

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali
Dipartimento Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e
Ambiente

Corso di laurea magistrale in Scienze Forestali ed Ambientali

Risposta delle comunità di piante e di insetti
impollinatori a 3 anni dalla tempesta Vaia in Veneto

Relatore
Prof. Lorenzo Marini
Correlatore
Dott. Elena Gazzea

Laureando
Jacopo Oggioni
Matricola n. 1242385

ANNO ACCADEMICO 2021/2022

Sommario

Riassunto.....	3
Abstract.....	4
1. Introduzione.....	5
2. Materiali e Metodi.....	10
2.1 Area di Studio.....	10
2.2 Disegno sperimentale.....	11
2.3 Raccolta dati.....	13
2.4 Elaborazione dati.....	17
3. Risultati.....	19
3.1 Risposta della Comunità di piante.....	19
3.1.1 Composizione specifica delle piante.....	19
3.1.2 Influenza delle variabili ambientali sulla ricchezza specifica vegetale.....	24
3.1.3 Indici di Landolt.....	25
3.2 Risposta delle comunità di imenotteri impollinatori.....	30
3.2.1 Composizione specifica degli Imenotteri.....	30
3.2.2 Caratteristiche della comunità di Imenotteri.....	35
3.2.3 Influenza delle variabili ambientali sulle comunità degli Imenotteri.....	38
4. Discussione.....	52
4.1 Risposta della comunità di piante.....	52
4.2 Risposta della comunità di Imenotteri impollinatori.....	56
5. Conclusione.....	60
Bibliografia.....	62
Allegati.....	66

Riassunto

Lo scopo di questa tesi è quello di studiare la risposta della comunità di piante e degli imenotteri impollinatori nelle aree forestali della regione Veneto interessate dalla tempesta Vaia del 2018 e capire quali variabili ambientali sono in grado di spiegare la loro composizione. Sono state scelte quattro macro aree di studio localizzate nelle aree alpine e prealpine della regione. Sono stati campionati in totale 41 siti, costituiti da 35 siti interessati dagli effetti del disturbo e 6 siti di controllo (aree forestali intatte), dove è stata eseguita la raccolta dati della vegetazione e degli imenotteri impollinatori. Le variabili topografiche quota, esposizione e pendenza sono state estratte dai DTM 25x25 e DTM 5x5, utilizzando il software QGIS, mentre le variabili paesaggistiche (foresta, area aperta ed area schiantata) sono state mappate in un buffer di 1 km utilizzando il software Google Earth. L'elaborazione dati è avvenuta tramite l'utilizzo del Software Rstudio, con il quale sono state eseguite le regressioni lineari, adoperando il modello LM. Sono state identificate in tutto 328 specie vegetali, costituite da quasi il 70% dal gruppo delle piante erbacee a fiore. Le aree interessate dallo schianto hanno mostrato un numero medio di specie più alto rispetto alle aree controllo. Le variabili indipendenti quota, esposizione e pendenza non hanno avuto effetti significativi sulla ricchezza specifica vegetale, ma questa può essere spiegata da altre variabili ambientali non utilizzate in questo lavoro. Gli indici di Landolt sono influenzati significativamente dalle variabili topografiche, dove la quota e l'interazione fra esposizione e pendenza spiegano il fattore della temperatura (T), il fattore della radiazione (L) è influenzato dall'esposizione e il fattore nutritivo (N) è influenzato dall'interazione fra quota ed esposizione. Sono state identificate 125 specie di imenotteri, costituiti da 3184 individui. Le aree affette dal disturbo mostrano un numero medio di specie e di individui di imenotteri molto più grande rispetto alle aree controllo. La comunità degli imenotteri non è influenzata in maniera significativa dalla comunità vegetale, ma il numero di specie di imenotteri e di bombi e la loro relativa abbondanza, mostrano relazioni significative con la quota. Il gradiente altitudinale è in grado di influenzare positivamente queste variabili risposta. Probabilmente le specie di imenotteri non si sono ancora adattate alle aree aperte provocate dalla tempesta. L'interazione fra *Apis mellifera* L. e il numero di specie di dicotiledoni determina un effetto significativo sulla ricchezza specifica degli imenotteri e sull'abbondanza dei bombi, da cui si può ipotizzare una competizione interspecifica. Questi risultati ottenuti possono essere utili per futuri monitoraggi a lungo termine per la risposta delle comunità vegetali ed entomologiche nelle aree forestali colpite dalla tempesta Vaia e come queste influiranno sulle dinamiche forestali anche a seguito dei cambiamenti climatici in atto.

Abstract

The object of this thesis is to study the recovery of plants and pollinators communities in the forest areas of the Veneto region affected by the 2018 Vaia storm and to understand which environmental variables explain their composition. Four macro areas were chosen as study sites, located in the Alpine and pre-Alpine areas of the region. A total of 41 sites were sampled, consisting of 35 sites affected by the windthrow and 6 control sites (intact forest), where data collection of vegetation and pollinating hymenoptera was performed. The topographic variables (elevation, aspect and slope) were extracted from the DTM 25x25 and DTM 5x5, using the QGIS software, while the landscape variables (forest, open and windthrow areas) were mapped in a 1 km buffer using the Google Earth software. The analyses were performed with Rstudio software, using linear regression models. A total of 328 vascular plant species have been identified, consisting of almost 70% of forbs. The windthrow areas showed a higher average number of species than the control areas. The independent variables elevation, aspect and slope did not have significant effects on the plant species richness, but this can be explained by other environmental variables not used in this work. The Landolt index are significantly influenced by topographic variables, where elevation and the interaction between aspect and slope explain the T landolt index, the L index (radiation) is influenced by aspect and the N index (nutrient) is influenced by the interaction between elevation and aspect. A total of 125 species of hymenoptera have been identified, consisting of 3184 individuals. The windthrow areas show a much larger average number of species and individuals of hymenoptera than the control areas. The hymenoptera community is not significantly influenced by the plant community, but the number of hymenoptera and bumblebee species and their relative abundance show significant relationships with elevation. Elevation positively influences these response variables. Hymenoptera species are probably not yet adapted to the gap areas caused by the storm. The interaction between *Apis mellifera* L. and the number of dicotyledonous species determines a significant effect on the specific richness of the hymenoptera and the abundance of bumblebees, from which interspecific competition can be assumed. These results obtained may be useful for future long-term monitoring for the response of plant and entomological communities in forest areas affected by the Vaia storm and how these will affect the forest dynamics underway also following the ongoing climate changes.

1. Introduzione

I disturbi naturali vengono definiti dagli autori Pickett & White (1985) come un qualunque evento discreto nel tempo che altera la struttura di un ecosistema, comunità o popolazione e modifica la disponibilità delle risorse e l'ambiente fisico. I disturbi alterano rapidamente lo stato di un ecosistema, creando eterogeneità nel paesaggio e influenzando distintamente la traiettoria del sistema (Turner, 2010). Inoltre, interrompono la composizione e la funzione di un ecosistema, promuovono un'ampia diversità di specie e avviano il rinnovamento o la sua riorganizzazione (Seidl et al., 2017). Per quanto riguarda i popolamenti forestali, i disturbi naturali possono essere degli eventi che causano la perdita improvvisa di biomassa forestale vivente o che ne diminuiscono il valore effettivo o potenziale del bosco e/o del popolamento forestale (Schelhaas. et al., 2003). Tali eventi di perturbazione sono caratterizzati da un agente, cioè la forza che agisce a carico dei popolamenti forestali. Questi agenti possono essere di natura abiotica (vento incendi etc.) o di natura biotica, quando si parla di un organismo biologico (insetti, funghi etc.) (del Favero et al., 2019). I disturbi naturali come incendi, attacchi di insetti scolitidi e gli schianti da vento sono parte integrante delle dinamiche ecosistemiche nelle foreste del mondo (Seidl et al., 2017) ed hanno degli effetti complessi sugli ecosistemi forestali (Machado Nunes Romeiro et al., 2022). Si verificano come eventi relativamente discreti e formano dei regimi caratteristici di frequenza dimensione e severità tipiche dei disturbi su scala spaziale e temporale estese (Turner, 2010). I disturbi naturali possono essere di bassa o alta magnitudo, infatti, in tutti i processi di successione (o di dinamica forestale) si verificano numerosi disturbi di bassa magnitudo, che non provocano la sostituzione del popolamento ma che contribuiscono alla variabilità strutturale (Pickett & White, 1985). I disturbi di magnitudo più elevata ("*stand replacing disturbance*"), si verificano regolarmente negli ecosistemi forestali di tutto il mondo e possono essere eventi che rimuovono tutta o la maggior parte della copertura forestale (Swanson et al., 2011). In particolare, le foreste dominate da conifere sono soggette a disturbi naturali (Moen et al., 2014). Tutti i processi di successione terminano e iniziano con un disturbo di magnitudo più elevata (Motta, 2018). I disturbi naturali possono migliorare l'eterogeneità strutturale delle foreste, creare habitat per comunità ricche di specie e di alto valore conservazionistico ed aumentare la resilienza a lungo termine delle foreste a fronte di futuri fattori di stress (Swanson et al., 2011). Le foreste forniscono importanti servizi ecosistemici, come la regolazione globale del ciclo di carbonio, la fornitura di risorse rinnovabili e gli habitat per un'ampia varietà di specie (Stritih et al., 2021).

A seguito di un disturbo, la capacità delle foreste di fornire tali servizi può essere più o meno gravemente compromessa (Chiavetta U., 2021).

Le tempeste da vento sono il principale agente di disturbo naturale nelle foreste europee (Schelhaas M.J. et al., 2003) (Seidl et al., 2017), in particolare, per quelle temperate e boreali (Seidl et al., 2017), diventando così i regimi di disturbo dominanti in Europa (Thorn et al., 2017). Gli schianti da vento sono un tipico disturbo abiotico che ricorre stocasticamente a varie scale spaziali e temporali (Thom et al., 2013). I danni del vento in Europa sono causati da due fenomeni: cicloni extratropicali e tempeste convettive (Pettit et al., 2021). I cloni extratropicali si sviluppano in Europa durante i mesi autunnali e invernali e sono caratterizzati da forti venti che aumentano rapidamente la loro velocità fino a trasformarsi in raffiche violente (Martínez-Alvarado et al., 2014). Tali tempeste di vento si verificano dove la pressione atmosferica è inferiore alle aree circostanti e in Europa tale sistema – chiamato area di bassa pressione – si trova solitamente nell'Oceano Atlantico settentrionale, progredendo verso nord-est (Sharkey et al., 2019).

