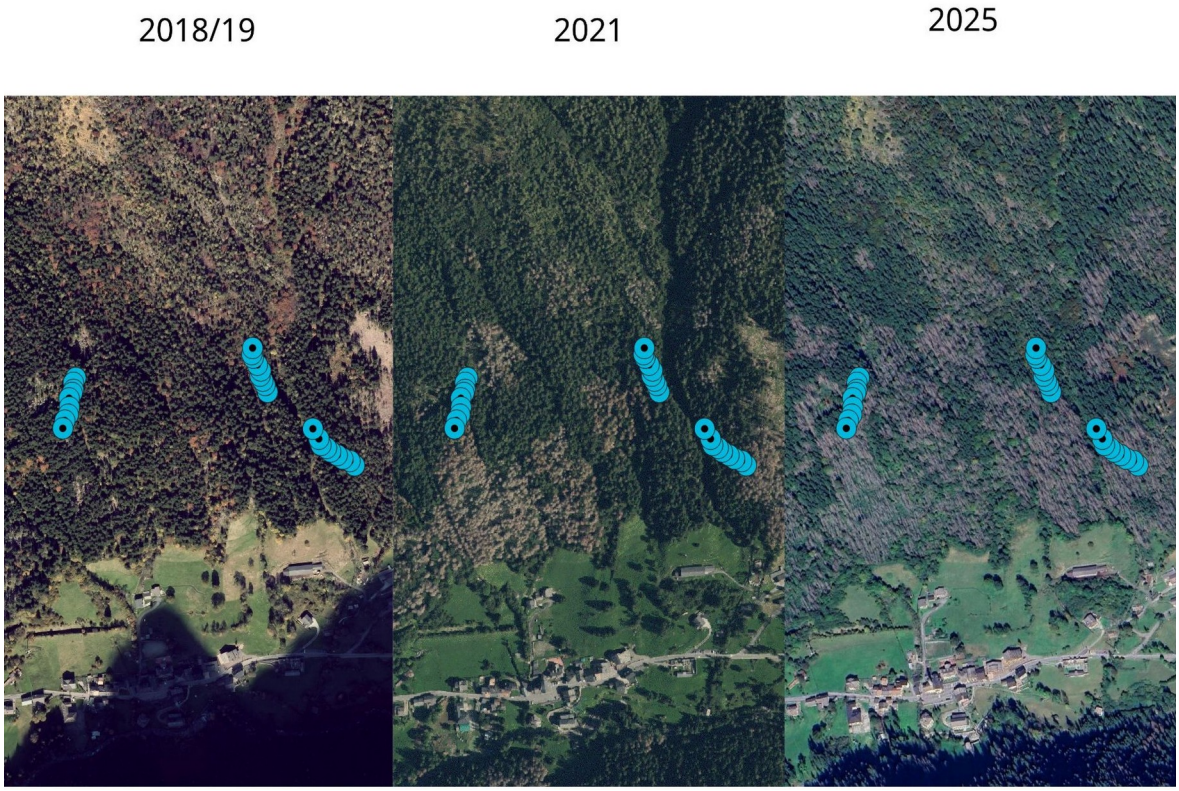


Figura 2.5 Evoluzione temporale dei danni da bostrico nel primo sito
Elaborazione propria su dati Ortofoto Regione Lombardia (2018/19, 2021) e immagini satellitari Google (2025).

Il secondo sito situato a Cevo e Berzo Demo (46.088936 N, 10.362644 E) è caratterizzato da formazioni forestali di peccete montane e castagneti (Figura 2.6), durante il lavoro in campo, si è constatata la presenza di popolamenti di abete rosso all'interno del castagneto. È localizzato ad un'altitudine compresa tra i 1000m e 1200m (Figura 2.7) e è esposto a sud (Figura 2.8). I popolamenti forestali, presenti nel sito, hanno mostrato gli effetti degli attacchi da bostrico all'incirca tra il 2020 e il 2021 (Figura 2.9). Il clima è più continentale, con precipitazioni annue inferiori (1210 mm/anno) distribuite tra primavera, estate e autunno, ma con una temperatura media annua simile (9,84 °C). Entrambi i siti hanno inverni secchi (dati ottenuti dalle stazioni meteorologiche più vicine alle aree di studio, situate a un'altitudine simile, https://www.arpalombardia.it/temi-ambientali/meteo-e-clima/form-richiesta-dati/).

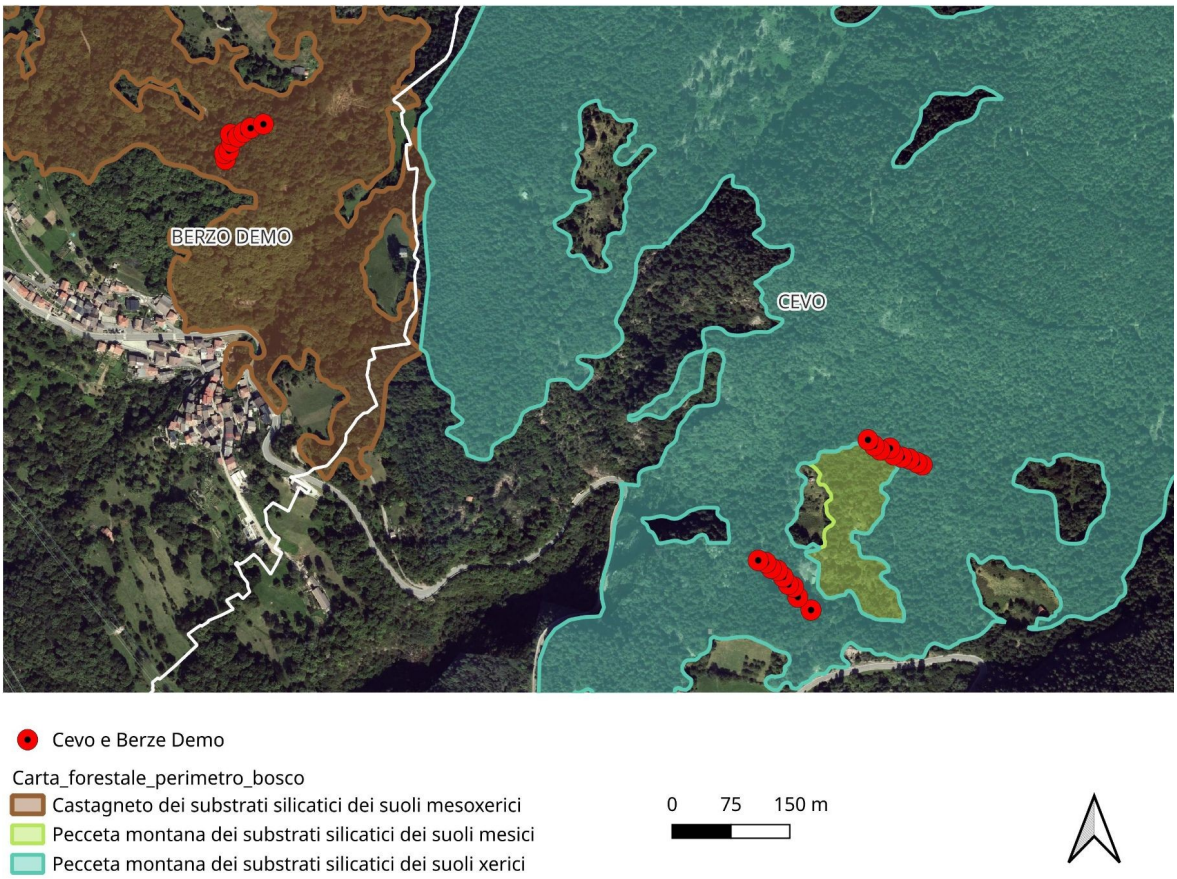


Figura 2.6 Mappa dei tipi forestali del secondo sito
Elaborazione propria su dati Geoportale della Lombardia (2025).

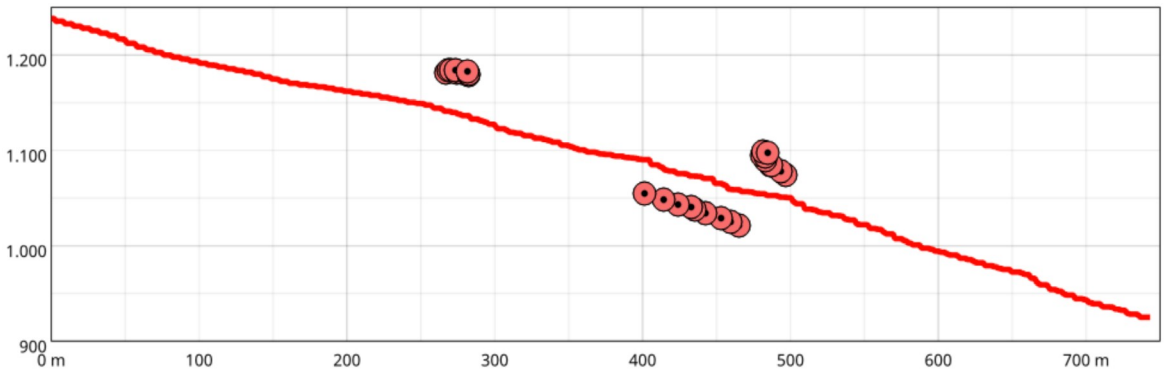


Figura 2.7 Profilo altitudinale del secondo sito
Elaborazione propria su dati Geoportale della Lombardia (2015).

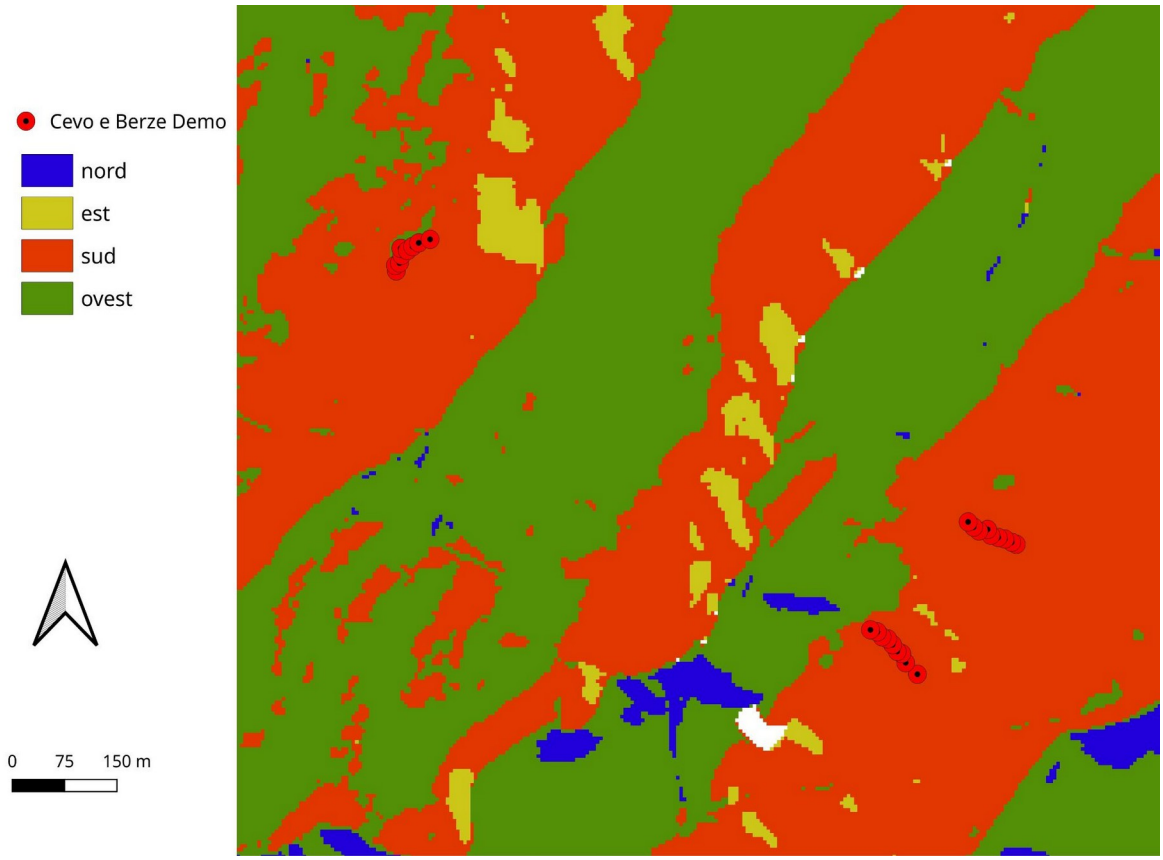


Figura 2.8 Mappa delle esposizioni del secondo sito
Elaborazione propria su dati Geoportale della Lombardia (2015).

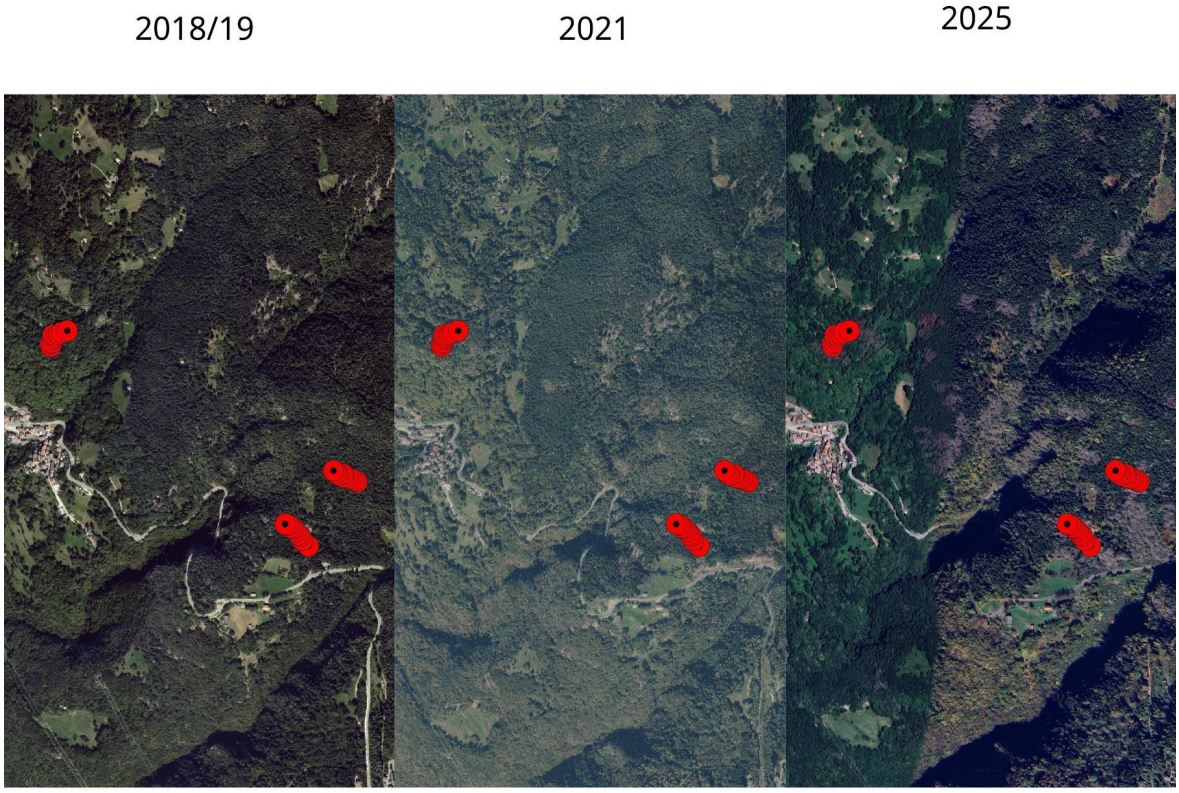


Figura 2.9 Evoluzione temporale dei danni da bostrico nel secondo sito

Elaborazione propria su dati Ortofoto Regione Lombardia (2018/19, 2021) e immagini satellitari Google (2025).