I rischi da vento sono generalmente strettamente correlati a specie arboree specifiche (Mayer et al., 2005) come, ad esempio, l'abete rosso (*Picea abies* [L.] Karst) (Schmidt et al., 2010). Tale specie, è stata piantata ben oltre il suo areale naturale. Infatti, dato l'aumento della superficie forestale, la biomassa per unità di superficie, l'età media e l'altezza media dei popolamenti forestali, negli ultimi decenni è aumentata anche la vulnerabilità delle foreste europee agli schianti da vento (Motta et al., 2018). Infatti, secondo Schelhaas et al. (2003), le due ragioni più probabili per l'aumento dei danni causati dalle tempeste hanno a che fare con i cambiamenti nella struttura forestale: l'aumento dell'area della foresta di conifere e l'aumento della quantità totale di popolamenti di conifere in crescita. I disturbi naturali rappresentano una parte importante della dinamica delle foreste di abete rosso (Svoboda et al., 2012), ma come riportato da Schelhaas et al. (2003), nelle foreste gestite intensamente le dinamiche dei disturbi naturali sono state in gran parte eliminate e sostituite da un regime di gestione regolare, soprattutto nelle fasi di diradamento, disboscamento e reimpianto. Quando si considera il cambiamento climatico, le foreste dovranno essere gestite con alti livelli di incertezza a causa dei rischi di disturbi naturali (Machado Nunes Romeiro et al., 2022).

In questo lavoro vengono affrontati gli effetti della tempesta Vaia nella regione Veneto sulla biodiversità, in particolare si è studiata la risposta delle comunità di piante e degli imenotteri impollinatori a distanza di 3 anni dall'evento. La tempesta Vaia si è sviluppata tra sabato 27 e martedì 30 ottobre 2018 ed ha interessato principalmente le Alpi orientali.

Soprattutto lunedì 29, ha determinato violentissime raffiche di scirocco e piogge alluvionali (Chirici et al., 2019). Queste potenti raffiche di vento meridionale si sono talora combinate con ulteriori rinforzi e turbolenze locali in corrispondenza dei rilievi, raggiungendo punte di oltre 200 km/h (Chirici et al., 2019). Le Regioni maggiormente interessate dai danni alle foreste della tempesta Vaia sono il Trentino-Alto Adige e il Veneto, seguiti da Lombardia, Friuli-Venezia Giulia e, marginalmente, Piemonte e Valle d'Aosta (Motta et al., 2018) (Chirici et al., 2019). Per quanto riguarda i danni alle foreste, in particolare danni a peccete, piceo-abieteti e piceo-abieto-faggeti, si stima che la tempesta Vaia abbia interessato 494 Comuni (2.306.968 ha), causando la completa distruzione del bosco su una superficie pari a 42.525 ettari, per un totale di circa 8.5 milioni di m³ di legname a terra (Chirici et al., 2019). In figura 1, è possibile osservare la superficie forestale della regione veneto interessata dalla tempesta Vaia.

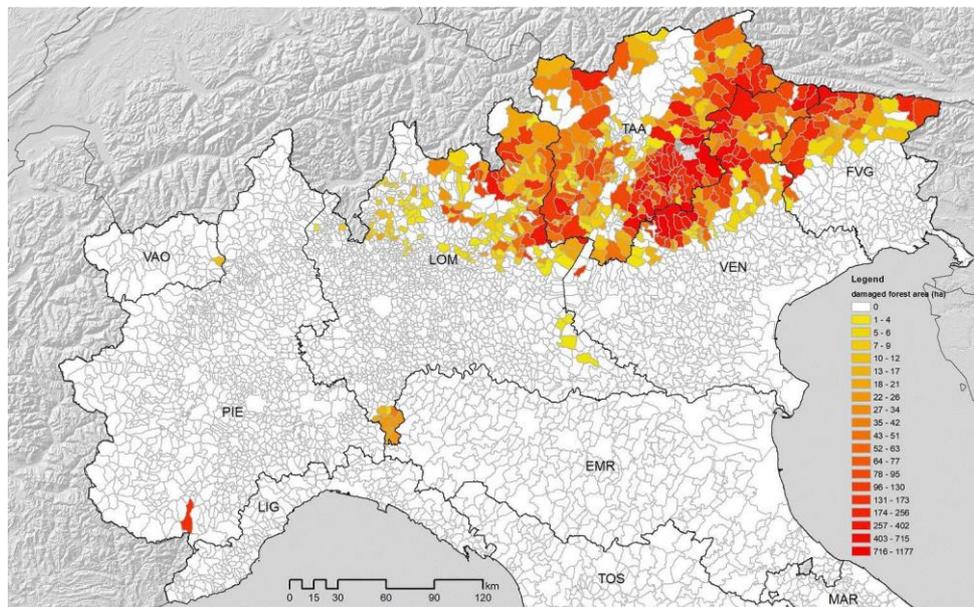


Figura 1. Superficie forestale colpita dalla tempesta Vaia del 2018. Fonte da Chirici et al., 2018

Oltre alla elevatissima velocità raggiunta, ed alla maggiore suscettibilità dell'abete rosso alle tempeste, dovuto al suo tipico apparato radicale poco profondo (Caudullo. et al., 2016), lo sradicamento si verifica quando i venti forti coincidono con un suolo forestale saturo di acqua, determinando il mancato ancoraggio delle radici (Mitchell, 2013). A questo proposito, l'evento è stato caratterizzato da un accumulo estremo di precipitazione al suolo, pari a 850 mm in tre giorni (Giovannini et al., 2021).

Pratica comune nella gestione post disturbo è il salvage-logging, cioè il recupero del legname atterrato. Gli effetti del salvage logging possono, provocare danni ambientali (Lindenmayer & Noss, 2006). Infatti, differenti gruppi tassonomici a fronte di diverse tipologie di disturbo

naturale possono rispondere in modo diverso al salvage – logging (Zmihorski & Durska, 2011). Sono due gli effetti principali del salvage - logging sulla biodiversità. In primo luogo, il taglio di recupero riduce la ricchezza di gruppi tassonomici o l'abbondanza di particolari specie che dipendono dal legno morto. In secondo luogo, studi relativi ad un insieme di gruppi tassonomici diversi hanno dimostrato che il salvage - logging può alterare la composizione della comunità di organismi saproxilici e non saproxilici, mentre gli effetti sul numero complessivo di specie possono essere modesti (Thorn et al., 2016).

Lo scopo di questa tesi è quello di studiare la risposta manifestata dalla comunità delle piante e degli imenotteri impollinatori a seguito degli effetti provocati dalla tempesta Vaia. A tal proposito, i dati inerenti alle due variabili risposta sono stati messi in relazioni con i dati relativi alle variabili indipendenti e di conseguenza sono state formulate delle ipotesi. Per quanto riguarda la comunità vegetale, sono state verificate le relazioni con le variabili topografiche (variabili indipendenti). La quota, la pendenza e l'esposizione possono determinare un effetto, più o meno significativo, sul numero di specie di piante. L'ipotesi di partenza della relazione fra quota e numero di specie vegetali, è che il gradiente altitudinale potesse diminuire il numero di specie. L'esposizione sud può avere un numero maggiore di specie vegetali rispetto a quelle nord. Le pendenze elevate invece, dovrebbero avere un numero di specie di piante più basso rispetto a quelle più pianeggianti. Gli indici di Landolt, essendo una espressione numerica delle caratteristiche delle piante, sono stati messi in relazione con le 3 variabili topografiche considerate. Ad esempio, la quota può determinarlo sul fattore termico (T), dove alle alte quote, sono presenti comunità vegetali maggiormente adattate alle condizioni fredde, dovuta ad una temperatura ambientale più bassa. L'esposizione può determinare un effetto sul fattore della radiazione (L), mentre la pendenza per i fattori del suolo N ed F.

Si è ipotizzato che la comunità di impollinatori potesse essere influenzata dal paesaggio, per cui le variabili paesaggistiche (area forestale, area aperta ed area schiantata), sono stati utilizzati per le relazioni con la comunità di imenotteri. Le variabili legate alla comunità vegetale sono state utilizzate come variabili indipendenti, col fine di poter studiare se la comunità di imenotteri fosse interessata dalla componente vegetale interna alle aree schiantate. Si è ipotizzato infatti che una maggiore ricchezza specifica delle piante o delle dicotiledoni o la biomassa delle stesse potesse determinare un maggior numero di specie o di individui di imenotteri. Il parametro della ricompensa floristica, allo stesso modo, potrebbe influenzare il numero di specie o di individui di imenotteri. Anche le variabili topografiche e paesaggistiche possono influenzare la comunità di imenotteri, ad esempio la quota può determinare un

aumento o una decrescita nel numero di specie di imenotteri. Infine, la presenza di molta superficie aperta può incrementare la ricchezza specifica o il numero di individui, data la maggiore presenza in proporzione di specie vegetali attorno il paesaggio. All'interno dei modelli lineari sono state testate le interazioni fra tali variabili indipendenti. Per esempio, è stata testata l'interazione fra la quota ed il numero di specie di piante, per vedere se il diverso gradiente altitudinale potesse influenzare il numero di specie di piante e di conseguenza dalla loro interazione verificare l'effetto delle variabili risposta ricchezza specifica degli imenotteri e bombi e la loro relativa abbondanza. A questo proposito sono state testate più combinazioni di interazioni, cioè le variabili indipendenti quota, esposizione, percentuale area aperta e percentuale area schiantata sono state messe in interazione con il numero di specie di piante, di dicotiledoni, la biomassa delle dicotiledoni e la ricompensa floristica. Le combinazioni risultanti sono state messe in relazione con le variabili risposta ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi, abbondanza degli imenotteri e dei bombi. Infine, sono state formulate delle ipotesi riguardanti l'effetto dell'abbondanza delle api mellifere sulla ricchezza specifica ed abbondanza degli imenotteri. Questo aspetto è stato verificato tramite modelli lineari dove le variabili risposta considerate sono state messe in relazione con l'interazione fra l'abbondanza di *Apis mellifera* L. e le caratteristiche della comunità vegetali quali ricchezza specifica dicotiledoni, biomassa dicotiledoni e i valori di ricompensa floristica.

2. Materiali e Metodi

2.1 Area di Studio

Il presente lavoro ha come aree di studio le zone forestali dell'arco alpino della regione Veneto che nel 2018 sono state interessate dalla tempesta Vaia. In particolare, sono state selezionate come siti di studio 4 macroaree dove gli effetti della tempesta sono stati notevoli. Si tratta di aree con una dominante copertura del suolo a bosco, in particolare peccete, piceo-abieteti e piceo-abieto-faggeti (Chirici et al., 2019).

Per ogni macroarea sono stati scelti dei siti di campionamento e 1 o 2 siti di controllo, dove i primi sono le zone disturbate dalla tempesta, mentre i secondi sono le aree che, al contrario, non sono state interessate dall'evento. Il numero di siti di controllo è variabile sulla base della dimensione della macroarea. I siti di campionamento sono 35, mentre i siti di controllo sono 6, per un totale di 41 siti. Per ogni sito sono stati scelti 3 plot di campionamento, rappresentativi del sito, aventi dimensioni di 5x5 m.

Le 4 macroaree di studio sono l'Agordino (AA), l'altopiano di Asiago (AS), il Nevegal (NE) e la Val Visdende (VV) e sono appunto distribuiti lungo l'arco alpino e prealpino della regione Veneto. Entrando nel dettaglio, la macroarea dell'Agordino presenta in totale 10 siti di campionamento e 2 siti di controllo. Data la distribuzione spaziale dei siti e la maggiore estensione altitudinale rispetto alle altre macroaree, è stata divisa in due zone. La prima è localizzata a nord con un'estensione altitudinale che va da 1182 a 1729 m s.l.m., dove sono situati 7 siti di campionamento ed 1 sito di controllo. L'area posta a sud è invece costituita da 3 siti di campionamento ed 1 sito di controllo, aventi una estensione altitudinale da 692 a 1300 m s.l.m. Questi 4 siti sono quindi posti alle quote più inferiori di tutta l'area di studio. L'altopiano di Asiago ha 16 siti di campionamento e 2 siti di controllo, rappresentando la macroarea con il maggior numero di siti. La sua estensione altitudinale procede dai 1036 a 1625 m s.l.m. Anche questa è stata divisa in due zone, la prima è Asiago Est con 8 siti ed 1 controllo e la seconda Asiago Ovest con 8 siti ed 1 controllo.