2.3 Trappole a caduta e transetti

All’interno dei 2 siti sono state posizionate 54 trappole a caduta suddivise in sei transetti (tre per sito) ognuno con 9 trappole distanti 10 m l’una dall’altra (Figura 2.10); le trappole a caduta, formate da un bicchiere di plastica trasparente forato a 1,5cm dal bordo, sono state posizionate in delle buche in modo che il bordo fosse a filo del terreno e riempite con una soluzione conservante ottenuta con glicole propilenico al 50% e tensioattivi per rompere la tensione superficiale e permettere agli insetti di affondare (Figura 2.11). Per proteggerle dalle intemperie sono stati posizionati sassi e pezzi di corteccia al di sopra delle trappole, lasciando uno spazio di qualche centimetro dal terreno per permettere il passaggio degli insetti (Figura 2.12). Sono state effettuate 7 raccolte per ogni sito, partendo da fine giugno 2025 e finendo a metà settembre 2025, ognuna separata da circa due settimane di attesa. Il materiale raccolto è stato conservato all’interno di provette contenenti una soluzione di alcol etilico al 70%, chiuse ermeticamente e etichettate con data della raccolta, numero della trappola e sito.

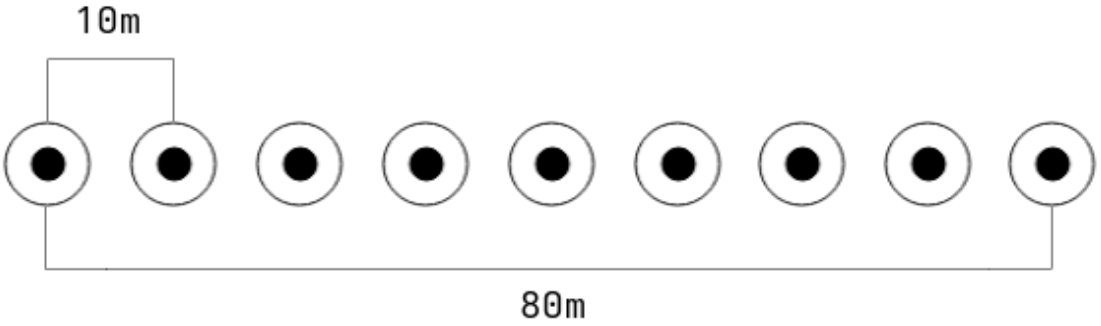


Figura 2.10 Disposizione delle trappole a transetto



Figura 2.11 Fotografia di una trappola



Figura 2.12 Fotografia della copertura di una trappola

2.4 Posizionamento delle trappole e raccolta campioni

Il posizionamento delle trappole è stato effettuato in una giornata per ogni sito; una volta raggiunto con l'attrezzatura e il materiale per posizionare le trappole, sono state individuate 3 zone distanti l'una dall'altra dove sviluppare i transetti,

ognuno formato da 3 zone; la prima caratterizzata da alberi sani (Non disturbato), la seconda da alberi sani e alberi morti colpiti dagli attacchi di bostrico (Transizione) e la terza da alberi morti colpiti da attacchi di bostrico (Disturbato) (Figura 2.13). Una volta scavate le buche distanziate e posizionati i bicchieri, si è proceduto riempiendoli con la soluzione conservante e coprendoli con cortecce e rocce. Si è applicato uno spray di colore magenta per segnalare le trappole e per renderle più riconoscibili durante le raccolte, infine sono state segnate le posizioni gps delle singole trappole e scattate fotografie dei dintorni e della copertura arborea. La raccolta dei campioni, svolta dopo due settimane di attesa, ha compreso il filtraggio del contenuto della trappola con un colino, che successivamente è stato versato all'interno di una provetta insieme alla soluzione di alcol etilico al 70%, la sostituzione di eventuali bicchieri danneggiati e della soluzione conservante di glicole propilenico al 50%.

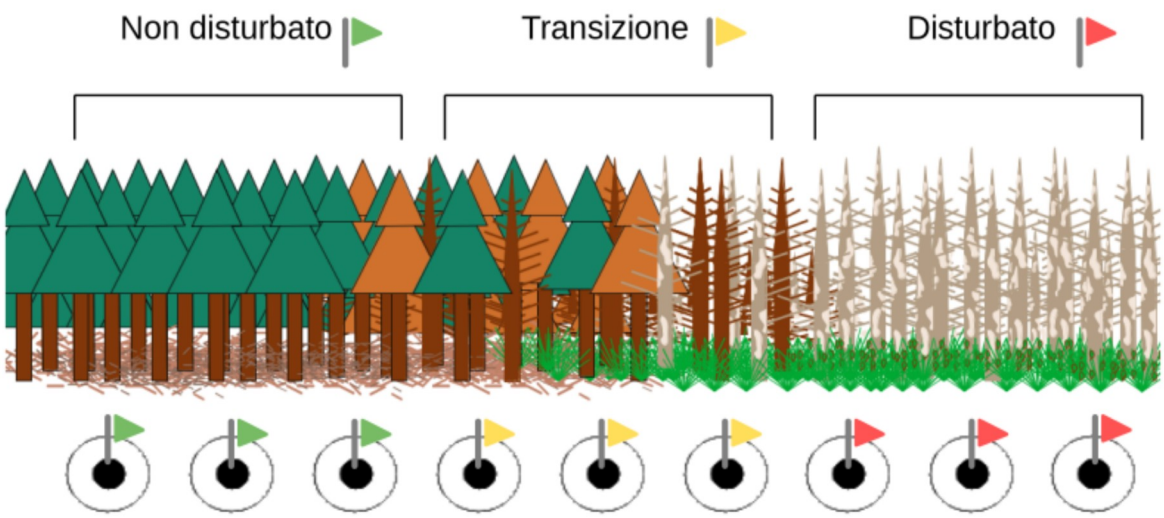


Figura 2.13 Schema di suddivisione in zone del transetto secondo il gradiente di disturbo

2.5 Identificazione e pulizia dei campioni

Per il riconoscimento a livello di specie, sono stati usati degli stereomicroscopi con delle piastre Petri per osservare gli individui e delle chiavi dicotomiche per identificarli a livello di specie. I campioni all'interno delle provette sono stati versati nelle piastre Petri per separare i carabidi da altri animali e dai residui ambientali, un campione alla volta si sono asciugati gli esemplari con della carta assorbente,

per permettere una migliore visione dei caratteri identificativi, e in seguito sono stati posti sotto l'obbiettivo dello stereomicroscopio per il riconoscimento (Figura 2.14). Si sono consultate diverse chiavi dicotomiche (Latella e Gobbi 2015; Pesarini e Monzini 2010; Pesarini e Monzini 2011; Allegro 2021; Allegro *et al*. 2022) per identificare prima la tribù di appartenenza e poi il genere e la specie, infine i dati sono stati riportati su un foglio excel.

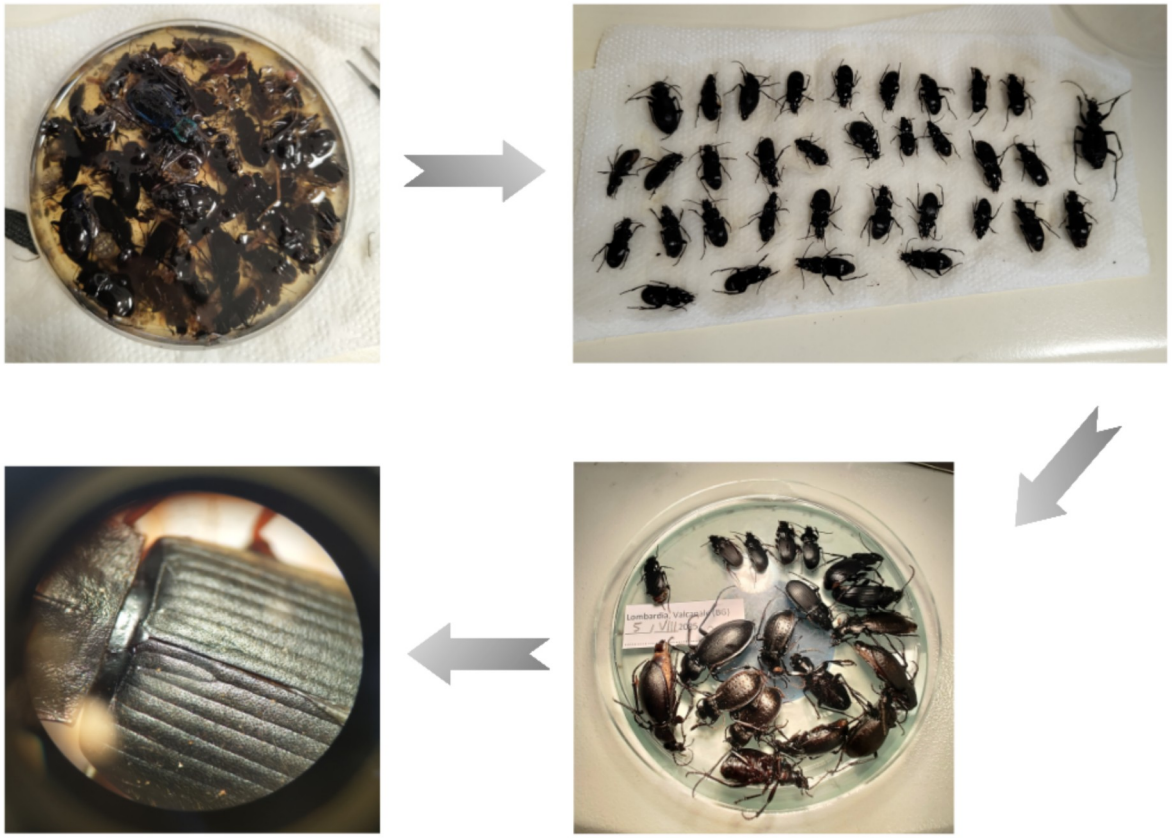


Figura 2.14 Pulizia e preparazione dei campioni per l'identificazione

2.6 Analisi dei dati

Sono state analizzate le componenti che formano la struttura delle comunità di carabidi: L'abbondanza totale delle specie raccolte, rappresenta la dimensione quantitativa delle popolazioni all'interno di una comunità; In ambienti disturbati, la distribuzione delle abbondanze tende a diventare sbilanciata, risultando in una o poche specie che monopolizzano il sistema a discapito delle altre. Negli ambienti non disturbati, la distribuzione delle abbondanze tende a essere più equilibrata, molte specie coesistono senza che una o poche di esse dominino il sistema.

La ricchezza specifica rappresenta il numero di specie presenti in un'unità spaziale circoscritta. Non sempre per un valore maggiore equivale una migliore qualità ambientale; un aumento della ricchezza specifica è a volte associato a sistemi disturbati o frammentati, a causa della colonizzazione da parte di specie di ambienti aperti e generaliste. I sistemi non disturbati spesso presentano una ricchezza specifica inferiore rispetto a quelli degradati, in questi ambienti prevalgono poche specie ma altamente specializzate, spesso di grandi dimensioni e incapaci di volare.

Tramite l'uso di indici si sono messe in relazione l'abbondanza delle specie con la ricchezza specifica: L'indice di Shannon-Wiener è uno dei parametri più diffusi in ecologia per misurare la diversità α, tiene conto della ricchezza specifica e di come gli individui sono distribuiti tra le specie.

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i$$

Assume valore 0 quando tutti gli individui appartengono solo a una specie, mentre assume il valore massimo quando gli individui sono ugualmente distribuiti tra tutte le specie. L'indice di Shannon-Wiener è strettamente legato all'indice di Pielou (J), che esprime il rapporto tra la diversità osservata e quella massima possibile per quel numero di specie:

$$J = H'/H'_{max} = H'/\ln S$$

Il suo valore varia da 0 a 1, più gli individui sono concentrati in una o poche specie più il valore è vicino a 0, al contrario più gli individui sono distribuiti tra le specie in modo eguale, più il valore è vicino a 1.

I risultati ottenuti dagli indici e dalle componenti della struttura delle comunità, sono stati integrati con l'analisi di due tratti funzionali; la capacità di dispersione e la lunghezza corporea. L'assenza della capacità di volare (brachitterismo) e le dimensioni corporee elevate sono spesso associate a specie specialiste e/o endemiche, tipiche di ambienti stabili, al contrario l'elevata capacità di volare (macrotterismo) e le dimensioni corporee minori sono spesso associate a specie

generaliste e ubiquitarie, tipiche di ambienti disturbati. Per ogni sito sono stati messi in relazione i valori dei tratti funzionali con l’aumento di disturbo lungo il transetto di trappole e con l'obiettivo di verificare il loro andamento.

Per l’elaborazione dei dati si sono sommate le sette raccolte per ogni trappola; in base all’analisi da effettuare, è stata fatta la media o la somma delle catture delle singole trappole, dei tre transetti per i due siti, perpendicolarmente al gradiente di disturbo, per ottenere un transetto ideale meno influenzato dalla variabilità e casualità dei singoli transetti. Sono state effettuate delle analisi della varianza (ANOVA) tramite il software Jamovi, per verificare la significatività delle variazioni delle componenti della struttura delle comunità di carabidi e dei loro tratti funzionali.

3. RISULTATI

3.1 Struttura delle comunità

Sono state effettuate 172 osservazioni nel sito A e 176 nel sito B, su 54 trappole divise nei due siti, per un totale di 348 osservazioni ottenute in 7 raccolte. Le catture totali ammontano a 1906 carabidi; 831 nel sito A e 1075 nel sito B, suddivise in 22 specie; 13 nel sito A (Figura 3.1) e 15 nel sito B (Figura 3.2). Le specie dominanti che caratterizzano il sito A sono: *Pterostichus dissimilis* (A. & G.B.Villa, 1833), *Carabus castanopterus* (A. Villa & G.B. Villa, 1833) e *Abax baenningeri* (Schauberger, 1927) (Figura 3.1), mentre quelle del sito B sono: *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher, 1783) e *Carabus problematicus* (Herbst, 1786) (Figura 3.2).