La macroarea del Nevegal è quella che presenta il minor numero di siti, infatti, sono 3 quelli di campionamento ed 1 è il controllo e presenta un'estensione altitudinale che va da 846 a 1315 m s.l.m. La macroarea della Val Visdende ha invece 6 siti di campionamento ed 1 sito di controllo e presenta una estensione altitudinale che va da 1312 a 1672 m s.l.m.

La tabella 1, descrive in maniera sintetica quanto scritto sopra, mentre nella figura 2 si può osservare la localizzazione spaziale dei siti e delle macroaree.

Tabella 1. Numero di siti di campionamento e controllo per ogni macroarea.

Siti	Siti di Campionamento	Siti di controllo
AA_Nord	7	1
AA_Sud	3	1
AS_Est	8	1
AS_Ovest	8	1
NE	3	1
VV	6	1
Totale	35	6

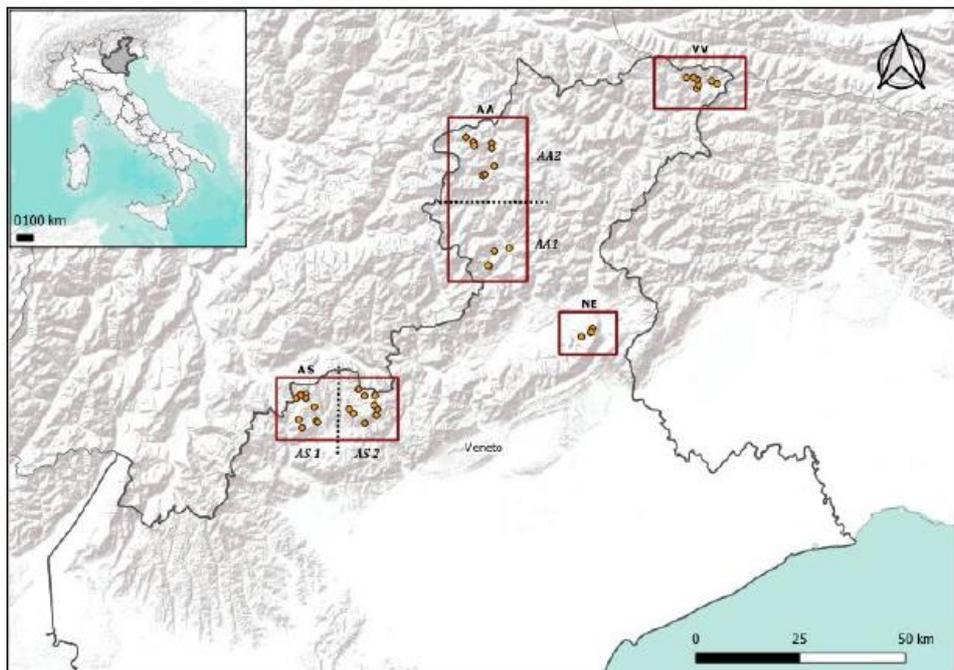


Figura 2. Localizzazione spaziale delle macro aree e dei siti di campionamento nelle aree alpine e pre alpine della regione Veneto. Fonte da Montero F, (2021)

2.2 Disegno sperimentale

I 35 siti di campionamento sono stati scelti secondo dei criteri ben precisi. In primo luogo, ogni sito ha una larghezza di almeno 500 m, la superficie è libera dal materiale atterrato perché è stato effettuato il salvage logging e molti dei siti hanno un facile accesso, in modo da favorire i campionamenti sulla biodiversità. In secondo luogo, i siti presentano una variabilità legata a caratteristiche stazionali quali pendenza, esposizione e quota. Considerati tutti questi diversi criteri di scelta, si sono potuti ottenere siti indipendenti fra di loro e che rappresentassero in maniera ottimale la distribuzione spaziale degli effetti causati dalla tempesta Vaia. Per quanto riguarda i siti di controllo, questi sono distribuiti in aree forestali non disturbate dall'evento e che quindi hanno mantenuto le caratteristiche ecologiche ed ambientali dei boschi originari.

La loro scelta è avvenuta direttamente in campo e non a priori come i siti di campionamento. Per ogni sito di campionamento e di controllo sono stati scelti casualmente 3 plot 5x5 m distribuiti nella superficie schiantata, dove al loro interno è stato eseguito il campionamento e la raccolta dei dati.

Questi plot rappresentativi del sito sono posti ad una distanza di almeno 50 m dal limite del bosco, questo per evitare una maggiore influenza delle specie caratteristiche del bosco, ma poter raccogliere dati relativi alla sola superficie schiantata. I plot presenti all'interno dei siti di campionamento sono caratterizzati dalla presenza di una grande ceppaia, il cui ruolo è quello di riconoscere velocemente la posizione del plot stesso. A favore di questo, tali ceppaie sono state segnate con della vernice spray dai colori fluorescenti (maggiormente visibili).

In un secondo momento, su queste ceppaie sono state posizionate delle targhette con numeri progressivi. Tali ceppaie rappresentano il limite del plot, posizionate cioè esternamente alla superficie di campionamento. Una ulteriore caratteristica dei plot è l'assenza di individui arborei adulti, ma la sola presenza di rinnovazione forestale e specie erbacee.

Una volta scelti i plot si è proceduto con l'identificazione delle specie vegetali ed il posizionamento delle pan-traps. Le specie di piante che non sono state stimate in campo sono state stimate post campionamento, per cui sono state fotografate, raccolte ed identificate in laboratorio. Per la raccolta dati degli imenotteri impollinatori sono state utilizzate 3 pan-traps aventi i colori giallo bianco e blu (figura 3a e 3b). Per ogni sito di campionamento e di controllo, le pan-traps sono state posizionate su due plot su tre, il primo e l'ultimo, e quindi per ogni sito sono state posizionate 6 pan-traps. All'interno del plot, le pan-traps sono state distanziate di almeno un metro le une dalle altre e posizionate tra l'interno ed il limite del plot stesso. Dentro le pan-traps è stato messo il glicole propilenico per un 70% miscelato con acqua. Utilizzare il glicole nelle pan-traps è una pratica poco utilizzata, solitamente si usa solo acqua e sapone, ma in questo lavoro, considerando il numero di siti e la notevole distanza tra macro aree, lo svuotamento e la raccolta dei campioni è avvenuto circa ogni 2 settimane. A tal proposito era necessario utilizzare una miscela che potesse mantenere in buono stato gli impollinatori per il tempo necessario. Ogni due settimane circa le pan-traps sono state svuotate e raccolto il contenuto, di modo da ottenere 3 round di raccolta di campioni per ogni sito. Per fare questa operazione sono stati utilizzati un colino, le pinzette entomologiche ed un contenitore per mettere il glicole "esausto". Avvenuto questo filtraggio, gli imenotteri, assieme a tutti gli altri insetti volanti attirati dalle pan-traps, sono stati catalogati ed inseriti all'interno di provette contenenti alcool puro. Per evitare che il materiale potesse mischiarsi con quello di altri siti, in

ogni provetta è stato inserito un cartellino con scritto il codice identificativo del sito e del plot (es. AA_1_1, macroarea Agordino, sito 1 e plot 1). La presenza dell'alcool puro ha permesso la conservazione degli insetti per il tempo che va dalla raccolta fino alla loro separazione in gruppi, la quale è avvenuta a partire dal mese di ottobre nel laboratorio di entomologia in sede del distaccamento di Agripolis, dell'università degli studi di Padova.

In sede di laboratorio, infatti, le provette sono state svuotate all'interno di piastre Petri e sempre con l'utilizzo delle pinzette entomologiche, gli imenotteri sono stati separati dal resto degli insetti e re-inserite in altre provette riempite con alcool e catalogate secondo il sito identificativo. Il riconoscimento delle specie di imenotteri è stato affidato ad esperti.



Figura 3. Posizionamento delle pan – traps nel sito di controllo (a) e nei siti di campionamento (b)

2.3 Raccolta dati

L'attività di campionamento è stata svolta da giugno a settembre 2021 ed ha riguardato la raccolta dati relativa alla vegetazione ed agli imenotteri impollinatori.

La raccolta dati delle specie vegetali è avvenuta in 3 fasi successive. La prima, è stata quella di stimare la copertura vegetale al suolo all'interno del plot. Dopo di che, si è proceduto al riconoscimento delle specie vegetali.

Le specie che non sono state identificate in campo sono state identificate in laboratorio, alla fine della stagione di campionamento utilizzando i volumi di riconoscimento *Flora del Veneto* (Argenti C et al., 2019). In ultimo è stata stimata la biomassa di ogni specie.

I valori di biomassa sono stati prima stimati in campo, poi una volta finita la stagione di campionamento, tali valori sono stati ricalcolati per correggere le sovra o sottostime e quindi

rapportate a 100. Inoltre, una volta terminato il campionamento, ognuna delle specie vegetali identificata è stata catalogata secondo il gruppo funzionale di appartenenza.

Tali gruppi funzionali fanno riferimento alle caratteristiche vegetazionali delle differenti specie, per la quale possono essere divise in 7 gruppi. Questi sono: il gruppo delle Felci, il gruppo delle piante erbacee con fiori, il gruppo delle Graminoidi, a sua volta diviso nelle famiglie Poaceae, Juncaceae e Cyperaceae, il gruppo delle piante arbustive ed il gruppo delle piante arboree.

La raccolta dati degli imenotteri è avvenuta seguendo le fasi descritte nel paragrafo precedente ed anche qui le differenti specie sono state identificate ed assegnata una abbondanza in termini di numero di individui, distinti in maschi e femmine.

Una seconda categoria di dati sono le variabili ambientali quota, pendenza ed esposizione, calcolati per ogni sito. La loro determinazione è avvenuta tramite l'utilizzo dei DTM 25x25 e DTM 5x5, elaborati tramite il software *QGIS*. Nel dettaglio delle elaborazioni statistiche, per i valori di quota sono stati utilizzati quelli ottenuti tramite il DTM 25x25, lo stesso i valori di esposizione, mentre per i valori di pendenza è stato utilizzato il DTM 5x5. I valori di esposizione sono stati ricalcolati come differenza rispetto all'esposizione sud, cioè è stata eseguita la differenza in valore assoluto fra il valore di esposizione ottenuto e 180°. Tramite questa esposizione si è dato un valore univoco di 90° alle esposizioni est ed ovest ed una maggiore importanza ai valori aventi esposizioni Nord (0°) e Sud (180°).

Oltre a queste variabili ambientali è stata anche mappata la composizione paesaggistica attorno ad ogni sito tramite il software Google Earth.