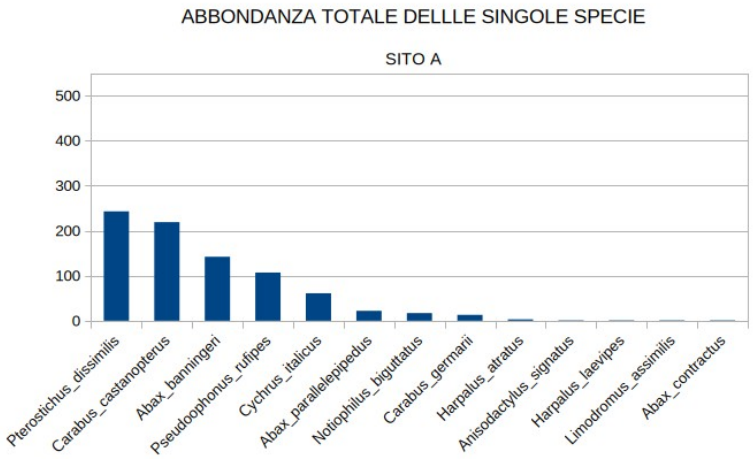


Figura 3.1 Distribuzione delle abbondanze totali delle singole specie catturate nel sito A

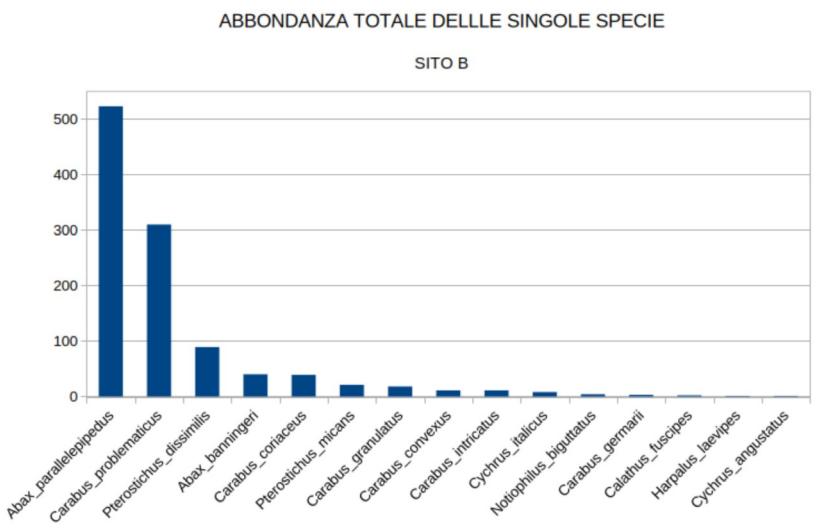


Figura 3.2 Distribuzione delle abbondanze totali delle singole specie catturate nel sito B

L'abbondanza media lungo il transetto nel sito A, partendo dalla zona non disturbata, segue un andamento crescente fino alla zona di transizione dove raggiunge il suo culmine, per poi decrescere leggermente nella zona disturbata (Figura 3.3);

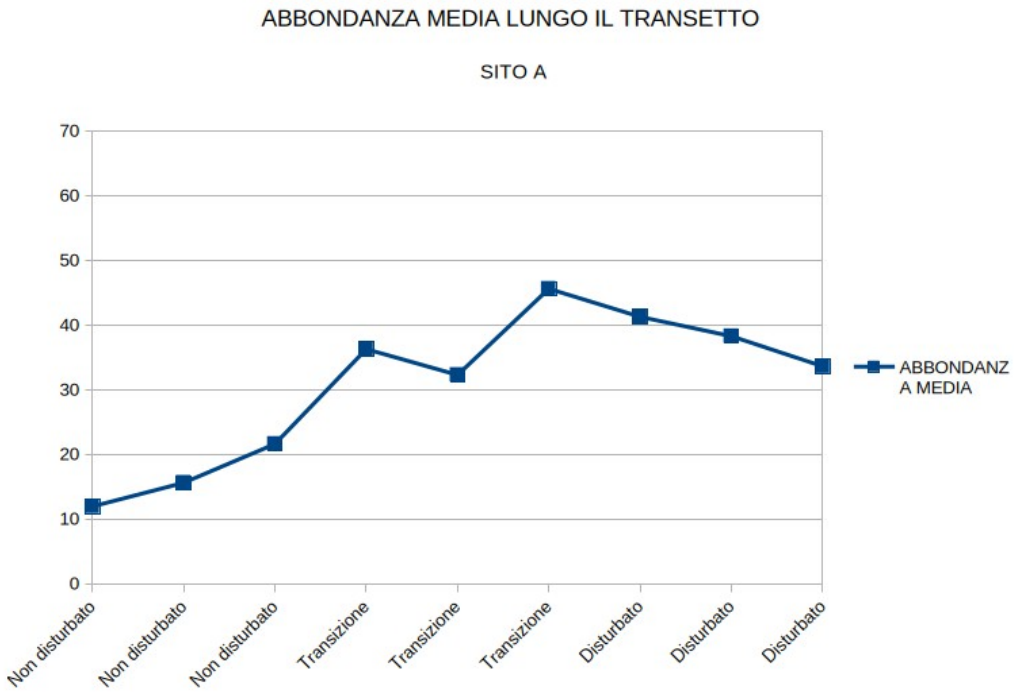


Figura 3.3 Distribuzione delle abbondanze medie lungo il gradiente di disturbo del sito A

L'effetto del disturbo sulle comunità di carabidi del sito A, ha portato ad un

significativo aumento dell'abbondanza media delle trappole (p=0.005), nella zona di transizione e disturbata (Tabella 3.1).

Tabella 3.1 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sull'abbondanza media nel sito A.

ANOVA - "ABBONDANZA" SITO A

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	896	2	448.1	15.0	.005
Residui	179	6	29.9		

L'abbondanza media lungo il transetto nel sito B, partendo dalla zona non disturbata, segue un andamento costante con picchi positivi e negativi, fino alla zona disturbata (Figura 3.4)

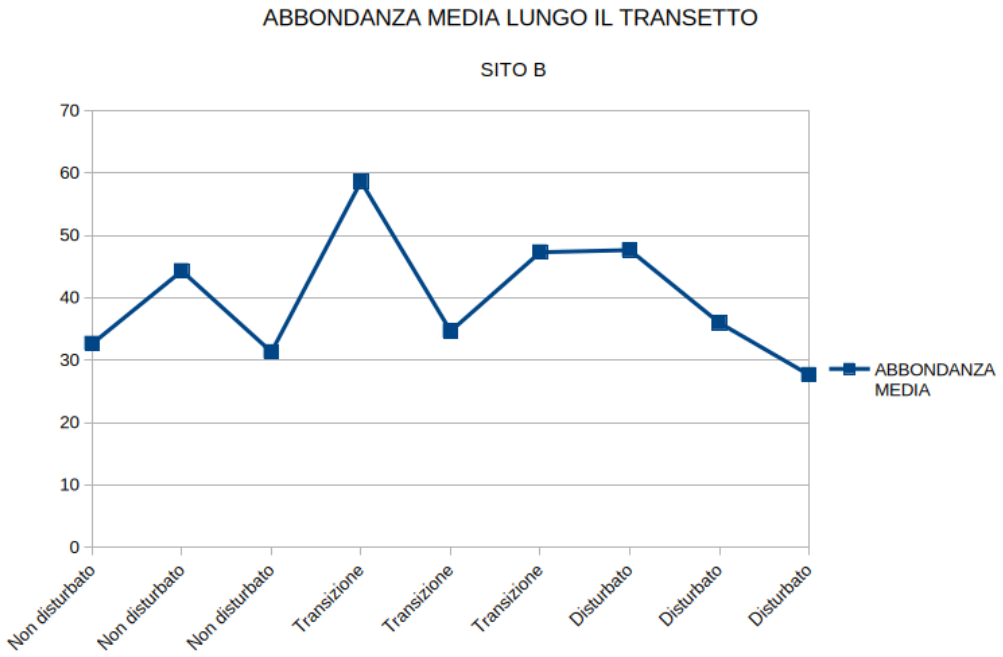


Figura 3.4 Distribuzione delle abbondanze medie lungo il gradiente di disturbo del sito B

L'effetto del disturbo sulle comunità di carabidi del sito B, non ha portato ad un significativo aumento o diminuzione dell'abbondanza media delle trappole (p=0.391), in nessuna delle zone (Tabella 3.2).

Tabella 3.2 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sull'abbondanza media nel sito B.

ANOVA - "ABBONDANZA" SITO B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	216	2	108.1	1.10	.391
Residui	589	6	98.1		

Il sito influisce significativamente sull'abbondanza media lungo il transetto (p=0.029); il sito B ospita in generale una maggiore abbondanza media lungo il transetto, rispetto al sito A (Figura 3.5).

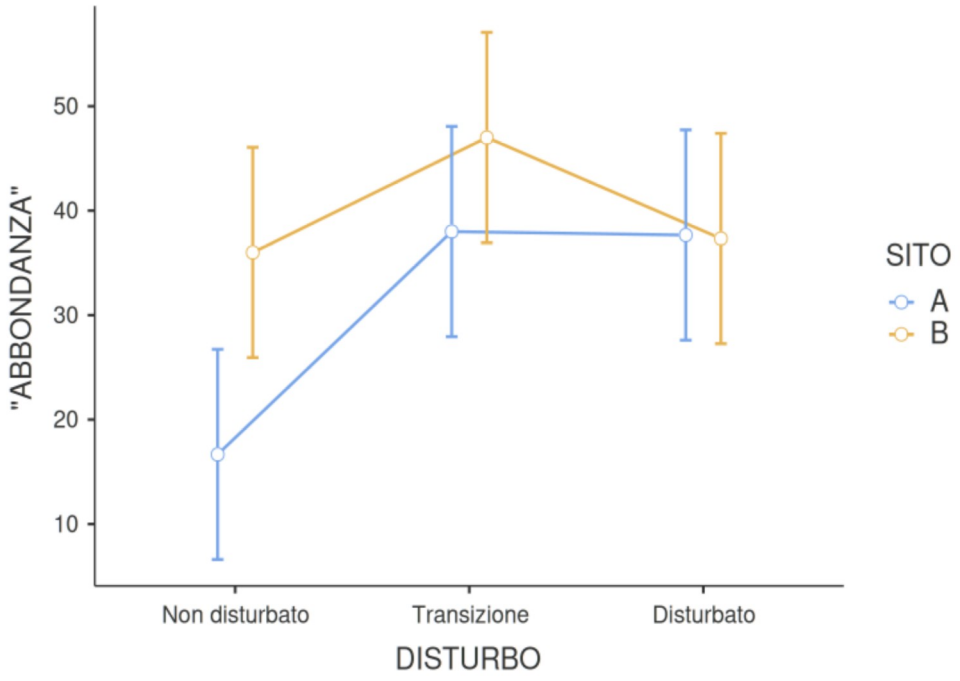


Figura 3.5 Confronto dell'abbondanza media, nelle tre zone del gradiente di disturbo, dei due siti.

Complessivamente unendo i dati sia del sito A che del B, l'effetto del disturbo è significativo (p=0.013) sull'abbondanza media lungo il transetto (Tabella 3.3).

Tabella 3.3 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo e del sito sull'abbondanza media dei due siti.

ANOVA - "ABBONDANZA" SITO A-B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
SITO	392	1	392.0	6.12	.029
DISTURBO	822	2	411.1	6.42	.013
SITO ✻ DISTURBO	290	2	145.2	2.27	.146
Residui	768	12	64.0		

La copertura arborea media nel sito A, partendo dalla zona non disturbata, ha un andamento decrescente fino alla zona disturbata, ed è inversamente proporzionale all'abbondanza media (Figura 3.6).

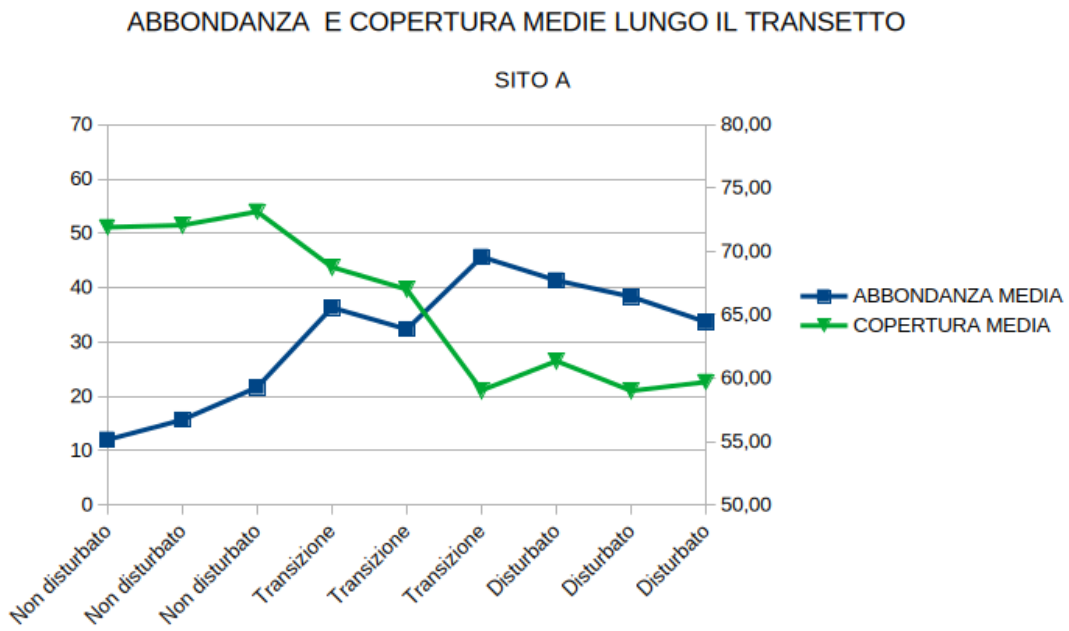


Figura 3.6 Distribuzione delle abbondanze e coperture medie lungo il transetto nel sito A

Nel sito B, la copertura arborea media, ha un andamento decrescente dalla zona non disturbata a quella disturbata, ed è leggermente proporzionale all'abbondanza media (Figura 3.7).

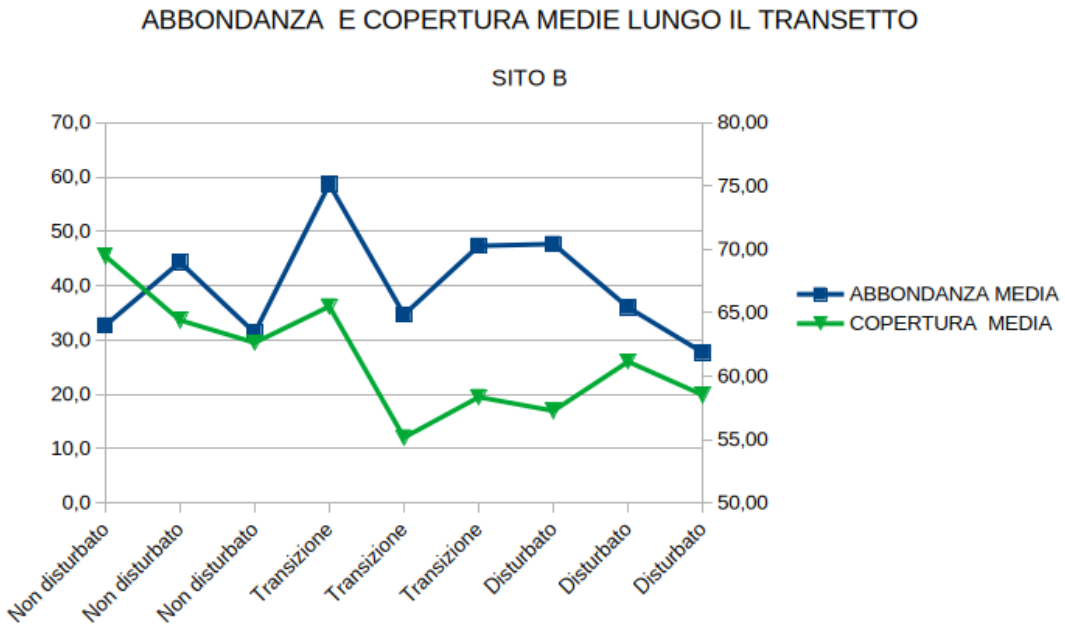


Figura 3.7 Distribuzione delle abbondanze e coperture medie lungo il transetto nel sito B

La ricchezza specifica, lungo il gradiente di disturbo, nel sito A ha un andamento crescente partendo dalla zona non disturbata fino a quella disturbata (Figura 3.8); l'effetto del disturbo ha comportato una significativa crescita (p=0.027) del numero di specie nelle zone di transizione e disturbate (Tabella 3.4).

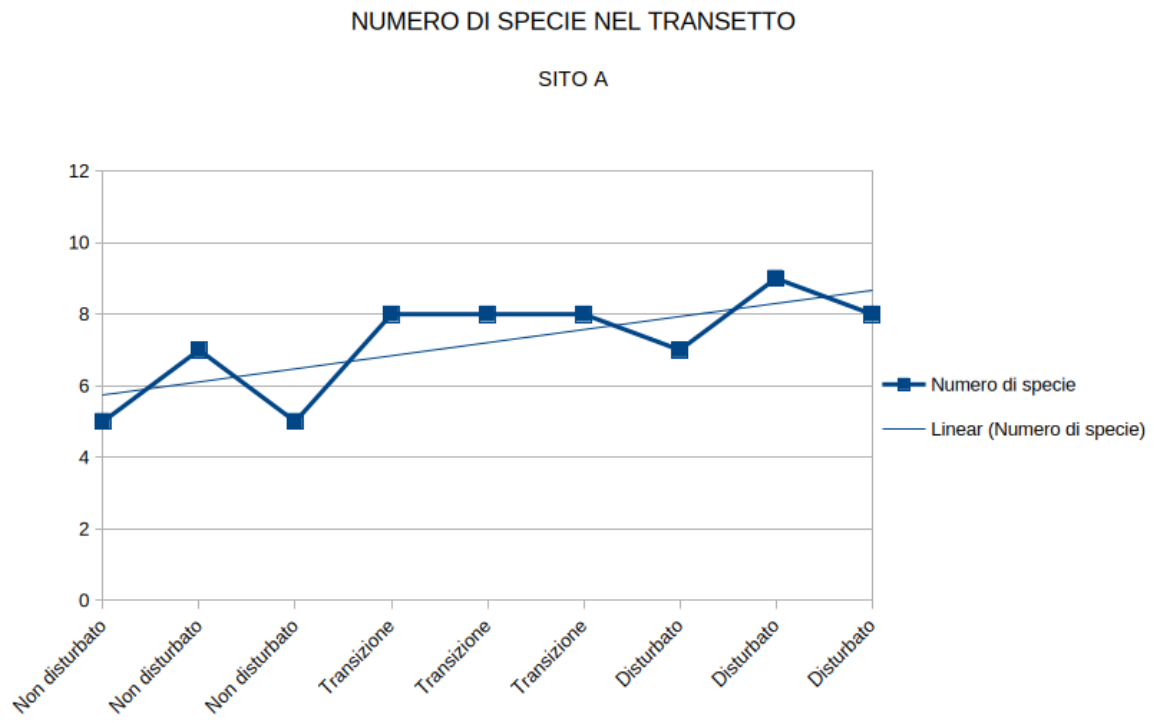


Figura 3.8 Numero di specie lungo il gradiente di disturbo nel sito A

Tabella 3.4 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di specie nel sito A.

ANOVA - "Numero di specie" SITO A

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	10.89	2	5.444	7.00	.027
Residui	4.67	6	0.778		

Nel sito B, la ricchezza specifica, ha un andamento crescente partendo dalla zona non disturbata fino a quella disturbata (Figura 3.9); l'effetto del disturbo ha comportato una significativa crescita (p=0.025) del numero di specie nelle zone di transizione e disturbate (Tabella 3.5).

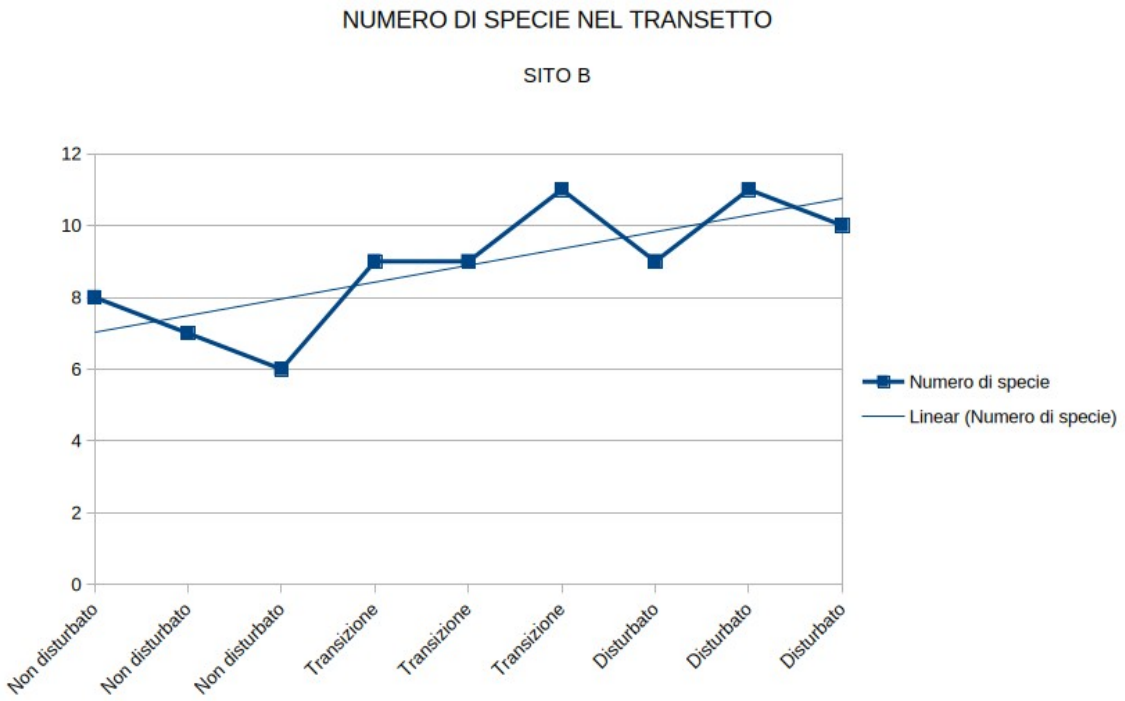


Figura 3.9 Numero di specie lungo il gradiente di disturbo nel sito B

Tabella 3.5 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di specie nel sito B.

ANOVA - "Numero di specie" SITO B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	16.22	2	8.11	7.30	.025
Residui	6.67	6	1.11		

Il sito influisce significativamente sul numero di specie (p=0.003); il sito B mantiene un numero più elevato di specie, in tutte le zone del gradiente di disturbo, rispetto al sito A (Figura 3.10).

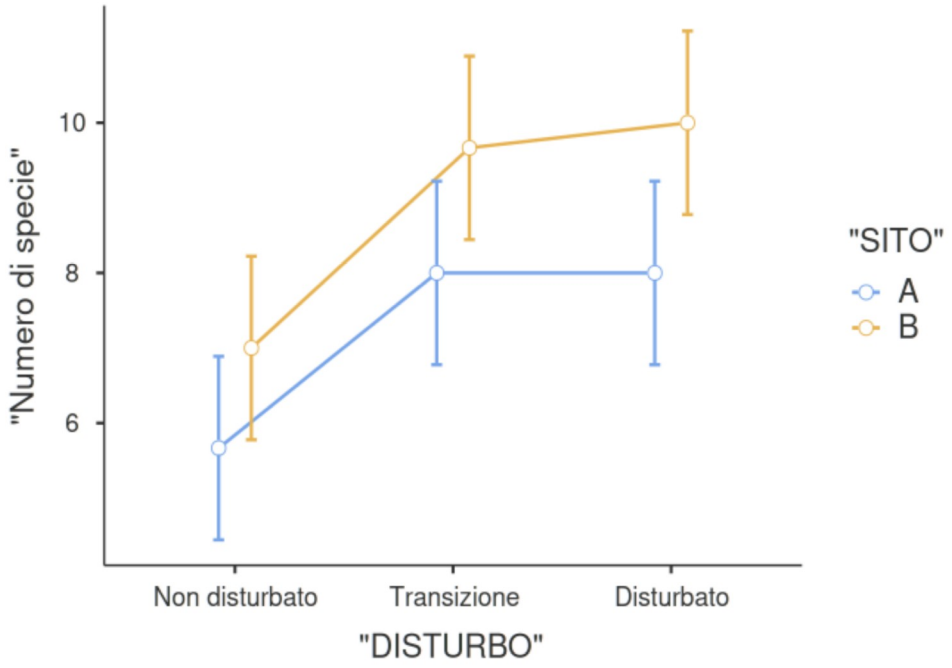


Figura 3.10 Confronto del numero di specie, nelle tre zone del gradiente di disturbo, dei due siti.

Complessivamente unendo i dati del sito A e B, l'effetto del disturbo è significativo ($p<0.001$) sul numero di specie lungo il transetto (Tabella 3.6)

Tabella 3.6 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo e del sito sul numero di specie dei due siti.

ANOVA - "Numero di specie" SITO A-B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	26.778	2	13.389	14.176	<.001
SITO	12.500	1	12.500	13.235	.003
DISTURBO ✻ SITO	0.333	2	0.167	0.176	.840
Residui	11.333	12	0.944		

Confrontando le abbondanze e le comunità dei singoli transetti si nota che il disturbo, combinato alle differenti caratteristiche territoriali, ha causato un'elevata eterogeneità delle risposte in entrambi i siti (Figura 3.11) (Figura 3.12). In

particolare la composizione specifica e i ruoli di dominanza delle comunità, sono risultati differenti tra i transetti, descrivendo risposte al disturbo in certi casi simili e in altri opposte. La media delle abbondanze per le singole specie, tra i transetti di ogni sito, ha permesso di ridurre la casualità delle singole trappole, l'eterogeneità dei transetti e evidenziare, nel caso del sito A, un aumento delle abbondanze complessive nelle zone di transizione e disturbate (Figura 3.11), mentre nel sito B, il mantenimento di un'abbondanza stabile lungo il gradiente di disturbo (Figura 3.12).

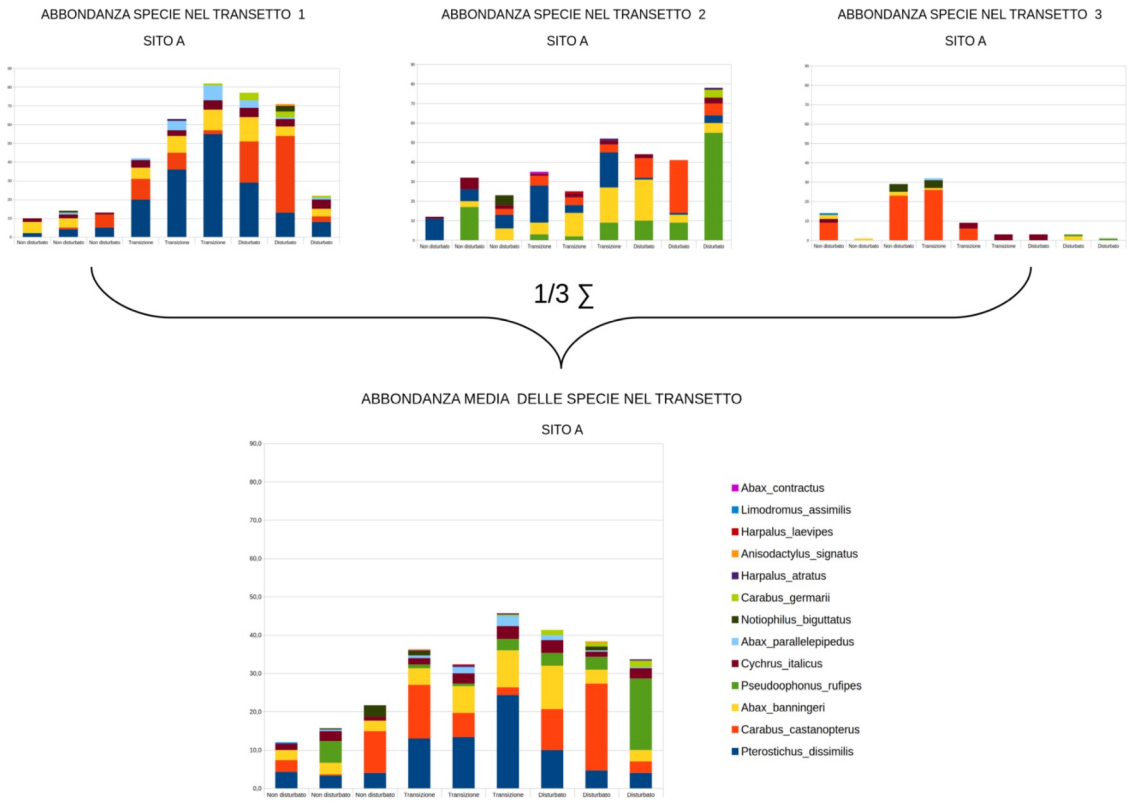


Figura 3.11 Distribuzione delle abbondanze delle specie di carabidi, lungo i transetti del sito A e abbondanze medie delle singole specie lungo il transetto.

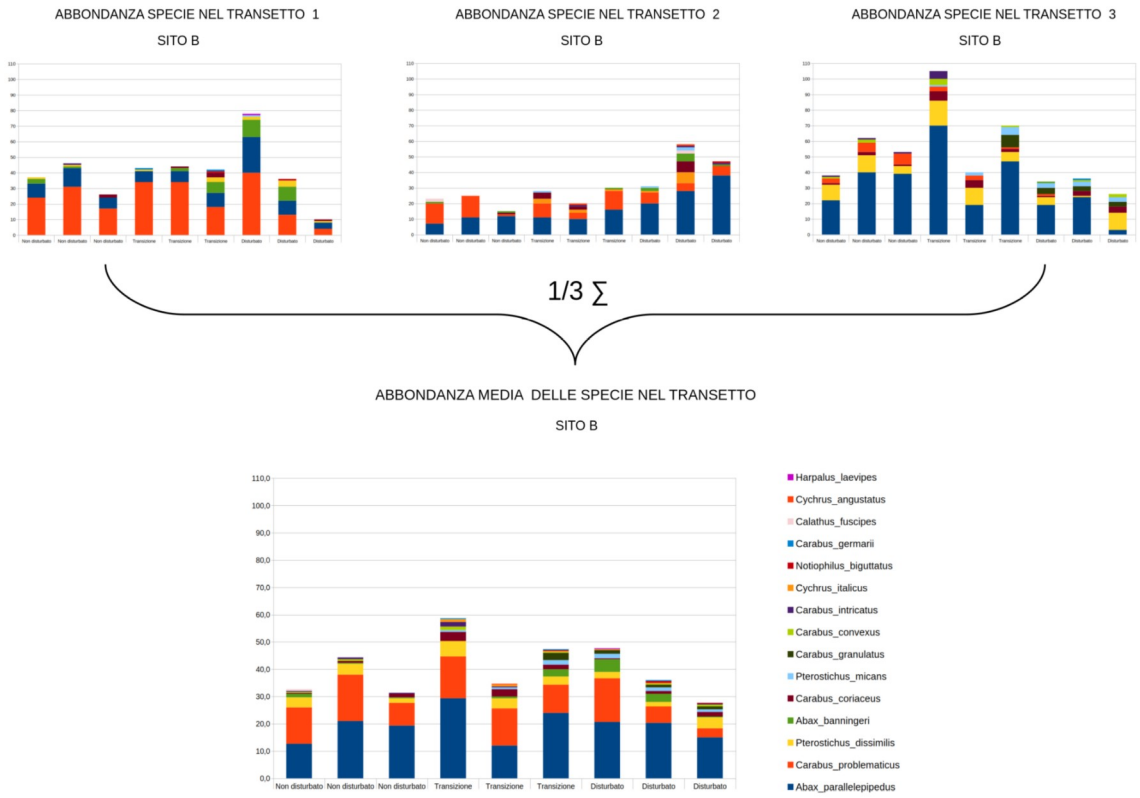


Figura 3.12 Distribuzione delle abbondanze delle specie di carabidi, lungo i transetti del sito B e abbondanze medie delle singole specie lungo il transetto.

3.2 Indici di diversità e uniformità

L'indice di diversità di Shannon-Wiener nel sito A rimane costante lungo il gradiente di disturbo intorno a 1,5 (Figura 3.13); l'effetto del disturbo non ha causato una significativa variazione dell'indice di diversità (p=0.774) (Tabella 3.7).