In particolare, è stato creato un buffer avente raggio di 1km attorno ogni sito ed all'interno di questa superficie di circa 3,14 km², il paesaggio è stato diviso in 3 categorie: superficie forestale, superficie aperta e le aree forestali schiantate dalla tempesta Vaia.

Le aree aperte sono tutte quelle superfici dove è assente la foresta, trattandosi per lo più di aree prative e pascolive. Ottenuti tutti i diversi poligoni di ogni categoria costituenti il sito, la loro superficie in metri quadrati è stata sommata e rapportata in percentuale in modo da ottenere un valore percentuale di ogni categoria costituente ogni sito (es. 50% foresta, 30% area aperta, 20% area schiantata) (figura 4).

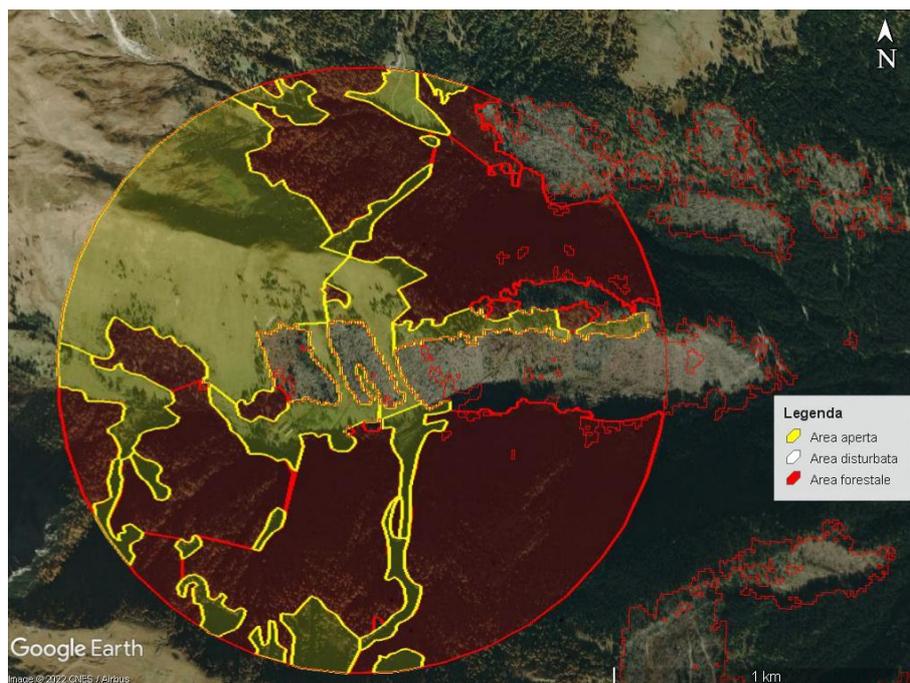


Figura 4. Esempio di suddivisione del paesaggio

La terza serie di variabili ambientali è relativa ai fattori climatici e del suolo e queste informazioni sono state associate con i valori degli indicatori ecologici di Landolt ad ogni comunità vegetale.

Questi indici sono espressioni numeriche relative all'ecologia delle specie vegetali alpine d'Europa che si riferiscono alla condizione ottimale per un particolare fattore ambientale (Landolt, 1977). Gli indicatori ecologici di Landolt hanno tutti una scala che va da 1 a 5.

Ad ogni specie vegetale identificata è stato quindi assegnato il valore relativo a 4 indicatori ecologici di Landolt. Sono stati utilizzati gli indici della temperatura (T) e radiazione (L), per quanto riguarda i fattori climatici, mentre per i fattori del suolo sono stati utilizzati l'umidità del suolo (F) ed il contenuto in nutrienti (N).

Il valore di temperatura fa riferimento alla temperatura media che la pianta riceve durante il suo periodo vegetativo ed è dato principalmente dall'altitudine alla quale la pianta cresce. Valori bassi corrispondono ad una distribuzione a quote più elevate mentre valori alti indicano piante che crescono in pianura. T=1, fa riferimento a piante presenti principalmente nella zona alpina, mentre T=5 fa riferimento a piante presenti nelle zone più calde e che si trovano principalmente in Europa meridionale.

Il valore di radiazione fa riferimento all'intensità luminosa media alla quale la pianta può crescere bene durante il suo periodo vegetativo. Valori bassi indicano poca necessità di luce, mentre valori alti una grande necessità di luce. Infatti L=1 indica che la pianta cresce in una

condizione molto d'ombra, mentre L=5 indica che la pianta cresce in condizioni molto luminose ed è incapace a crescere in condizione d'ombra.

Il valore di umidità indica l'umidità media del suolo durante la stagione vegetativa. Valori bassi indicano una bassa umidità, mentre valori alti alta umidità. F=1 vuol dire che la pianta cresce principalmente in un suolo molto secco, per cui è assente e non può competere in un suolo umido e di conseguenza è un buon indicatore delle condizioni secche. F=5 vuol dire invece che le piante vivono sul terreno molto umido e saturo d'acqua, quindi, evitano ambienti secchi o con umidità media, rappresentando buoni indicatori di situazioni umide.

Il valore nutritivo definisce il contenuto in nutrienti del suolo, soprattutto di azoto, dove valori bassi mostrano pochi nutrienti, mentre valori alti molti nutrienti. N=1 vuol dire che le piante crescono principalmente in un suolo molto povero, per cui assenti in suoli ricchi e sono quindi buoni indicatori di suoli poveri in nutrienti. N=5 vuol dire invece che le piante principalmente si trovano su suoli aventi un apporto di nutrienti (solitamente azoto) troppo elevato e quindi sono assenti su suolo povero. Queste piante sono quindi degli ottimi indicatori di fertilizzazioni elevate ed in acqua di eutrofizzazione.

In ultimo sono stati utilizzati i valori della ricompensa floristica assegnati alle specie vegetali. Questo parametro è rappresentato da un valore numerico, il quale esprime in che modo ed in quale quantità, la specie vegetale è interessante per gli imenotteri.

La ricerca di questi valori è avvenuta consultando il database BiolFlor al sito internet (<https://wiki.ufz.de/biolflor/index.jsp>).

I fiori delle piante producono nettare polline o olio oppure hanno forme e colori in grado di ingannare l'insetto. Per ogni specie vegetale viene assegnato un primo numero che indica in che modo avviene questa ricompensa, cioè se la pianta fornisce all'insetto del nettare, polline, olio o se lo inganna. Poi viene assegnato un secondo numero che ne indica la quantità, ha una scala da 1 a 5 dove uno vuol dire che la quantità fornita è zero, 2 che la quantità è bassa, 3 media e 4 che la quantità è abbondante. Il numero 5 viene assegnato se per quella pianta non si hanno dati disponibili.

Sia per gli indici di Landolt che per i valori della ricompensa floristica sono state calcolate la media ponderata sulla biomassa delle differenti specie presenti nei siti.

2.4 Elaborazione dati

L'analisi dei dataset della vegetazione e degli imenotteri impollinatori sono stati elaborati attraverso le tabelle Pivot in Excel e l'utilizzo del software Rstudio versione 4.2.1 (R Core Team., 2019) per l'analisi statistica.

Per quanto riguarda la vegetazione e gli imenotteri, l'analisi è stata condotta eseguendo prima un controllo generale dei dati raccolti, poi sono state costruite delle relazioni, attraverso le regressioni lineari, fra le variabili dipendenti (es. ricchezza specifica piante) e le variabili indipendenti (es. variabili topografiche), col fine di poterne studiare gli effetti.

Per studiare la risposta della vegetazione, sono state quindi utilizzate come variabili dipendenti la ricchezza specifica delle piante per sito, il numero di dicotiledoni, gli indici di Landolt. Per quanto riguarda invece la risposta della popolazione di imenotteri impollinatori sono state utilizzate come variabili dipendenti la ricchezza specifica e l'abbondanza per ogni sito. Inoltre, sono state anche verificate la risposta della ricchezza ed abbondanza dei bombi e la popolazione di *Apis mellifera*.

Tramite l'utilizzo delle tabelle pivot si è eseguita un'analisi a livello generale dei dataset a disposizione. Questo ha permesso di vedere il numero di specie totale campionato e poi diviso per famiglie, col fine di osservare le specie più ricorrenti e le famiglie più numerose. Questo passaggio è stato possibile eseguirlo anche in base alla tipologia di sito (se controllo o campionamento). Le tabelle pivot sono state utili anche per capire quale fosse il sito più ricco di specie e di conseguenza anche quello più povero in numero di specie.

Per quanto riguarda le specie vegetali, tramite sempre l'utilizzo delle tabelle pivot è stato possibile raggrupparle secondo il gruppo funzionale, la forma biologica e la forma corologica, col fine sempre di ottenere le specie più frequenti.

La forma biologica esprime il portamento e l'adattamento assunto dalle piante per superare la stagione avversa. La corologia invece è la disciplina che studia la distribuzione geografica delle piante, mentre un corotipo è un tipo di distribuzione geografica a cui appartiene un insieme di specie con areale simile. Per quanto riguarda questo aspetto si è voluto osservare la frequenza delle specie endemiche e delle specie più invasive.

Inoltre, sempre per le specie vegetali, è stato anche determinato il numero di dicotiledoni cioè considerando le sole piante che producono dei fiori, per cui interessanti per gli imenotteri. Il numero di dicotiledoni è stato quindi ottenuto sommando il numero delle piante erbacee a fiore con il numero delle piante arbustive presenti nei siti.

Attraverso il software R studio sono state eseguite le analisi statistiche. Tramite la funzione `lm()` sono stati stimati dei modelli di regressione lineare fra le variabili indipendenti e le variabili risposta, testando anche le possibili interazioni fra le variabili indipendenti.

Per quanto riguarda la vegetazione, sono state considerate le sole variabili ambientali legate alla topografia, quindi quota, pendenza ed esposizione. Prima di procedere all'analisi con il software R, si è verificato se non esistesse correlazione fra le stesse variabili indipendenti. Per fare questo è stata utilizzata la funzione `"cor"` del package `"stats"`, il quale fornisce un numero da -1 ad 1. Se il numero fornito è vicino a 0, non c'è correlazione fra variabili, mentre se il numero equivale ad 1 o -1, vuol dire che le due variabili indipendenti sono correlate e che quindi non possono essere utilizzate assieme nelle interazioni.

Eseguita tale verifica, si è proceduto con l'analisi, dove le variabili risposta numero di piante, numero di dicotiledoni e i valori medi ponderati sulla biomassa degli indici di Landolt, relativi ai soli siti di campionamento, sono stati messi in relazione con le variabili ambientali sopra citate. Per verificare se la correlazione fosse statisticamente significativa, si è utilizzata la funzione `"summary"` del package `"base"`, il quale fornisce le caratteristiche statistiche della correlazione. In particolare, se il valore di p-value fosse inferiore a 0.05, la relazione fra le variabili è stata considerata significativa. In alcuni casi, le relazioni fra variabili sono state considerate marginalmente significative se il p-value fosse inferiore a 0.1. In caso di significatività statistica è stato prodotto l'output grafico, attraverso la funzione `"plot"` del package `"base"` e la funzione `"allEffects"` del package `"effects"`.