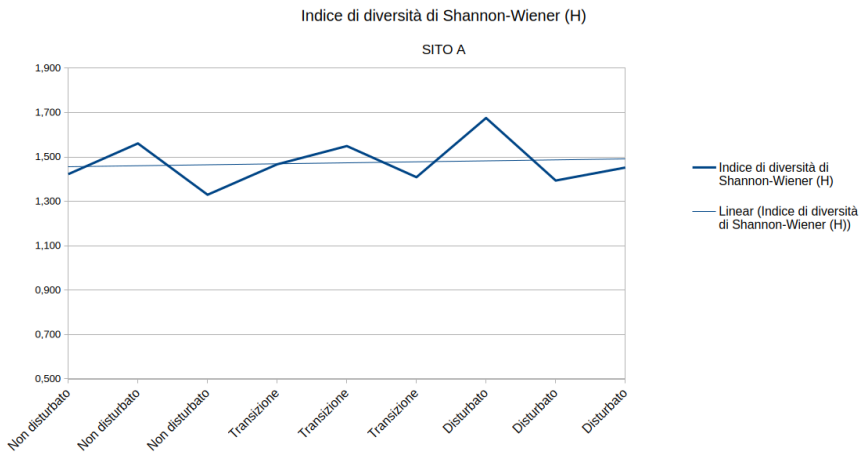


Figura 3.13 Indice di diversità di Shannon-Wiener lungo il gradiente di disturbo nel sito A

Tabella 3.7 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sull'indice di Shannon-Wiener nel sito A

ANOVA - "Indice di diversità Shannon-Wiener (H)" SITO A

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	0.00722	2	0.00361	0.268	.774
Residui	0.08096	6	0.01349		

L'indice di diversità di Shannon-Wiener nel sito B segue un andamento crescente lungo il gradiente di disturbo, arrivando a 1,5 nelle zone di transizione e disturbo (Figura 3.14); l'effetto del disturbo ha causato una significativa variazione dell'indice di diversità (p=0.012) (Tabella 3.8).

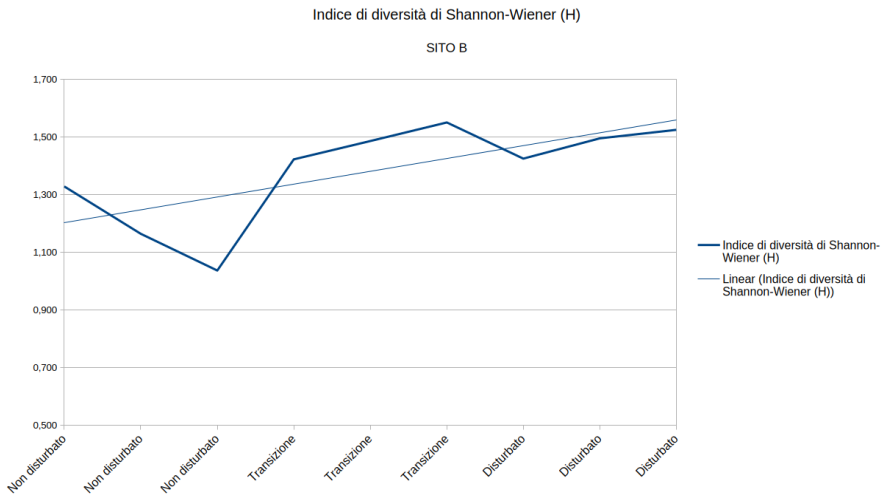


Figura 3.14 Indice di diversità di Shannon-Wiener lungo il gradiente di disturbo nel sito B

Tabella 3.8 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sull'indice di Shannon-Wiener nel sito B

ANOVA - "Indice di diversità Shannon-Wiener (H)" SITO B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	0.1889	2	0.09447	10.1	.012
Residui	0.0563	6	0.00939		

L'indice di uniformità di Pielou (J) nel sito A segue un andamento decrescente lungo il gradiente di disturbo con un picco positivo nella zona disturbata (Figura

3.15); l'effetto del disturbo non ha causato una significativa variazione dell'indice di uniformità (p=0.158) (Tabella 3.9).

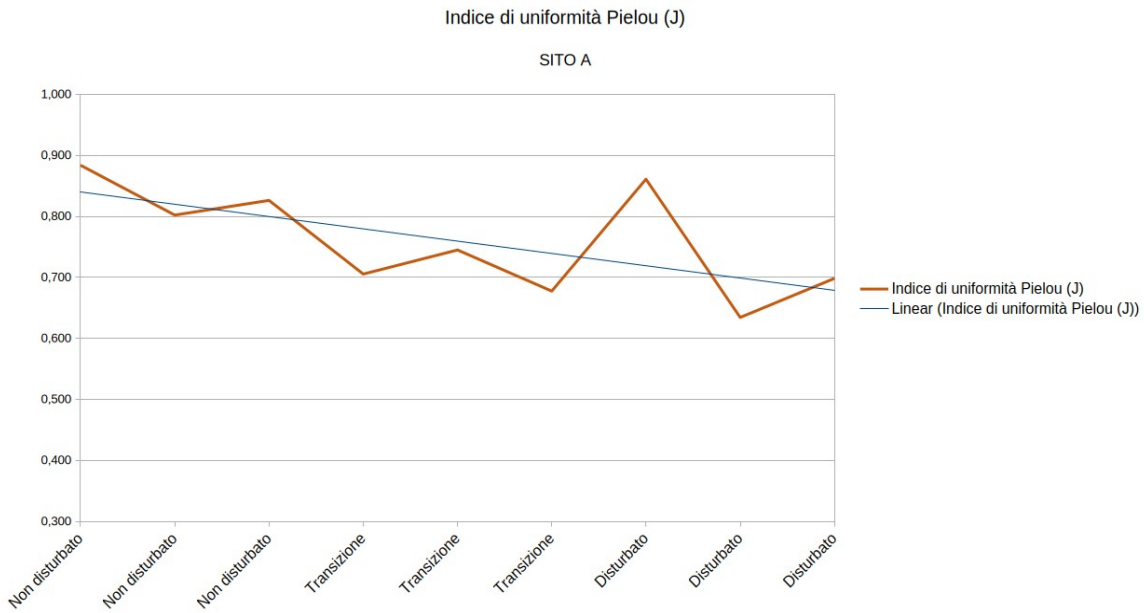


Figura 3.15 Indice di uniformità di Pielou (J) lungo il gradiente di disturbo nel sito A

Tabella 3.9 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sull'indice di Pielou (J) nel sito A

ANOVA - "Indice di uniformità Pielou (J)" SITO A

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	0.0283	2	0.01413	2.55	.158
Residui	0.0333	6	0.00555		

L'indice di uniformità di Pielou (J) nel sito B segue un andamento costante lungo il gradiente di disturbo senza forti variazioni (Figura 3.16); l'effetto del disturbo non ha causato una significativa variazione dell'indice di uniformità (p=0.075) anche se è presente un leggera tendenza positiva verso le zone di transizione e disturbate (Tabella 3.10).

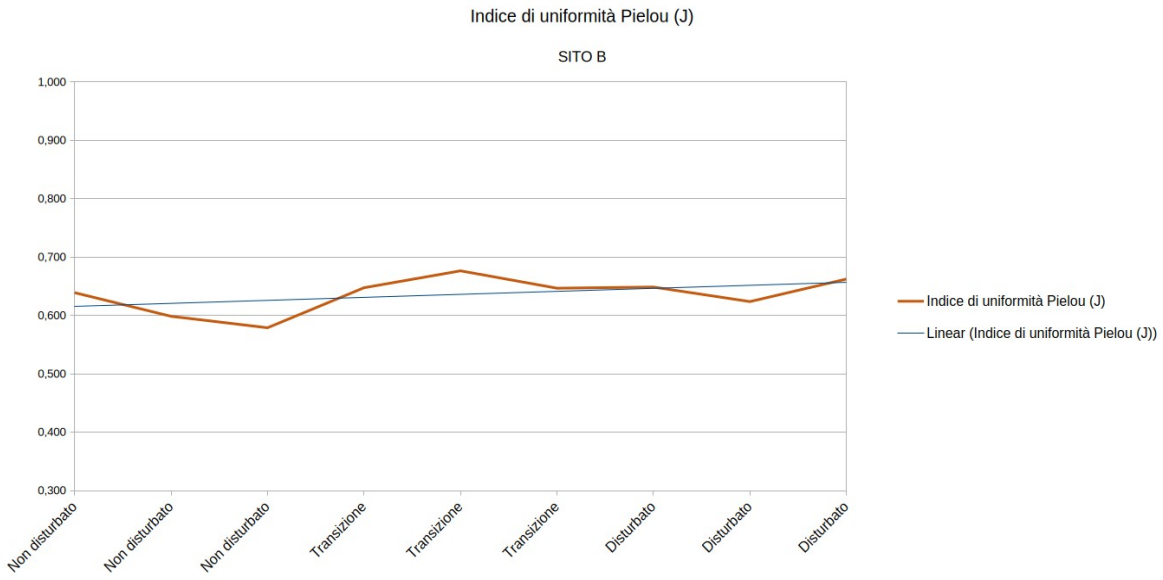


Figura 3.16 Indice di uniformità di Pielou (J) lungo il gradiente di disturbo nel sito B

Tabella 3.10 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sull'indice di Pielou (J) nel sito B

ANOVA - "Indice di uniformità Pielou (J)" SITO B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	0.00433	2	0.00216	4.11	.075
Residui	0.00315	6	5.26e-4		

3.3 Tratti funzionali

La lunghezza corporea media nel sito A, segue un andamento costante dalla zona non disturbata a quella di transizione, mentre aumenta con un picco in quella disturbata per poi riassestarsi al valore della zona non disturbata (Figura 3.17); l'effetto del disturbo non ha però portato ad una variazione significativa della lunghezza corporea media (p=0.120) (Tabella 3.11).

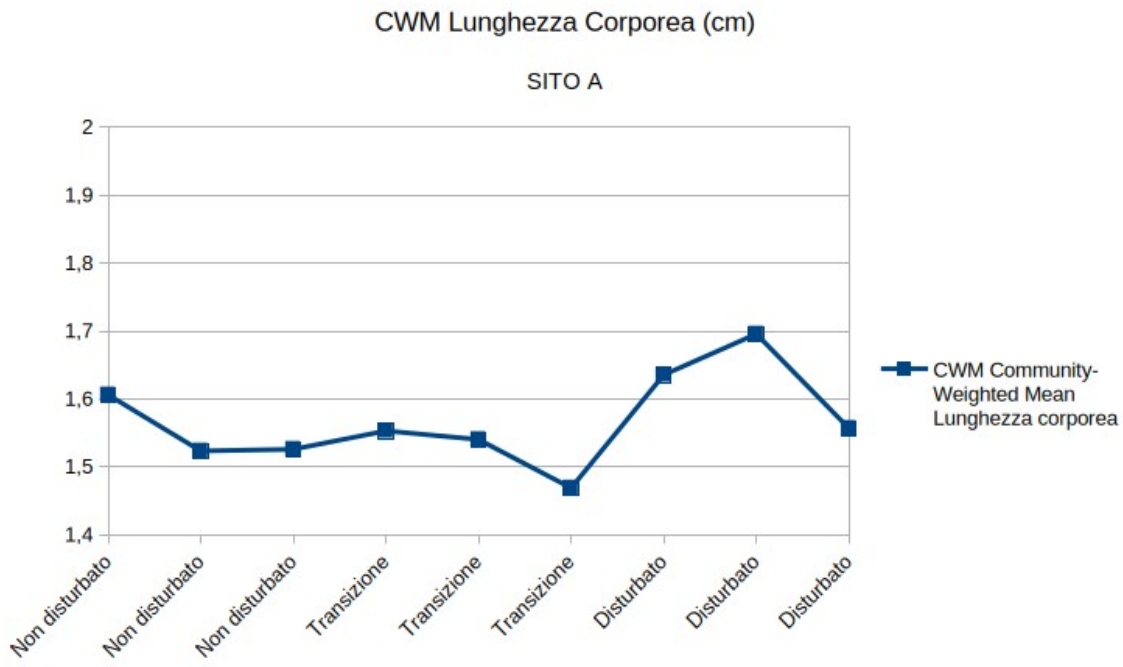


Figura 3.17 Lunghezza corporea media, pesata sul numero di individui, lungo il gradiente di disturbo nel sito A

Tabella 3.11 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sulla lunghezza corporea media nel sito A

ANOVA - "LUNGHEZZA CORPOREA" SITO A

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	0.0188	2	0.00938	3.09	.120
Residui	0.0182	6	0.00304		

La lunghezza corporea media nel sito B, aumenta dalla zona non disturbata a quella di transizione per poi diminuire in quella disturbata (Figura 3.18); l'effetto del disturbo ha portato ad una variazione che si avvicina alla significatività, della lunghezza corporea media (p=0.055) (Tabella 3.12), in particolare dalla zona di transizione a quella disturbata è presente una significativa diminuzione della lunghezza corporea media (p=0.047) (Tabella 3.12).

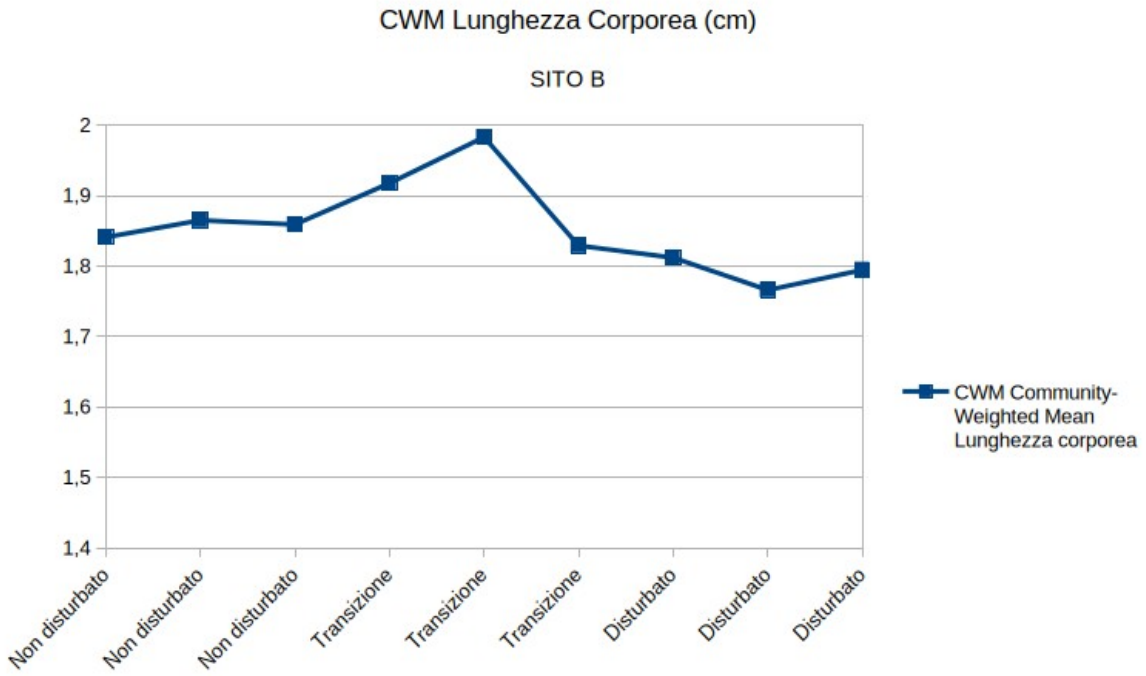


Figura 3.18 Lunghezza corporea media, pesata sul numero di individui, lungo il gradiente di disturbo nel sito A

Tabella 3.12 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sulla lunghezza corporea media nel sito B

ANOVA - "LUNGHEZZA CORPOREA" SITO B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p	Confronto a coppie	p_{tukey}
DISTURBO	0.0216	2	0.01079	4.89	.055	Non disturbato con Transizione	.385
Residui	0.0132	6	0.00221			Non disturbato con Disturbato	.283
						Transizione con Disturbato	.047

Complessivamente la lunghezza corporea media non ha avuto una variazione significativa a causa del disturbo (p=0.923) (Tabella 3.13) che sembra avere un effetto opposto nei due siti (Figura 3.19), il sito invece ha un effetto significativo

sulla lunghezza corporea media (p<0.001) (Tabella 3.13), che è maggiore, lungo tutto il gradiente di disturbo, nel sito B rispetto al sito A (Figura 3.19).

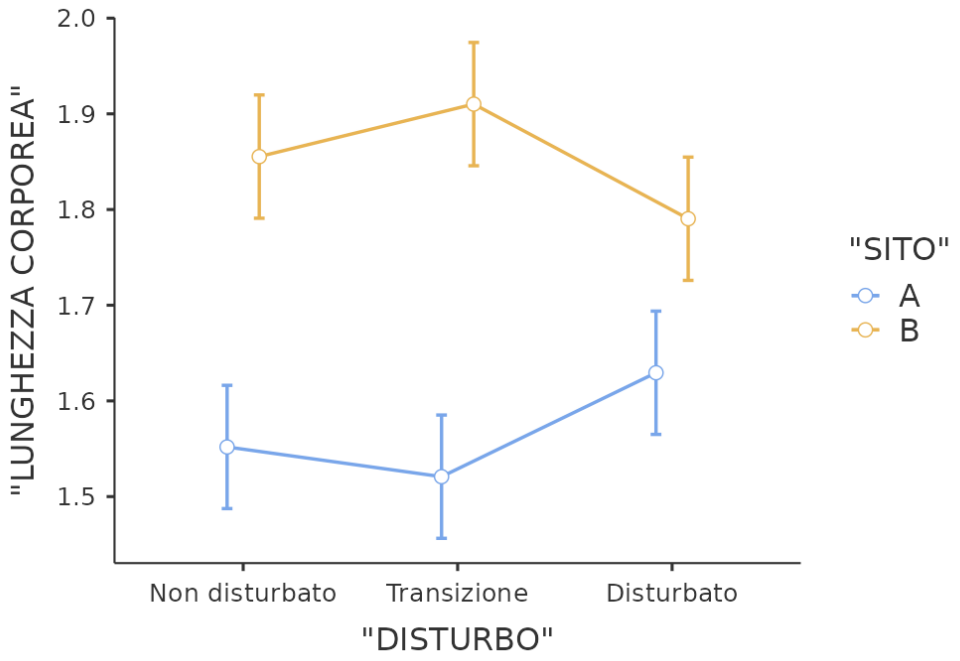


Figura 3.19 Lunghezza corporea media, pesata sul numero di individui, lungo il gradiente di disturbo nei 2 siti

Tabella 3.13 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sulla lunghezza corporea media dei due siti

ANOVA - "LUNGHEZZA CORPOREA" SITO A-B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	4.25e-4	2	2.13e-4	0.0811	.923
SITO	0.3645	1	0.36445	138.9781	<.001
DISTURBO ✻ SITO	0.0399	2	0.01996	7.6116	.007
Residui	0.0315	12	0.00262		

Nel sito A, il numero di individui a bassa dispersione, aumenta dalla zona non disturbata a quella di transizione per poi calare in quella disturbata, mentre quelli ad alta dispersione rimangono costanti lungo quasi tutto il transetto, fino alla parte finale della zona disturbata dove aumentano moderatamente (Figura 3.20).

L’effetto del disturbo ha provocato una variazione significativa degli individui a bassa dispersione (p=0.042) (Tabella 3.14) e una non significativa di quelli ad alta dispersione (p=0.314) (Tabella 3.15). Gli individui a bassa dispersione compongono l’85% dell’abbondanza totale del sito A, quelli ad alta dispersione il 15%.

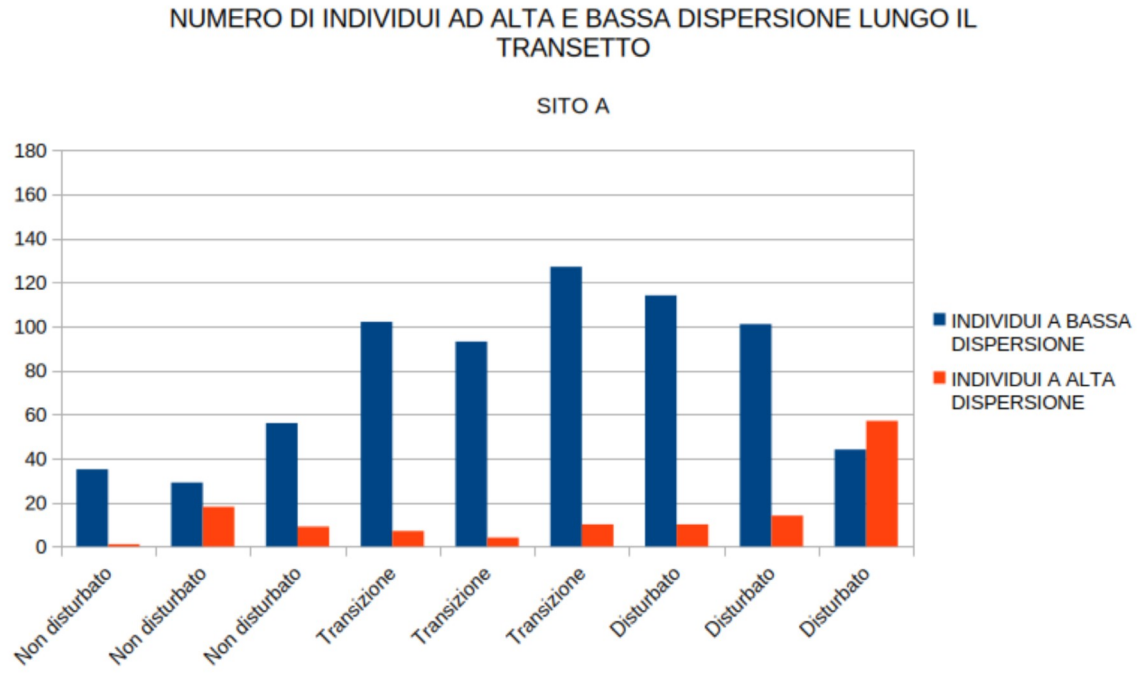


Figura 3.20 Distribuzione delle abbondanze, degli individui a bassa e alta dispersione, lungo il gradiente di disturbo nel sito A.

Tabella 3.14 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di individui a bassa dispersione nel sito A.

ANOVA - “INDIVIDUI A BASSA DISPERSIONE” SITO A

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	7122	2	3561	5.63	.042
Residui	3795	6	633		

Tabella 3.15 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di individui a alta dispersione nel sito A.

ANOVA - “INDIVIDUI AD ALTA DISPERSIONE” SITO A

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	718	2	359	1.42	.314
Residui	1521	6	253		

Nel sito B, il numero di individui a bassa dispersione, rimane costante dalla zona non disturbata a quella disturbata, mentre quelli ad alta dispersione compaiono quasi solamente nella zona disturbata del transetto (Figura 3.21). L’effetto del disturbo non ha provocato una variazione significativa degli individui a bassa dispersione (p=0.408) (Tabella 3.16), e neanche di quelli ad alta dispersione (p=0.347) (Tabella 3.17). Gli individui a bassa dispersione compongono il 98% dell’abbondanza totale del sito B, quelli ad alta dispersione il 2%.

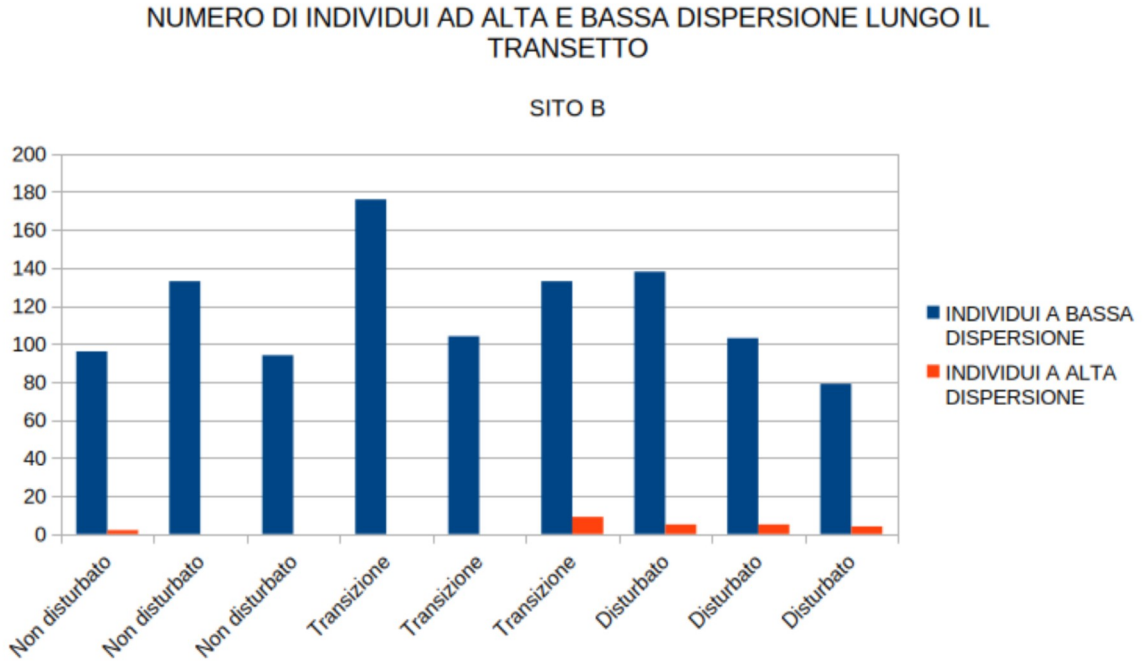


Figura 3.21 Distribuzione delle abbondanze, degli individui a bassa e alta dispersione, lungo il gradiente di disturbo nel sito B.

Tabella 3.16 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di individui a bassa dispersione nel sito B.

ANOVA - “INDIVIDUI A BASSA DISPERSIONE” SITO B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	1862	2	931	1.04	.408
Residui	5350	6	892		

Tabella 3.17 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di individui a alta dispersione nel sito B

ANOVA - “INDIVIDUI AD ALTA DISPERSIONE” SITO B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	24.2	2	12.11	1.27	.347
Residui	57.3	6	9.56		

Complessivamente l’effetto del disturbo ha portato a una variazione significativa del numero degli individui a bassa dispersione (p=0.032), in particolare la variazione significativa è avvenuta dalla zona non disturbata a quella di transizione (p=0.025) (Tabella 3.18). Il sito ha un effetto significativo sull'abbondanza degli individui a bassa dispersione (p=0.010) (Tabella 3.18), che rimane superiore nel sito B, lungo tutto il gradiente di disturbo rispetto al sito A (Figura 3.22).

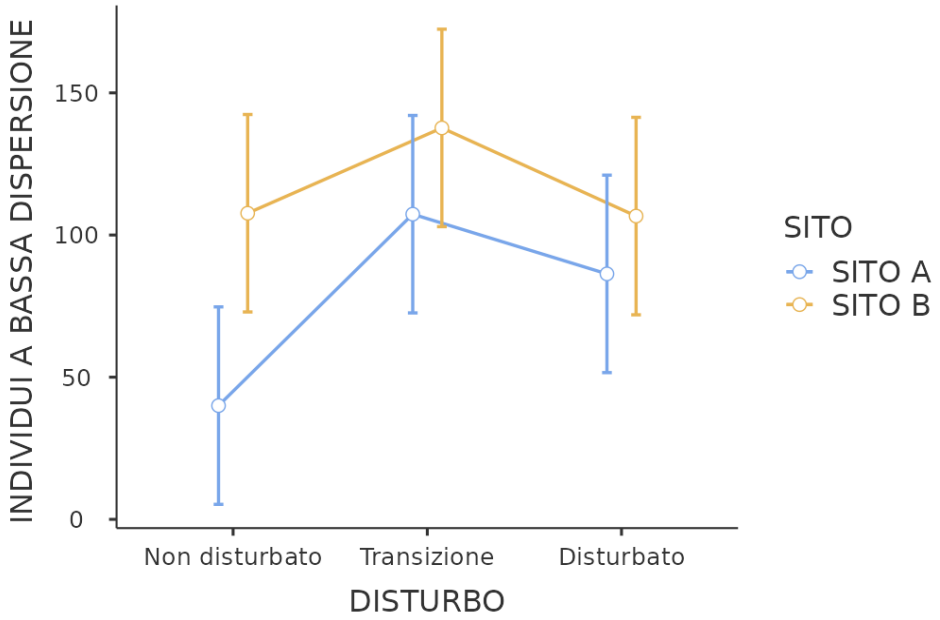


Figura 3.22 Abbondanza degli individui a bassa dispersione, lungo il gradiente di disturbo nei 2 siti.

Tabella 3.18 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di individui a bassa dispersione nei due siti.

ANOVA - “INDIVIDUI A BASSA DISPERSIONE” SITO A-B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p	Confronto a coppie	p_{tukey}
DISTURBO	7116	2	3558	4.67	.032	Non disturbato con Transizione	.025
SITO	7001	1	7001	9.19	.010	Non disturbato con Disturbato	.361
DISTURBO ⁎ SITO	1867	2	934	1.22	.328	Transizione con Disturbato	.271
Residui	9145	12	762				

Complessivamente l’effetto del disturbo non ha portato a una variazione significativa del numero degli individui ad alta dispersione (p=0.210) (Tabella 3.19). Il sito ha un effetto significativo, sull’abbondanza degli individui ad alta dispersione (p=0.052), che rimane superiore nel sito A, lungo tutto il gradiente di

disturbo rispetto al sito B (Figura 3.23).

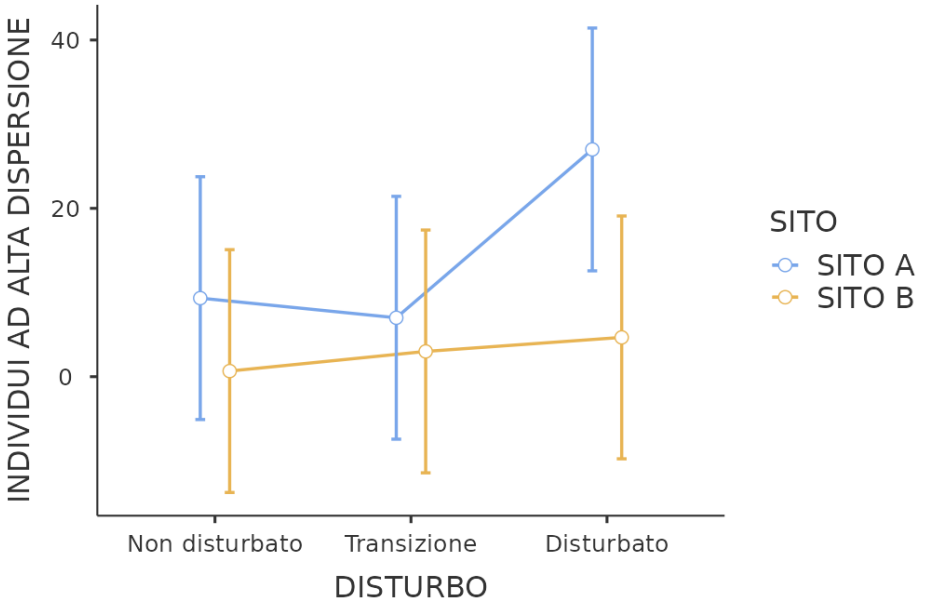


Figura 3.23 Abbondanza degli individui a alta dispersione, lungo il gradiente di disturbo nei 2 siti.

Tabella 3.19 Tabella ANOVA: Effetto del disturbo sul numero di individui a alta dispersione nei due siti.