La stessa linea guida è stata adottata per la risposta degli imenotteri impollinatori, però per questa analisi sono state utilizzate più variabili indipendenti. Oltre alle già citate variabili topografiche, sono state utilizzate anche le variabili paesaggistiche ottenute come percentuale di foresta, area aperta ed area schiantata all'interno del buffer di 1 km. In più la ricchezza specifica e l'abbondanza degli imenotteri sono stati messi in relazione con il numero di piante e dicotiledoni, la biomassa delle dicotiledoni e il valore di ricompensa floristica per sito.

3. Risultati

3.1 Risposta della Comunità di piante

3.1.1 Composizione specifica delle piante

Sono state identificate in tutto 328 specie vegetali, appartenenti a 50 famiglie botaniche. La tabella 12 (allegati) riporta l'elenco di tali famiglie e per ognuna di queste è presente il numero di specie che vi appartengono. Le famiglie botaniche che presentano il maggior numero di specie sono le Asteraceae (53 specie), Poaceae (32 specie), Lamiaceae (20 specie) e Fabaceae (16 specie).

Nei 35 siti di campionamento sono state identificate 309 specie vegetali, mentre nei 6 siti di controllo ne sono state identificate 102, delle 328 totali.

Considerando i 41 siti totali, le specie con la maggiore frequenza sono *Rubus sp*, *Fragaria vesca* L., *Hieracium murorum* L. ed *Epilobium montanum* L. dove sono state rilevate rispettivamente su 36, 35, 33 e 32 siti sui 41 totali.

Andando ad osservare invece quali siano le specie più frequenti nei siti di campionamento, il trend è abbastanza simile a quello totale. Le specie più comuni sono *Rubus sp* e *Fragaria vesca* L. presenti su 32 e 31 siti di campionamento, la specie *Veronica officinalis* L. è presente su 30 siti, come la specie *Epilobium montanum* L. Per quanto riguarda invece i 6 siti di controllo, il trend è molto diverso dai precedenti, infatti qui le specie più comuni sono *Picea abies* (L.) H. Karst., *Oxalis acetosella* L. e *Lonicera nigra* L. Tutte e 3 le specie sono state osservate su tutti e 6 i siti di controllo, mentre la già citata *Hieracium murorum* L. è presente su 5 siti come *Vaccinium myrtillus* L. e *Maianthemum bifolium* (L.) Schmidt.

La macroarea di Asiago è quella che presenta la maggiore ricchezza vegetale, infatti delle 328 specie totali identificate, in questa area ne sono state rilevate 244. La macroarea dell'Agordino ha lo stesso una ricchezza vegetale elevata, infatti le specie rilevate sono 194. Infine, il numero di specie è più basso nelle macroaree della Val Visdende e del Nevegal, dove sono state rilevate rispettivamente 126 ed 89 specie sulle 328 totali identificate.

I 3 siti che presentano la maggiore ricchezza specifica ricadono nella macroarea di Asiago e sono AS_7, AS_12 ed AS_10, i quali hanno rispettivamente 81, 76 e 72 specie vegetali. Mentre i 3 siti che hanno il minor numero di specie vegetali sono VV_5 con 30 specie, AA_8 e AA_10 con 31 specie. A livello generale, i 6 siti di controllo hanno un numero di specie vegetali più basso rispetto ai siti di campionamento.

Il range di numero di specie in questa categoria di sito procede da un minimo di 14 specie per il sito AA_CO1 ad un massimo di 47 specie per il sito AA_CO2. Nei siti di campionamento il range di numero di specie è molto più ampio, infatti, va da un minimo di 30 ad un massimo di 81, per i siti sopra riportati.

Conoscendo il numero di specie di ogni sito, è stato possibile calcolarne la media. Il numero medio di specie è stato calcolato distinguendone la tipologia di sito, per cui si ha un valore relativo ai siti di campionamento ed un altro per i siti di controllo. Tali valori ammontano a 52 specie medie per la prima e 32 per la seconda tipologia di sito. Il grafico a barre presente in figura 5 illustra appunto il confronto fra questi due valori medi, riportando anche la barra della deviazione standard. Quest'ultima equivale a 13.66 per i siti di campionamento e 12.91 per i siti di controllo.

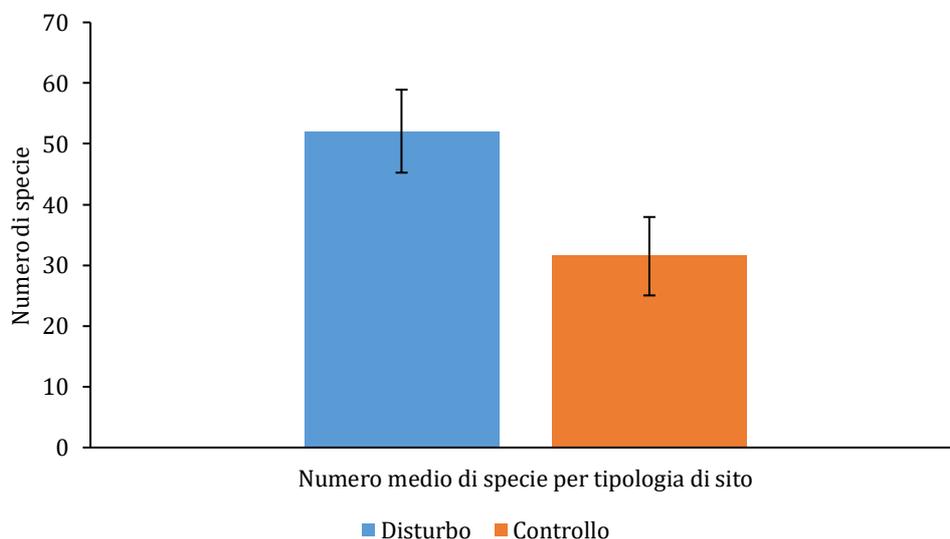


Figura 5. Numero medio di specie di piante dei siti interessati dal disturbo e dei siti di controllo

Ognuna delle specie campionate è stata classificata secondo i differenti gruppi funzionali di appartenenza.

Le 328 specie vegetali sono costituite da 229 piante erbacee a fiore (69.82%), 22 piante arbustive (6.71%), 13 piante arboree (3.96%), 9 felci (2.74%) e 56 graminoidi. Quest'ultimo gruppo è composto a sua volta da 32 specie di Graminaceae (9.76%), 14 Cyperaceae (4.27%) e da 10 specie afferenti alla famiglia delle Juncaceae (3.05%).

Le piante erbacee a fiore e le piante arbustive sono state rilevate su tutti i 35 siti di campionamento e su tutti i 6 siti di controllo, rappresentando quindi i gruppi funzionali sempre presenti. All'interno del gruppo delle piante erbacee a fiore, le specie maggiormente presenti sono le già citate *Fragaria vesca* L., *Hieracium murorum* L. ed *Epilobium montanum* L.

Per quanto riguarda il gruppo delle piante arbustive, le specie con la maggiore frequenza nei siti sono *Rubus sp*, *Sambucus racemosa* L. e *Vaccinium myrtillus* L.

Le specie più frequenti per il gruppo delle felci sono *Athyrium filix-foemina* (L.) Roth, *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott e *Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newman.

Per quanto riguarda le Graminaceae si hanno *Festuca nigrescens* Lam. e *Melica nutans* L. Per le Juncaceae, la più frequente è *Luzula nivea* (L.) Lam. et DC. e per le Cyperaceae si ha la *Carex pallescens* L. In ultimo, le specie più frequenti appartenenti al gruppo delle piante arboree sono *Picea abies* (L.) H. Karst., *Sorbus aucuparia* L. e *Abies alba* Miller.

La distribuzione del numero di specie sulla base dei gruppi funzionali fra i siti di campionamento ed i siti di controllo è sostanzialmente simile. In entrambe le tipologie, le piante erbacee a fiore occupano oltre il 60% della distribuzione. Le Graminaceae e le Juncaceae hanno valori simili, mentre le Cyperaceae sono più rappresentate nei siti di campionamento. Per quanto riguarda le felci, le piante arbustive ed arboree, la loro presenza è maggiore nei siti di controllo rispetto a quelli di campionamento. Il grafico a torta in figura 6 mostra la distribuzione percentuale dei diversi gruppi funzionali, riassumendo quanto sopra riportato.

Le specie vegetali possono essere classificate anche secondo la forma biologica, per poi produrre lo spettro biologico e tramite la forma corologica, col fine di produrre lo spettro corologico.

Per quanto riguarda la forma biologica, 207 specie appartengono alla categoria delle Emicriptofite (H), nonché il 66% delle specie campionate. Entrando nel dettaglio, di questa categoria, la sotto-forma più numerosa è costituita dalle Emicriptofite scapose, con 121 specie. Le specie rimanenti si suddividono in 43 specie di Geofite (14%), 31 specie di Fanerofite (10%), 24 specie di Terofite ed in ultimo 7 specie di Camefite (2%).

Come per la classificazione precedente, osservando la distribuzione delle forme biologiche all'interno dei siti di campionamento e di controllo, si conferma che le Emicriptofite costituiscono la forma biologica maggiormente presente. Nella prima tipologia di sito rappresenta il 67% mentre nel controllo il 58%. A livello generale si possono notare in ogni caso delle differenze, infatti le Geofite e le Fanerofite hanno percentuale maggiore nei siti di controllo rispetto ai siti di campionamento. Al contrario, le Terofite sono più presenti nei siti di campionamento, mentre in entrambe le tipologie di sito le Camefite costituiscono sempre delle percentuali molto basse. Il grafico a torta in figura 7 mostra la distribuzione percentuale delle diverse forme biologiche, riassumendo quanto sopra riportato.

Le specie vegetali identificate sono state classificate anche secondo la corologia ed in base al tipo corologico di appartenenza è stato prodotto lo spettro corologico relativo ai siti di campionamento ed ai siti di controllo.

Il 44.6% delle specie appartiene al gruppo corologico euroasiatico, il quale è costituito da 139 specie. Il gruppo delle specie boreali e nordiche costituiscono il 22.1% e ne appartengono 69 specie. Queste due categorie sono le più frequenti e ciò è legato alla posizione geografica dei siti, cioè in ambiente montano della catena Alpina. A conferma di questo, le specie appartenenti ai gruppi atlantico e mediterraneo sono costituite da 7 e 12 specie e ricoprono quindi delle basse percentuali, rispettivamente il 2.2 e 3.8%. Il gruppo delle orofite sud europee è costituito da 51 specie e ricopre il 16.3%.

Il gruppo corologico ad ampia distribuzione è costituito tra le altre dalle specie avventizie e cosmopolite, le quali sono in totale 25 specie e costituiscono il 8% sul totale. In ultimo ci sono le specie Endemiche, comprendenti le endemiche italiche ed alpine, delle quali ne sono state identificate 9 specie, costituenti il 2.9%.

La distribuzione dei tipi corologici nei siti di campionamento ed in quelli di controllo presenta delle differenze. In entrambi i casi, lo spettro corologico evidenzia che la maggior frequenza è rappresentata dai gruppi euroasiatico e dal gruppo delle specie nordiche e boreali. Si hanno rispettivamente 129 e 65 specie per i siti di campionamento, cioè il 44 e 22%, mentre si hanno 45 e 21 specie in quelli di controllo che costituiscono il 46 e 22%. Le orofite sud europee ricoprono una maggiore percentuale nei siti di controllo, mentre al contrario il gruppo delle atlantiche e delle mediterranee ricopre una percentuale più bassa nei siti di controllo rispetto ai siti di campionamento. Infatti, nei siti di controllo sono presenti 1 specie atlantica e 4 specie mediterranee e nei siti di campionamento sono presenti rispettivamente 7 e 10 specie.

Per quanto riguarda le specie appartenenti al gruppo ad ampia distribuzione, si ha una netta differenza in numero di specie fra i siti di campionamento e di controllo. Nei primi sono presenti 25 specie mentre in quelli di controllo solo 7 specie. Molto probabilmente questo trend è legato alla presenza di suolo libero e facilmente colonizzabile da differenti gruppi di specie. In ultimo, nei siti di campionamento sono state identificate 8 specie endemiche mentre in quelli di controllo ne è stata identificata solamente 1.

In figura 8, si possono osservare gli spettri corologici relativi ai siti di campionamento e di controllo.

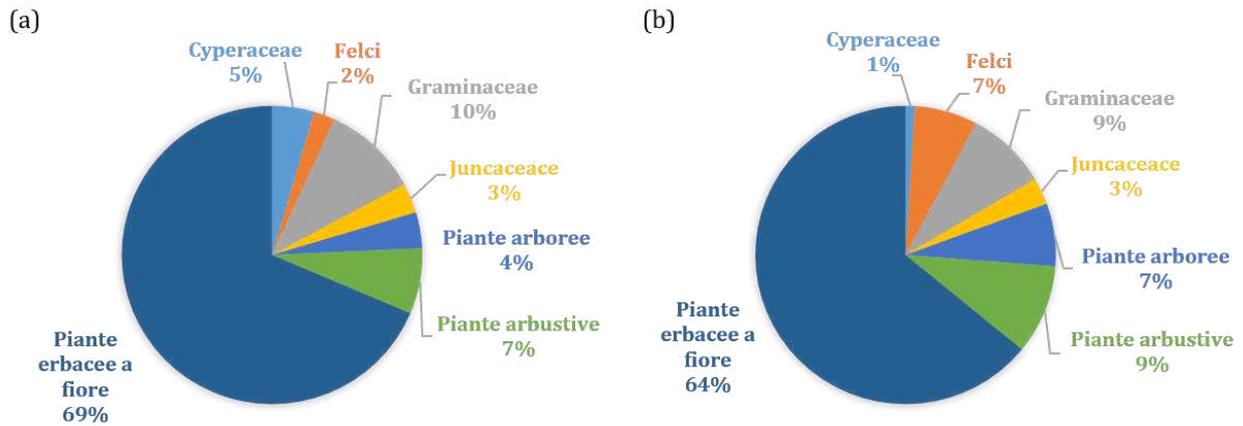


Figura 6. Ripartizione percentuale delle specie di piante secondo il gruppo vegetazionale di appartenenza dei siti di campionamento (a) e dei siti di controllo (b)

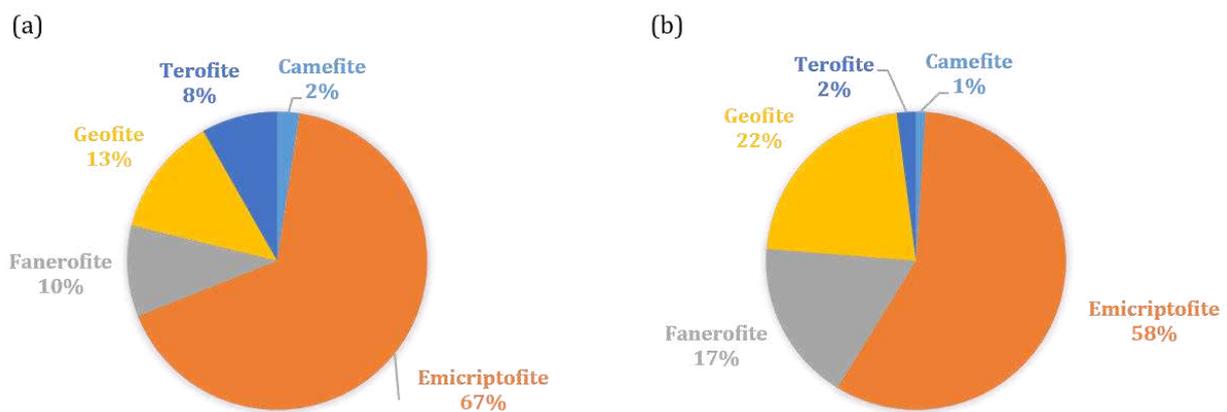


Figura 7. Spettro biologico delle specie vegetali relativo ai siti di campionamento (a) e siti di controllo (b)

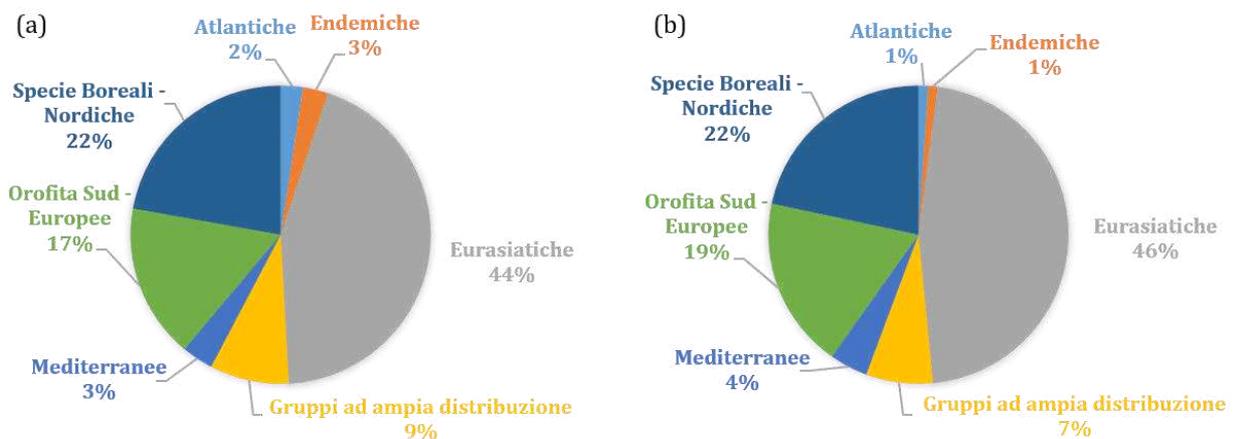


Figura 8. Spettro corologico delle specie vegetali relativo ai siti di campionamento (a) e siti di controllo (b)

3.1.2 Influenza delle variabili ambientali sulla ricchezza specifica vegetale

Il numero di specie di piante di ogni sito di campionamento, ricavato dalle tabelle pivot in Excel, è stato messo in relazione con le variabili topografiche, cioè i valori di quota, pendenza ed esposizione di ogni sito. Anche per quanto riguarda la ricchezza delle dicotiledoni, cioè il numero di specie di dicotiledoni per ogni sito, è stata eseguita la stessa modalità di analisi. Inoltre, tramite Rstudio è stato possibile verificare se l'interazione fra le variabili topografiche potesse avere un effetto sul numero di piante e sul numero delle dicotiledoni. Le interazioni non significative sono state rimosse dai modelli lineari. In tabella 2, si può osservare che le variabili indipendenti quota e pendenza hanno avuto degli effetti marginalmente significativi sul numero di piante, mentre l'esposizione non ha alcun effetto significativo su questa variabile risposta. Per quanto riguarda il numero di dicotiledoni, la sola variabile indipendente quota ha avuto un effetto marginalmente significativo. La ricchezza specifica delle piante e delle dicotiledoni sono influenzate positivamente dalla variabile indipendente quota. Questo vuol dire che un aumento del gradiente altitudinale permette un aumento nel numero di piante e di dicotiledoni. La variabile indipendente pendenza invece influenza negativamente la ricchezza specifica di piante, cioè all'aumentare dei gradi di pendenza si assiste ad una decrescita in numero di specie vegetali. Al contrario, quando la pendenza è molto bassa o assente, il numero di specie vegetali è più alto. Nelle figure 9 e 10 è possibile osservare i risultati grafici di queste relazioni. I risultati delle interazioni fra le variabili indipendenti invece non hanno avuto in nessun caso degli effetti significativi sul numero di piante e sul numero di dicotiledoni.

Tabella 2. Risultati statistici del modello lineare relativo agli effetti delle variabili topografiche sulla ricchezza specifica delle piante e delle dicotiledoni

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Piante</i>					
(Intercept)	3.33E+01	1.59E+01	2.101	0.0439	*
Quota	1.85E-02	1.01E-02	1.83	0.0769	.
Esposizione	4.98E-02	5.39E-02	0.923	0.363	
Pendenza	-5.15E-01	2.75E-01	-1.872	0.0706	.
<i>Dicotiledoni</i>					
(Intercept)	2.23E+01	1.41E+01	1.582	0.1238	
Quota	1.71E-02	8.97E-03	1.906	0.0659	.
Esposizione	2.36E-02	4.79E-02	0.493	0.6254	
Pendenza	-3.89E-01	2.45E-01	-1.591	0.1219	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

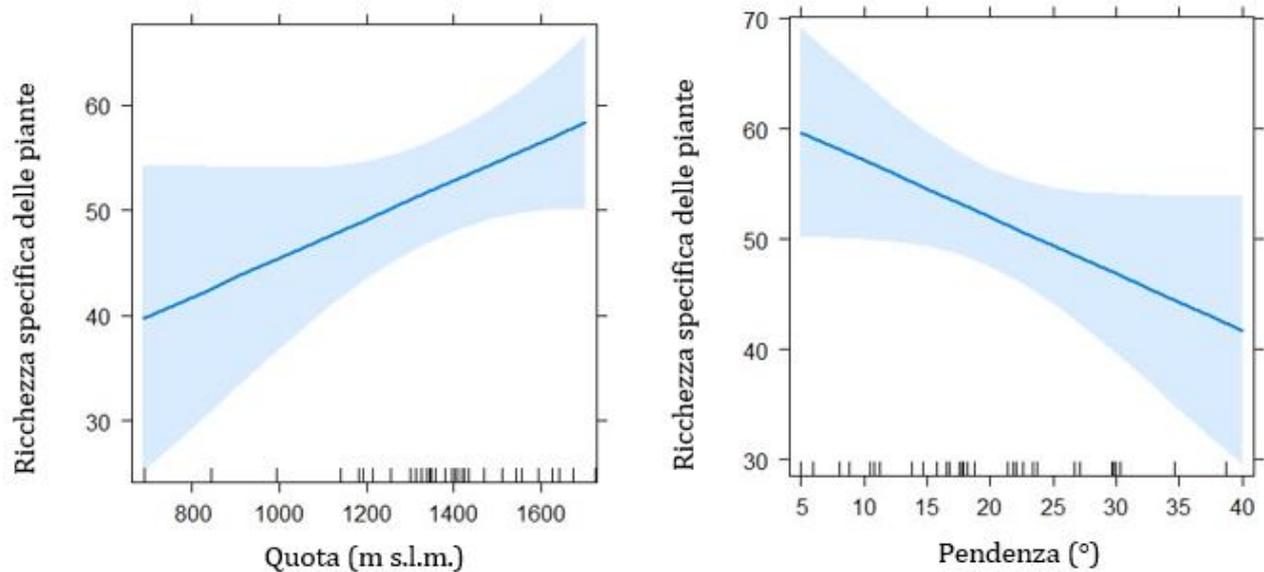


Figura 9. Effetti marginali della quota (a) e della pendenza (b) sulla ricchezza specifica delle piante