ANOVA - “INDIVIDUI AD ALTA DISPERSIONE” SITO A-B

	Somma dei Quadrati	gdl	Media Quadratica	F	p
DISTURBO	469	2	235	1.78	.210
SITO	612	1	612	4.66	.052
DISTURBO ✻ SITO	272	2	136	1.04	.385
Residui	1578	12	132		

4. DISCUSSIONE

Lo sforzo di campionamento ha permesso di descrivere adeguatamente la struttura delle comunità di carabidi, portando alla luce le differenze interne dei singoli siti e anche quelle tra di essi. Le risposte dei carabidi in seguito al disturbo, hanno mostrato una variabilità tra i transetti tale da non riuscire a rispondere chiaramente al quesito indagato; per ridurre l'effetto rimescolante delle altre variabili ambientali, e separare con precisione l'influenza del disturbo, sono necessari altri dati provenienti da altri siti, possibilmente con un maggior numero di transetti anche più ravvicinati. Le informazioni ottenute da questo lavoro di tesi, sono un primo passo utile a descrivere le conseguenze, dell'impatto ambientale causato dagli attacchi di bostrico.

Le abbondanze dei carabidi presenti nei due siti rispettano i livelli tipici di cenosi a carabidi di ambienti forestali; Nel sito A sono presenti tre specie dominanti che rappresentano il 73% dell'abbondanza totale, nel sito B sono due e rappresentano il 77% dell'abbondanza totale. Le parti restanti sono divise in molte specie rare, formando una suddivisione delle comunità tipica di ambienti non completamente perturbati.

Un aumento del livello di disturbo o la combinazione di più disturbi può portare allo sconvolgimento dei rapporti di dominanza nelle comunità e alla ridefinizione della loro struttura, con il dominio da parte di una o due specie e la presenza di molte specie dall'abbondanza estremamente limitata; questo fenomeno è più evidente nel sito B dove la distribuzione delle abbondanze, segue un andamento più ripido a parità di scala rispetto al sito A, seppur mantenendosi entro livelli di normalità.

L'effetto del disturbo ha influenzato in modo differente la distribuzione delle abbondanze lungo il gradiente di disturbo nei due siti; nel sito A ha portato ad un aumento delle abbondanze nella zona di transizione e disturbata, mentre nel sito B non ha portato a variazioni significative. Le caratteristiche intrinseche dei singoli siti sembrano essere un fattore chiave nel determinare l'entità dell'impatto del disturbo sulle comunità biologiche. Sebbene i siti considerati condividano alcune caratteristiche ambientali come la tipologia del popolamento forestale, l'esposizione e l'altitudine, la presenza di ulteriori variabili ambientali, non

immediatamente evidenti e potenzialmente interagenti tra loro, può determinare risposte differenti da parte delle comunità di carabidi. Questo risultato sottolinea la necessità di estendere il campionamento a un numero maggiore di siti, al fine di ottenere un quadro comparativo più rappresentativo e individuare i principali fattori responsabili della variabilità osservata.

Una variabile che si può considerare *proxy* del disturbo da bostrico, è la copertura arborea; essa è responsabile della variazione di molti parametri ambientali a livello del terreno: la luce che raggiunge il sottobosco, la temperatura, l'umidità e di conseguenza gli sbalzi termici. In seguito al disturbo da bostrico, la copertura arborea è calata anche del 25% e mediamente è scesa del 10% in entrambi i siti; Questo non ha portato ad un cambiamento simile nelle abbondanze medie, lungo il gradiente di disturbo dei due siti, evidenziando l'importanza dello studio delle altre variabili ambientali e di diversi siti, per la comprensione delle risposte delle comunità.

Nell'insieme delle specie catturate sono presenti alcune generaliste come *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher, 1783) e *Pseudoophonus rufipes* (DeGeer, 1774) e predatrici specialiste come *Cychrus italicus* (Bonelli, 1810) e *Cychrus angustatus* (Hoppe & Hornschuch, 1825). Importante è la presenza di endemismi orobici quali *Pterostichus dissimilis* (A. & G.B.Villa, 1833) e *Carabus castanopterus* (A. Villa & G.B. Villa, 1833) che confermano il potenziale pregio naturalistico di questi ambienti, soggetti a disturbi e in continuo cambiamento.

La ricchezza specifica lungo il gradiente di disturbo aumenta leggermente in entrambi i siti nella zona disturbata; a differenza dell'abbondanza media, la risposta delle comunità dei due siti è stata simile. L'aumento delle specie in zone disturbate è spesso associato all'arrivo di specie colonizzatrici che vanno a sommarsi con quelle già presenti, in questo caso però vista la scarsità di specie colonizzatrici, la causa più probabile è da attribuire all'aumento di risorse alimentari; in seguito al disturbo, la copertura arborea ridotta permette la crescita di molteplici specie eliofile e erbacee, che producono e attirano una grande varietà di risorse trofiche per i carabidi, questa concentrazione di risorse, può spiegare la maggior presenza di specie rare, che venendo catturate aumentano la ricchezza

specifica, e anche l’abbondanza maggiore delle altre specie che si spostano in queste zone.

Secondo la teoria del disturbo intermedio (Connell 1978), condizioni di disturbo intermedio possono portare alla sopravvivenza di un maggior numero di organismi; nel caso di studio la presenza di alberi morti in piedi e della fitta vegetazione erbacea, potrebbero mantenere condizioni di ombreggiatura e umidità tali da soddisfare quelle richieste dai carabidi della comunità precedente il disturbo.

Per poter registrare efficacemente l’effetto del disturbo da bostrico sulle comunità di carabidi, sono stati disposti tre transetti ognuno formato da nove trappole, e distanziati di poche centinaia di metri. I dati sulle raccolte, disposti lungo il gradiente di disturbo, mostrano come le nove trappole offrano una adeguata risoluzione della variazione delle abbondanze nei transetti, mentre la distanza tra i singoli transetti, causa una forte eterogeneità nella composizione delle comunità degli stessi. Nel sito A è molto evidente come i tre transetti, presi singolarmente, mostrano struttura e composizione delle comunità, numero di specie e distribuzione delle abbondanze differenti, suggerendo tre risposte diverse al disturbo. Per poter generalizzare la risposta delle comunità di carabidi al disturbo sembra essere necessario l’uso di molte repliche del gradiente e possibilmente più vicine in modo da appiattire le differenze territoriali e delineare il fenomeno.

Gli indici di diversità e uniformità mostrano andamenti contrastanti nei due siti; l’indice di Shannon-Wiener nel sito A segue un andamento costante lungo il gradiente di disturbo, alla luce dell’aumento della ricchezza specifica, la spiegazione risiede nella distribuzione meno eguale delle specie nella zona di transizione e disturbata. L’indice di Pielou, nel sito A, chiarisce il fenomeno mostrando un andamento decrescente e confermando la minor uniformità nella zona disturbata. Nel sito B l’indice di Shannon-Wiener mostra un andamento crescente verso la zona disturbata, spiegabile grazie all’aumento della ricchezza specifica e a una distribuzione delle specie costantemente eguale lungo il gradiente del disturbo. L’indice di Pielou, conferma l’ipotesi mostrando un andamento costante lungo il transetto.

L’analisi dei tratti funzionali ha permesso di osservare che in entrambi i siti il disturbo non ha portato ha una variazione apprezzabile né della lunghezza corporea media né delle proporzioni tra gli individui a bassa e alta dispersione; in generale la lunghezza corporea media rimane costante lungo il gradiente di disturbo, solo nel sito B è presente una diminuzione leggera dalla zona di transizione a quella disturbata. La spiegazione risiede nella ridotta presenza di specie di piccola taglia che, anche se presenti nelle zone disturbate, sono ininfluenti rispetto alle abbondanze delle specie dominanti. Specie di piccola taglia sono spesso in grado di volare, analizzando le proporzioni degli individui in base alla capacità di dispersione, è evidente la dominanza di quelli a bassa dispersione su quelli ad alta dispersione; nella maggior parte delle trappole dei due siti i primi superano abbondantemente i secondi, con l’eccezione nel sito A dove l’ultima trappola nella zona disturbata ha catturato un elevato numero di *Pseudoophonus rufipes* riuscendo a superare i primi.

Un altro tratto utile che non è stato analizzato è la dieta; specie colonizzatrici hanno spesso una dieta generalista mentre quelle specialiste una dieta specializzata, a causa della scarsa conoscenza dei regimi alimentari di alcune specie, non è stata presa in considerazione. Si è notato però che la maggioranza delle specie catturate sono predatrici, inoltre non si osserva nelle zone disturbate una presenza elevata di specie generaliste.

La maggior abbondanza delle specie dominanti rispetto a quelle rare, osservata in entrambi i siti, si allinea con quella riscontrata in altri studi, dove tre o quattro specie comprendono anche il 60% del campione (Latty *et al* 2006; Riley e Browne 2011). Per quanto concerne la variazione dell’abbondanza media a seguito di un disturbo, Da Silva *et al.* (2008) hanno riscontrato che nei siti agricoli l’abbondanza è cresciuta rispetto alle zone con copertura arborea, probabilmente a causa della presenza di specie generaliste abbondanti, fenomeno non riscontrato nel sito A dove anche se l’abbondanza è cresciuta nella zona disturbata, le specie colonizzatrici e generaliste non sono state la causa. Secondo i risultati ottenuti da Latty *et al.* (2006) la differente gestione forestale, non ha portato ad una variazione dell’abbondanza media in nessuna delle tipologie forestali esaminate (vetuste, coetanee e disetanee); questo sottolinea la capacità di adattamento dei

carabidi, o la resistenza degli stessi, ad ambienti non radicalmente diversi, riscontrata anche nel sito B, dove le condizioni microclimatiche seppur diverse, mantengono livelli adeguati per la sopravvivenza delle specie. Specie più sensibili, come quelle specialiste di ambienti forestali, possono essere più suscettibili ai cambiamenti dell'ambiente: analizzandone l'abbondanza in foreste di età diverse si è scoperto che essa aumenta con l'aumentare dell'età, anche se nelle foreste con alcune decine di anni, è inferiore rispetto a quelle ancora più giovani; essa cala a causa dell'estrema densità e ombrosità unita alla mancanza di complessità strutturale (legno morto e sottobosco) che privano i carabidi di prede e rifugi. (Kašák *et al.* 2017)

La ricchezza specifica in seguito al disturbo da bostrico ha risposto positivamente aumentando in entrambi i siti, in altri casi disturbi diversi sembra abbiano portato a effetti differenti; secondo Da Silva *et al.* (2008) il disturbo agricolo ha portato livelli più elevati di ricchezza di specie comuni, mentre nelle piantagioni di piante esotiche la ricchezza è calata molto portando alla dominanza di una sola specie. Negli ambienti forestali caratterizzati da foreste vetuste e coetanee la diversità di specie è rimasta simile mentre in quelle disetanee è calata, forse a causa dei recenti disturbi che non hanno permesso a tutte le specie di diffondersi (Latty *et al.* 2006). Prendendo l'età dei popolamenti forestali come riferimento, la ricchezza di specie è risultata massima in quelli appena tagliati e in rigenerazione e minima in quelli vetusti (Riley e Browne 2011). La risposta in termini di ricchezza specifica, al disturbo sembra quindi essere legata alla sua intensità e durata; Nel caso del disturbo da bostrico, viene influenzata la copertura arborea che si riduce e permette la crescita di un fitto sottobosco; l'ingresso di luce favorisce lo sviluppo della vegetazione, e contemporaneamente, i fusti in piedi mantengono un ombreggiamento sufficiente, da permettere la sopravvivenza delle specie forestali (Giupponi *et al*. 2025). Questo modera i cambiamenti microclimatici dell'ambiente e permette la sopravvivenza delle specie preesistenti e di quelle colonizzatrici. Il fenomeno non si osserva in zone dove gli alberi subiscono l'atterramento da parte del vento o l'esbosco a seguito di interventi forestali, in cui il disturbo causa notevoli variazioni nelle comunità di carabidi (Panza *et al*. 2025). Disturbi più intensi possono ridurre enormemente le specie specialiste e tipiche di un

determinato ambiente, ma permettere a una parte delle specie preesistenti di sopravvivere e a quelle colonizzatrici di diffondersi, come nel caso del disturbo agricolo o dei tagli forestali. L'aumento del livello del disturbo sembra invece portare ad una inversione della tendenza con la diminuzione della ricchezza specifica; disturbi molteplici o elevati come nelle monocolture di specie esotiche decimano le specie presenti e permettono a pochissime la sopravvivenza, l'intervento umano può portare a conseguenze ancora più gravi dove il disturbo naturale ha già colpito, portando ad una semplificazione e omogeneizzazione delle comunità di carabidi (Latty *et al*. 2006; Cobb *et al.* 2007).

5. CONCLUSIONI

Nel presente lavoro è emerso che le comunità di carabidi utilizzate come bioindicatori, hanno mostrato una risposta limitata al disturbo causato dal bostrico con un lieve incremento della ricchezza di specie. Sul piano funzionale non sono state osservate variazioni significative a seguito del disturbo, in quanto la maggior parte delle specie presenti nella zona indisturbata condivide i medesimi tratti funzionali con quelle presenti nella zona disturbata. Questi risultati suggeriscono che il disturbo causato dal bostrico non abbia determinato un degrado della biodiversità funzionale delle comunità di carabidi, evidenziando una sostanziale conservazione delle funzioni ecologiche dell'ecosistema. Le conseguenze del passaggio del bostrico non si limitano alla moria degli alberi di abete rosso. La formazione di ingenti quantità di legno morto e l'aumento della diversità della vegetazione del sottobosco, determinano infatti la disponibilità di nuove risorse e habitat, favorendo l'insediamento e la permanenza di numerosi altri organismi.

La conservazione dell'ambiente deve riuscire a far combaciare le esigenze antropiche e quelle naturali; alla luce dei risultati ottenuti si evince come lasciando indisturbato il bosco, colpito da bostrico, per alcuni anni si mantiene il suo pregio naturalistico che probabilmente diminuirebbe in seguito a interventi forestali meccanizzati. Sono da prediligere, se indispensabili, interventi poco invasivi per rimuovere alberi pericolanti in zone a rischio, attraverso l'uso di personale attrezzato e teleferiche forestali, per ridurre al minimo dove possibile il danneggiamento del sottobosco. Sono sconsigliati interventi che portano alla rimozione totale degli alberi morti, sia per l'impatto sugli organismi del sottobosco e terreno che per l'importanza stessa del legno morto.

Osservando le raccolte dei singoli transetti sorge spontaneo chiedersi come cambierebbero le distribuzioni delle specie se la lunghezza dei transetti fosse maggiore, oppure come sarebbero se i transetti fossero disposti solamente in zone non disturbate o disturbate.

Si potrebbero confrontare i transetti che seguono il gradiente di disturbo con quelli che non lo seguono, e capire quant'è la variazione casuale delle trappole e quanta è causata dal disturbo. Per approfondire meglio il quesito indagato, si potrebbero

effettuare ricerche su singoli siti con l’uso di più transetti possibilmente vicini con anche dodici trappole e l’aggiunta di qualche transetto di controllo il più vicino possibile agli altri, pur restando sufficientemente lontano dalla zona di transizione. Data l’elevata differenza di comunità tra i siti, questo approccio potrebbe descrivere meglio le risposte a livello di singole aree, che successivamente possono essere messe a confronto tra di loro, tenendo conto delle comunità riscontrate.

6. BIBLIOGRAFIA

Allegro, G. 2021. “Tabella illustrata di determinazione per le specie del genere *Pterostichus* note in Italia (Coleoptera, Carabidae, Pterostichinae).” *Memorie della Società Entomologica Italiana* 98:65-91.

Allegro, G., P., Magrini, e M., Pavesi. 2022. “Tabella illustrata di determinazione per le specie del genere *Harpalus* note in Italia (Coleoptera, Carabidae, Harpalinae).” *Bollettino della Società Entomologica Italiana* 154:51-86.