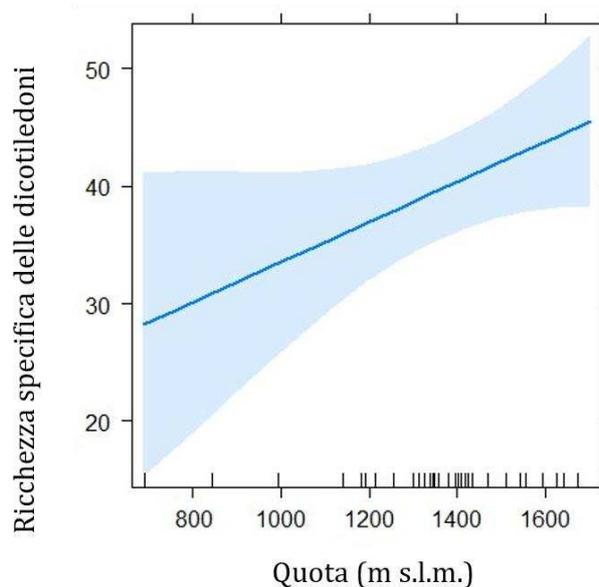


Figura 10. Effetto marginale della quota sulla ricchezza specifica delle dicotiledoni

3.1.3 Indici di Landolt

I valori degli indici T, L, N ed F di Landolt sono stati messi in relazione con le variabili topografiche secondo le regressioni lineari. Ognuno di questi fattori, quindi, è stato messo in relazione con le variabili indipendenti quota, esposizione e pendenza col fine di verificare quale di queste potesse influenzare maggiormente le caratteristiche delle comunità vegetali.

Per ogni indice di Landolt è stato fatto un modello singolo in cui sono stati testati gli effetti delle variabili indipendenti e delle loro interazioni che con maggiore probabilità potessero

determinare degli effetti sulle variabili risposta. Le interazioni non significative sono state rimosse dal modello lineare. Nella tabella 3, è possibile osservare i risultati ottenuti.

L'indice della temperatura (T) è influenzato dalla variabile indipendente quota e dalla interazione fra le variabili indipendenti esposizione e pendenza. Il loro effetto produce una relazione statisticamente significativa.

Per quanto riguarda la relazione fra il fattore T e la quota, all'aumentare del valore della variabile indipendente diminuisce il valore della variabile risposta T. Se il valore T è più basso, vuol dire che la comunità vegetale è costituita da specie adattate a condizioni fredde. Nella figura 11, si può osservare il grafico risultante. L'interazione fra esposizione e pendenza è in grado di influenzare la variabile risposta T. Le superfici molto inclinate ospitano alle esposizioni nord le comunità vegetali più adattate alle condizioni fredde, mentre sulle medesime tipologie di superfici ma sui versanti esposti a sud, si hanno comunità vegetali più adattate alle temperature più calde. Nelle superfici pianeggianti, invece si sviluppano comunità più adattate alle temperature calde nei versanti nord, rispetto che ai versanti sud, ma in ogni caso, la variazione dei valori di T non sono così sensibili come nel caso delle pendenze elevate. Inoltre, l'indice della temperatura (T) è stato messo in relazione con l'interazione fra quota ed esposizione, ma il loro effetto non ha determinato un risultato significativo, quindi rimossa dal modello.

L'indice della radiazione (L) è influenzato dalla sola variabile indipendente esposizione, infatti, come risultato di questa relazione si ha un effetto negativo e statisticamente significativo sulla variabile risposta L (figura 12). Questo vuol dire che procedendo da un versante esposto a sud verso un versante esposto a nord il valore di L diminuisce. Il fattore L, è stato messo in relazione con l'interazione fra esposizione e pendenza, ma il loro effetto non è significativo.

L'interazione fra la quota e l'esposizione è in grado di determinare un effetto sul fattore N, dove i versanti esposti a sud presentano, alle basse quote, comunità vegetali che vivono in un suolo povero in nutrienti. Aumentando il gradiente altitudinale, si sviluppano comunità che vivono in suoli più ricchi in nutrienti. Nei versanti esposti a nord invece, avviene l'effetto opposto e cioè che i siti di bassa quota hanno comunità vegetali che vivono in ambienti ricchi in nutrienti, mentre a quote più alte, la comunità vegetale vive in un ambiente più povero in nutrienti (figura 13). Il fattore del suolo F è influenzato dalla variabile indipendente quota, la loro relazione ha prodotto un effetto positivo, ma marginalmente significativo. All'aumentare del gradiente altitudinale si ha un aumento del fattore F e questo significa che le alte quote ospitano comunità vegetali maggiormente adattate alle condizioni umide.

Alle basse quote invece sono presenti le comunità che si adattano con più facilità alle condizioni secche (figura 14). L'interazione fra esposizione e pendenza determina un effetto marginalmente significativo. In superfici molto pendenti e nei versanti esposti a sud sono presenti comunità vegetali che vivono su un suolo asciutto e tale umidità è crescente dirigendosi alle esposizioni nord. Al contrario, nei siti pianeggianti ed alle esposizioni sud si hanno comunità vegetali che vivono in ambiente più umido e tale umidità decresce procedendo alle esposizioni nord (figura 14).

Tabella 3. Risultati statistici del modello lineare relativo agli effetti delle variabili topografiche e delle loro interazioni sui fattori di Landolt.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Fattore T (Temperatura)</i>					
Intercept	3.50E+00	1.80E-01	19.487	<2e-16	***
Quota	-4.32E-04	9.20E-05	-4.691	5.56E-05	***
Esposizione	1.34E-03	1.16E-03	1.158	0.2559	
Pendenza	1.05E-02	4.98E-03	2.111	0.0433	*
Esposizione:Pendenza	-1.61E-04	5.16E-05	-3.118	0.004	**
<i>Fattore L (Radiazione)</i>					
Intercept	3.34E+00	2.55E-01	13.074	3.73E-14	***
Quota	-0.0001526	1.62E-04	-0.94	0.35431	
Esposizione	-3.81E-03	8.67E-04	-4.397	0.00012	***
Pendenza	-4.49E-04	4.43E-03	-0.101	0.91991	
<i>Fattore N (Nutrienti nel suolo)</i>					
Intercept	2.01E+00	6.91E-01	2.906	6.82E-03	**
Quota	9.26E-04	4.70E-04	1.972	0.0579	.
Esposizione	1.61E-02	8.36E-03	1.922	0.06416	.
Pendenza	9.83E-03	3.11E-03	1.61	0.11797	
Quota:Esposizione	-1.43E-05	6.14E-06	-2.233	0.0267	*
<i>Fattore F (Umidità del suolo)</i>					
Intercept	2.99E+00	1.75E-01	17.035	<2e-16	***
Quota	1.59E-04	8.99E-05	1.764	0.0879	.
Esposizione	-1.40E-03	1.13E-03	-1.24	0.2245	
Pendenza	-8.95E-03	4.86E-03	-1.841	0.0756	.
Esposizione:Pendenza	1.02E-04	5.03E-05	2.033	0.051	.

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

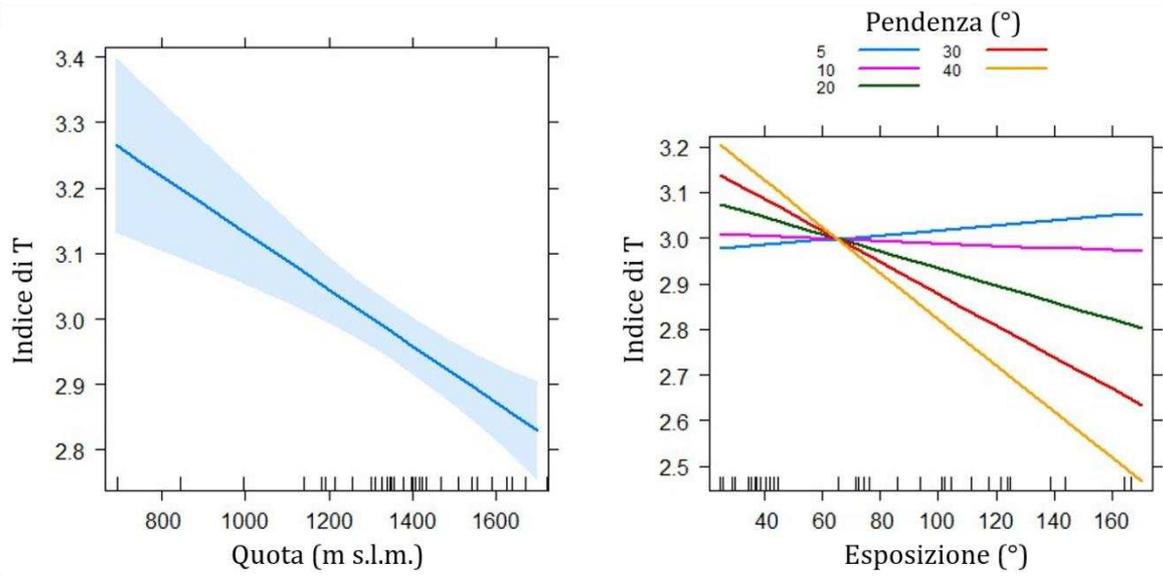


Figura 11. Effetto della quota (a) e dell'interazione fra esposizione e pendenza (b) sul fattore della temperatura (T)

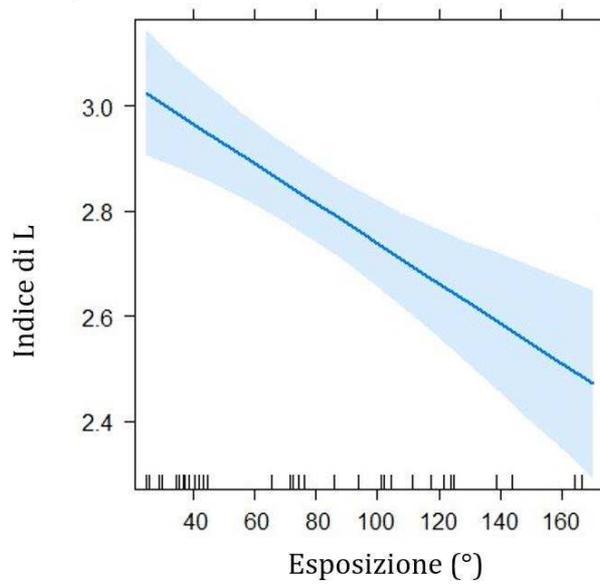


Figura 12. Effetto dell'esposizione sul fattore della radiazione (L)