Battisti, A. 2023. “Clima e abete rosso: una difficile convivenza.” *L’Italia Forestale e Montana* 78:69-76. https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1104. Visitato il 25/06/2026

Brandmayr, P. 1980. “Entomocenosi come indicatori delle modificazioni antropiche del paesaggio e pianificazione del territorio: esempi basati sullo studio di popolamenti a Coleotteri Carabidi.” In *Atti del XII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia*, 263-283. Roma: Accademia Nazionale Italiana di Entomologia.
https://www.researchgate.net/profile/Pietro-Brandmayr/publication/281243887_Entomocenosi_come_indicatori_delle_modificazioni_antropiche_del_paesaggio_e_pianificazione_del_territorio_esempi_basati_sullo_studio_di_popolamenti_a_Coleotteri_Carabidi/links/5619. (Consultato il 25-06-2026)

Brandmayr, P., *T*., Zetto e R., Pizzolotto 2005. *I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità-Manuale operativo*. N.p.: Apat. https://hdl.handle.net/20.500.11770/181460.

(Consultato il 25-06-2026)

Caudullo, G., W., Tinner, e D., de Rigo. 2016. “*Picea abies* in Europe: distribution, habitat, usage and threats.” In *European Atlas of Forest Tree Species*, e012300+. Luxembourg: Publ. Off. EU. https://w3id.org/mtv/FISE-Comm/v01/e012300. (Consultato il 25-06-2026)

Cobb, T. P., D. W., Langor, e J. R., Spence. 2007. “Biodiversity and multiple disturbances: boreal forest ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to wildfire, harvesting, and herbicide.” *Canadian Journal of Forest Research* 37:1310-1323. https://doi.org/10.1139/X06-310. (Consultato il 25-06-2026)

Connell, J. H. 1978. “Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state.” *Science* 199:1302-1310. 10.1126/science.199.4335.1302. (Consultato il 25-06-2026)

Da Silva, P. M., C. A.S., Aguiar, J., Niemelä, J. P., Sousa, A. R.M. Serrano. 2008. “Diversity patterns of ground-beetles (Coleoptera: Carabidae) along a gradient of land-use disturbance.” *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124:270-274. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.007. (Consultato il 25-06-2026)

EL-Danasoury, H., e J. Iglesias-Piñeiro. 2018. “Predation by polyphagous carabid beetles on eggs of a pest slug: potential implications of climate change.” *Journal of Applied Entomology* 142:340-348. https://doi.org/10.1111/jen.12474. (Consultato il 25-06-2026)

Ente Regionale per i Servizi all’Agricoltura e alle Foreste (ERSAF). n.d. “tempesta

Vaia.” Accessed 05 21, 2026. https://www.ersaf.lombardia.it/tempesta-vaia/. (Consultato il 25-06-2026)

EPPO. 2021. *Ips typographus*. Distribution details in Italy. https://gd.eppo.int/taxon/IPSXTY/distribution/IT. (Consultato il 25-06-2026)

EPPO. 2026. *Ips typographus*. EPPO datasheets on pests recommended for regulation.” https://gd.eppo.int. (Consultato il 25-06-2026)

Gerlach, J., M. Samways, e J. Pryke. 2013. “Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups.” *Journal of Insect Conservation* 17:831-850. https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9. (Consultato il 25-06-2026)

Giupponi, L., R., Panza, D., Pedrali, S., Sala, e A., Giorgi. 2025. “Ecology, Floristic–Vegetational Features, and Future Perspectives of Spruce Forests Affected by *Ips typographus*: Insight from the Southern Alps.” *Plants* 14:1681. 10.3390/plants14111681. (Consultato il 25-06-2026)

Gobbi, M., D., Fontaneto, N., Bragalanti, L., Pedrotti e V., Lencioni. 2015. “Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) richness and functional traits in relation to differently managed grasslands in the Alps.” *Annales de la Société entomologique de France (N.S.)* 51:52-59. https://doi.org/10.1080/00379271.2015.1060008. (Consultato il 25-06-2026)

Google. 2025. *Immagini satellitari della Val Seriana e della Val Camonica*. Google maps. https://www.google.com/maps. (Consultato il 25-06-2026)

Hlásny, T., e L. König. 2021. “Bark beetle outbreaks in Europe: state of knowledge and ways forward for management.” *Current Forestry Reports* 7:138-165. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00142-x. (Consultato il 25-06-2026)

Holland, J. M. 2002. “Carabid beetles: their ecology, survival and use in agroecosystems.” In *The Agroecology of Carabid Beetles*, 1-40. Vol. 62. https://www.researchgate.net/profile/John-Holland-14/publication/262827188_Carabid_beetles_their_ecology_survival_and_use_in_agroecosystems/links/0c960538f39f67fba8000000/Carabid-beetles-their-ecology-survival-and-use-in-agroecosystems.pdf. (Consultato il 25-06-2026)

Holt, E. A., e S. W., Miller. 2011. “Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts.” *Nature Education Knowledge* 3:8-13. https://www.researchgate.net/profile/Neil-Angelo-Abreo/post/Could-the-Blue-Sea-star-Linckia-laevigata-be-an-indicator-of-ecosystem-quality/attachment/59d61fbc79197b807797e2ee/AS%3A286560877596677%401445332845948/download/Bioindicators_+Using+Organisms+to+M. (Consultato il 25-06-2026)

Kašák, J., J., Foit, e M., Hučín. 2017. “Succession of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities after windthrow disturbance in a montane Norway spruce forest in the Hrubý Jeseník Mts.(Czech Republic).” *Central European Forestry Journal* 63:180-187. DOI: 10.1515/forj-2017-0016. (Consultato il 25-06-2026)

Lake, P. S. 2013. “Resistance, resilience and restoration.” *Ecological Management & Restoration* 14:20-24. https://doi.org/10.1111/emr.12016. (Consultato il 25-06-2026)

Latella, L., e M., Gobbi. 2015. *La fauna del suolo - tassonomia, ecologia e metodi di studio dei principali gruppi di invertebrati terrestri italiani*. 2nd ed. Vol. 3. Trento: Museo delle Scienze.

Latty, E. F., S. M., Werner, D. J., Mladenoff, K. F. Raffa, T. A., Sickley. 2006. “Response of ground beetle (Carabidae) assemblages to logging history in northern hardwood–hemlock forests.” *Forest Ecology and Management* 222:335-347. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.028. (Consultato il 25-06-2026)

Lövei, G. L., e Keith D. Sunderland. 1996. “Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae).” *Annual Review of Entomology* 41 (01): 231-256. https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.001311. (Consultato il 25-06-2026)

Obidowicz, A., M., Ralska-Jasiewiczowa, M., Kupryjanowicz, K., Szczepanek, M., Latalowa e D., Nalepka. 2004. “*Picea abies* (L.) H. Karst. – Spruce.” In *Late Glacial and Holocene history of vegetation in Poland based on isopollen maps*, 147-158. https://www.researchgate.net/profile/Miroslawa-Kupryjanowicz/publication/286764082_Picea_abies_L_H_Karst/links/56a20dde08ae984c449b8ed1/Picea-abies-L-H-Karst.pdf. (Consultato il 25-06-2026)

Panza, R., A. Laini, A. Roggero, A. Rolando, C. Palestrini, e M. Gobbi. 2025. “Responses of ground and dung beetle assemblages to extreme events: the case of the windstorm “Vaia” in the Italian Alps.” *The European Zoological Journal* 92:613-630. DOI:10.1080/24750263.2025.2506597. (Consultato il 25-06-2026)

Pesarini, C., e V. Monzini. 2010. “Insetti della fauna italiana - Coleotteri Carabidi I.” *Natura: rivista di scienze naturali* 100 (luglio).

Pesarini, C., e V. Monzini. 2011. “Insetti della fauna italiana - Coleotteri Carabidi

II.” *Natura: rivista di scienze naturali* 101 (Novembre).

Rainio, J., e J., Niemelä. 2003. “Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators.” *Biodiversity & Conservation* 12:487-506. https://doi.org/10.1023/A:1022412617568. (Consultato il 25-06-2026)

Regione Lombardia. 2015. *DTM 5X5 - Modello digitale del terreno*. Geoportale della Lombardia. https://www.geoportale.regione.lombardia.it/

Regione Lombardia. 2018/19. *Ortofoto AGEA 2018*. Geoportale Regione Lombardia. https://www.geoportale.regione.lombardia.it/.

Regione Lombardia. 2021. *Ortofoto AGEA 2021*. Geoportale Regione Lombardia. https://www.geoportale.regione.lombardia.it/.

Regione Lombardia. 2025. *Carta forestale (perimetro bosco)*. Geoportale della Lombardia. https://www.geoportale.regione.lombardia.it/

Regione Lombardia. 2026. *Limiti amministrativi correnti*. Geoportale della Lombardia. https://www.geoportale.regione.lombardia.it/

Regione Lombardia – Servizio Fitosanitario (in collaborazione con ERSAF e ARPA Lombardia). 2026. *Campagna di monitoraggio bostrico dell’abete rosso Ips typographus in Lombardia – Anno 2025. Relazione illustrativa*. Milano: n.p. https://www.fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/portal/site/sfr/DettaglioRedazionale/organismi-nocivi/insetti-e-acari/red-ips-sfr. (Consultato il 25-06-2026)

Riley, K. N., e R. A. Browne. 2011. “Changes in ground beetle diversity and community composition in age structured forests (Coleoptera, Carabidae).” In *Proceedings of a symposium honoring the careers of Ross and Joyce*

Bell and their contributions to scientific work, 601-621. Vol. 147. N.p.: T. Erwin. https://doi.org/10.3897/zookeys.147.2102. (Consultato il 25-06-2026)

Spiecker, H. 2000. “Growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) under changing environmental conditions in Europe.” In *EFI Proceedings*, 11-26. Joensuu, Finland: European Forest Institute. https://www.researchgate.net/profile/Heinrich-Spiecker/publication/285638409_Growth_of_Norway_spruce_Picea_abies_L_Karst_under_changing_environmental_conditions_in_Europe/links/5e5279cb92851c7f7f512e20/Growth-of-Norway-spruce-Picea-abies-L-Karst-under-chan. (Consultato il 25-06-2026)

Studio ForST Network e Ecosapiens di cooperativa sociale l' Ovile. n.d. “ALLEGATO II – Tipologie forestali,” Piano di indirizzo forestale. Allegato-II-QUADERNO-TIPI-FORESTALI. Accessed 05 21, 2026. https://www.vallebrembana.bg.it/export/sites/default/ambiente/documenti/Allegato-II-QUADERNO-TIPI-FORESTALI.pdf. (Consultato il 25-06-2026)

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio i miei genitori per il supporto al mio percorso universitario e la fiducia riposta in me, Gaia per i momenti condivisi e la compagnia, Luca e Filippo per il divertimento.

RIASSUNTO

RISPOSTA DELLE COMUNITÀ DI CARABIDI AL DISTURBO DA *IPS TYPOGRAPHUS* IN PECCETE MONTANE: IL CASO DI STUDIO DELL'ALTA VAL SERIANA E DELLA VAL CAMONICA

Elaborato finale di Sebastiano Cortinovis Matricola 18777A

L'abete rosso è la specie dominante delle foreste di conifere boreali e subalpine dell' Europa settentrionale, centrale e orientale. Fin dal passato è stato coltivato anche al di fuori dal suo areale naturale. Negli ultimi anni gli attacchi degli scolitidi sono aumentati in modo significativo, soprattutto nelle formazioni submontane di sostituzione, che risultano particolarmente vulnerabili. *Ips typographus*, comunemente noto come bostrico, è uno dei principali coleotteri dannosi per l'abete rosso in Europa e Asia. Attacca in genere piante adulte: nelle fasi iniziali colonizza alberi indeboliti o compromessi, ma durante le pullulazioni è in grado di infestare, anche alberi sani. In questo contesto, risulta fondamentale monitorare lo stato ecologico delle peccete colpite dagli attacchi del coleottero e, a tale scopo, uno degli strumenti maggiormente impiegati è rappresentato dall'utilizzo dei bioindicatori. I bioindicatori comprendono intere comunità, usate per valutare la qualità dell'ambiente e le sue variazioni nel tempo. Tra questi, i carabidi sono ampiamente usati grazie alla loro sensibilità ai disturbi ambientali. Tuttavia, il solo numero di specie o l'abbondanza non descrivono in modo affidabile lo stato della comunità: l'analisi dei tratti funzionali può invece fornire informazioni più complete sugli effetti dei diversi regimi di disturbo.

L'obbiettivo di questa tesi è stato valutare la struttura delle comunità e i tratti funzionali di carabidi presenti in peccete montane e secondarie, attraverso un gradiente di disturbo causato dagli attacchi di bostrico.

La raccolta dei carabidi si è svolta in due siti e precisamente nei comuni di Ardesio (sito A), Cevo e Berzo Demo (sito B) caratterizzati da esposizione a sud, altitudine di circa 1200m e boschi di abete rosso. All'interno dei 2 siti sono state posizionate 54 trappole a caduta suddivise in tre transetti per sito, ognuno con 9 trappole. Sono state effettuate 7 raccolte per ogni sito, da fine giugno 2025 a metà settembre 2025, ogni due settimane circa. I transetti sono stati suddivisi in 3 zone; la prima con alberi sani (Non disturbato), la seconda con alberi sani e morti (Transizione) e la terza con alberi morti (Disturbato). Sono stati analizzati l'abbondanza totale delle specie raccolte, la ricchezza specifica, l'indice di Shannon-Wiener, l'indice di Pielou e due tratti funzionali, ossia la capacità di dispersione e la lunghezza corporea.

Le specie dominanti rappresentano il 73% dell'abbondanza totale nel sito A e il 77% nel sito B. Nel sito B la distribuzione delle abbondanze, segue un andamento più ripido a parità di scala rispetto al sito A, ma si mantiene entro livelli di normalità. L'effetto del disturbo nel sito A ha portato ad un aumento delle abbondanze medie ($p=0.005$) nella zona di transizione e disturbata, mentre nel sito B non sono state osservate variazioni significative. La ricchezza specifica lungo il gradiente di disturbo è aumentata leggermente in entrambi i siti nella zona disturbata ($p<0.001$), probabilmente in risposta a una maggiore disponibilità di risorse alimentari. La distanza tra i singoli transetti ha determinato una marcata eterogeneità nella composizione delle comunità di carabidi. Nel sito A i tre transetti, presi singolarmente, mostrano distribuzioni delle abbondanze e composizioni di comunità differenti, suggerendo risposte diversificate al disturbo. Gli indici

di diversità e uniformità mostrano andamenti contrastanti nei due siti; l'indice di Shannon-Wiener nel sito A segue un andamento costante, mentre nel sito B cresce nella zona disturbata. L'indice di Pielou, nel sito A, mostra un andamento decrescente, nel sito B invece ha un andamento costante lungo il transetto. L'analisi dei tratti funzionali ha permesso di osservare che, in entrambi i siti di studio, il disturbo causato dal bostrico non ha determinato variazioni apprezzabili né della lunghezza corporea media né della proporzione di individui con bassa ed elevata capacità di dispersione. Le comunità di carabidi hanno mostrato una risposta limitata al disturbo, con un lieve incremento della ricchezza di specie, mentre sul piano funzionale non sono significative. Ciò è probabilmente dovuto al fatto che specie presenti nella zona disturbata condividono gran parte dei tratti funzionali con quelle dell'area indisturbata. Nel complesso, i risultati suggeriscono che il disturbo provocato dal bostrico non abbia comportato una perdita della biodiversità funzionale delle comunità di carabidi, evidenziando una sostanziale conservazione delle funzioni ecologiche dell'ecosistema. Queste evidenze supportano l'ipotesi che il mantenimento delle aree colpite senza interventi immediati possa favorire la conservazione del loro valore naturalistico, che probabilmente potrebbe diminuire in seguito a interventi forestali meccanizzati. Tuttavia, le risposte delle comunità di carabidi hanno evidenziato un'elevata variabilità tra i transetti, tale da non consentire conclusioni definitive sugli effetti del disturbo. Sarà pertanto necessario ampliare il campionamento e includere ulteriori siti di studio per ottenere risultati più robusti e generalizzabili.