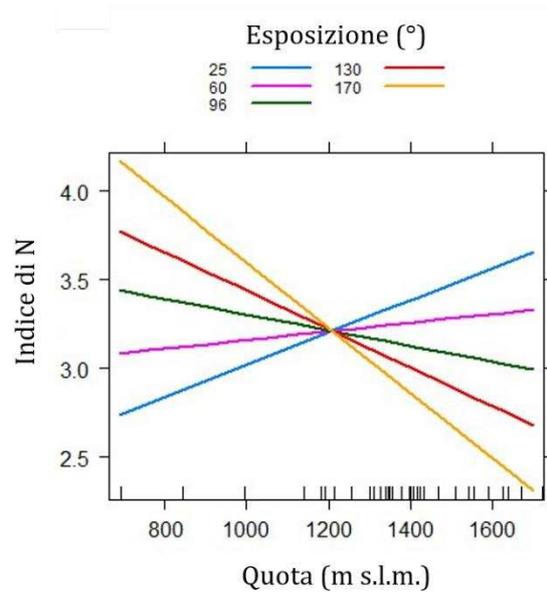


Figura 13. Effetto dell'interazione fra quota ed esposizione sul fattore di nutrizione del suolo (N)

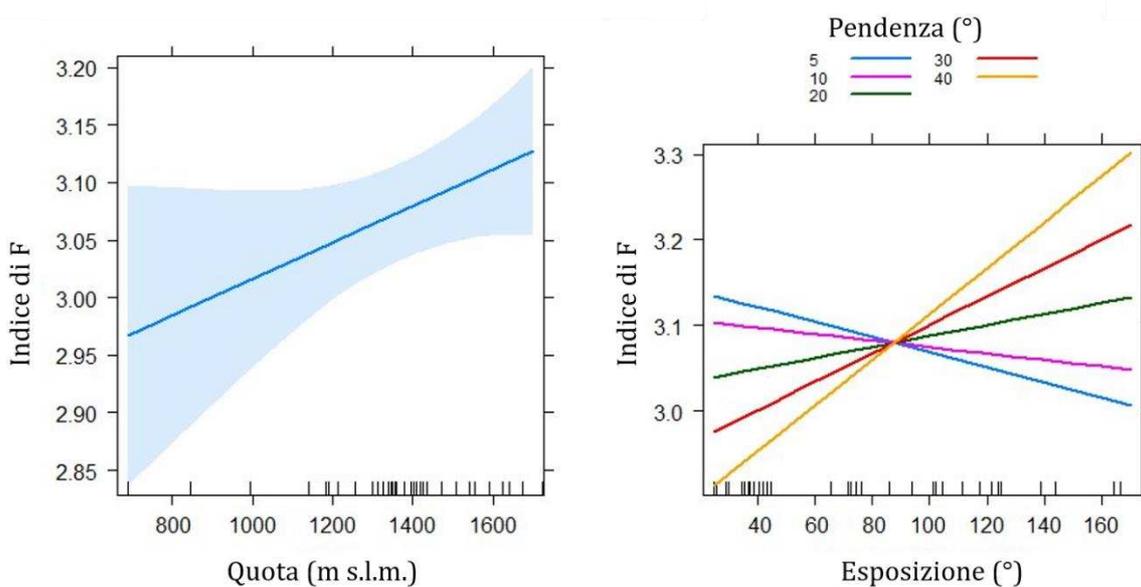


Figura 14. Effetto della quota (a) e dell'interazione fra esposizione e pendenza sul fattore di umidità del suolo (F)

3.2 Risposta delle comunità di imenotteri impollinatori

3.2.1 Composizione specifica degli Imenotteri

Il numero totale di imenotteri identificato è di 125 specie, appartenenti a 6 differenti famiglie entomologiche. Tali famiglie, visibili nel grafico in figura 15, appartengono tutte all'ordine *Hymenoptera* e sono Andrenidae (28 specie), Apidae (25 specie), Colletidae (8 specie), Halictidae (28 specie), Megachilidae costituita da 35 specie, nonché la famiglia più numerosa ed in ultimo la famiglia Melittidae costituita da 1 sola specie, cioè *Melitta haemorroidalis*.

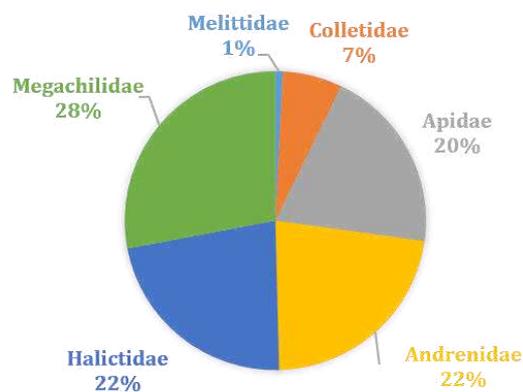


Figura 15. Ripartizione percentuale delle specie di imenotteri secondo la famiglia entomologica di appartenenza

Nei 35 siti di campionamento sono state identificate tutte le 125 specie costituenti il dataset, mentre per quanto riguarda i siti di controllo, sono state catturate solamente 14 delle 125 totali. Nel sito di controllo VV_CO1 si è verificata l'assenza di imenotteri nelle pantraps.

Considerando i 41 siti totali, le 4 specie che ricorrono più frequentemente sono *Apis mellifera* L., *Bombus pascuorum* Scopoli, *Hylaeus confusus* Nylander e *Lasioglossum rufitarse* Zetterstedt. Queste specie sono state catturate su 36 siti per le prime due specie, 34 siti la terza e 31 siti l'ultima specie. Considerando invece le maggiori frequenze di specie per i siti di campionamento, si è riscontrato che il trend è uguale a quello generale. Le specie che ricorrono più frequentemente nei siti di campionamento sono le 4 specie già citate.

La specie *Apis mellifera* L., è stata rilevata in tutti i 35 siti di campionamento, mentre le altre 3 sono state riscontrate rispettivamente in 31, 33 e 27 siti su 35 totali.

Per quanto riguarda invece i siti di controllo, le pan-traps posizionate nel sito VV_CO1, come già scritto, non hanno rilevato la presenza di imenotteri, per cui si considerano i 5 siti restanti. Qui

le specie maggiormente presenti sono *Bombus pascuorum* Scopoli presente su tutti e 5 questi siti e *Lasioglossum rufitarse* Zetterstedt presente in 4 siti di controllo.

In più, sono state catturate due specie di bombi presenti entrambi su 3 siti di controllo che sono *Bombus hortorum* L. e *B. terrestris* L.

La macro area dell'Agordino è quella che presenta la maggiore ricchezza specifica di imenotteri, infatti sono presenti 90 specie sulle 125 totali identificate. A seguire, anche la macro area di Asiago presenta una elevata ricchezza specifica, infatti il numero di specie identificato è di 75 su 125. Per quanto riguarda le macro aree del Nevegal e della Val Visdende è stata riscontrata una ricchezza in numero di specie molto più bassa, infatti si hanno 33 specie per il primo e 41 per il secondo.

I 3 siti che presentano la maggiore ricchezza specifica ricadono infatti tutti nella macro area dell'Agordino, dato che è la macro area più ricca in numero di specie di imenotteri. Tali siti sono AA_9, AA_1, AA_2 e AA_7 i quali hanno rispettivamente 39 specie il primo, 34 specie il secondo ed il terzo, mentre l'ultimo ha 33 specie.

I 3 siti di campionamento che presentano il minor numero di specie ricadono all'interno delle altre macro aree e sono AS_16 e VV_3 con 10 specie catturate, mentre nel sito VV_1 sono state catturate solamente 3 specie.

Come già riportato, nei 6 siti di controllo sono state rilevate molte meno specie rispetto ai siti di campionamento. Il range in numero di specie per i siti di controllo procede da un minimo di 0 per il già citato VV_CO1 ad un massimo di 7 specie per i siti AA_CO2 e NE_CO1. Gli altri 3 siti di controllo cioè AA_CO1, AS_CO2 e AS_CO1, hanno rispettivamente 6, 4 e 3 specie. Nei siti di campionamento il range in numero di specie è molto più ampio e come riportato, procede da un minimo di 3 ad un massimo di 39 specie.

Conoscendo il numero di specie di ogni sito, è stato possibile calcolarne la media, dove questo parametro è stato calcolato distinguendone la tipologia di sito.

Il numero medio di specie di imenotteri riferito ai siti di campionamento ammonta a 19 specie, mentre per i siti di controllo, il numero medio è di 5 specie.

Il grafico a barre presente in figura 16 illustra appunto il confronto fra questi due valori medi, riportando anche la barra della deviazione standard. Quest'ultima equivale a 8.13 per i siti di campionamento e 2.74 per i siti di controllo.

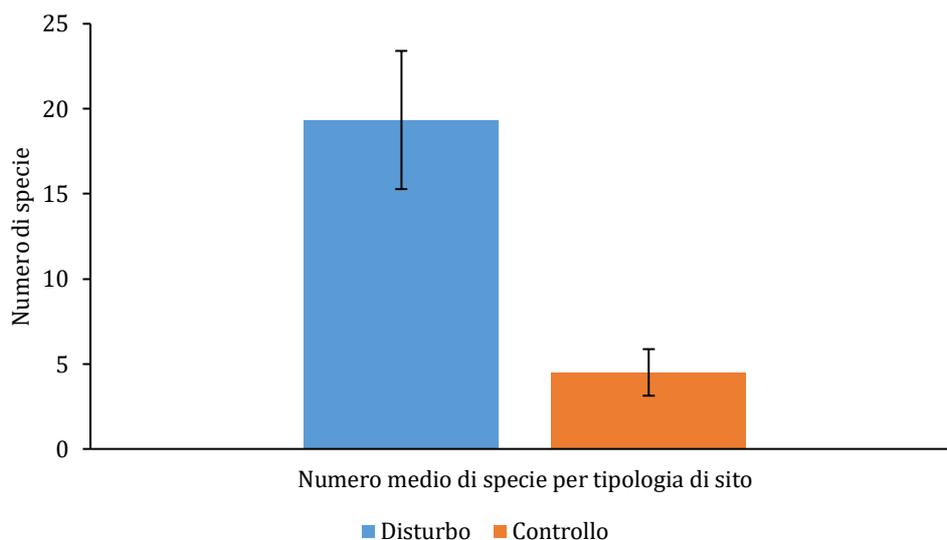


Figura 16. Numero medio di specie di imenotteri dei siti interessati dal disturbo e dei siti di controllo

Il numero totale di individui campionato ammonta a 3184 esemplari, divisi in 317 individui maschi e 2867 femmine. La specie che presenta il numero più elevato di individui è *Apis mellifera* L. con 1129 esemplari, tutti appartenenti al sesso femminile. Altre specie che presentano una elevata abbondanza, ma più bassa di *A. mellifera* L., sono *Hylaeus confusus* Nylander con 365 esemplari divisi in 71 individui maschi e 294 femmine.

La specie *Lasioglossum morio* Fabricius ha 200 individui di cui 12 maschi e 188 femmine, mentre la specie *Bombus soroeensis* Fabricius ha 146 individui di cui un solo individuo maschio ed i restanti individui sono di genere femminile.

Conforme con la ricchezza specifica, la macro area dell'Agordino è anche quella con il numero di individui più alti, infatti sono stati catturati 1573 esemplari (166+1407). Anche la macro area di Asiago ha una elevata abbondanza, infatti presenta 1104 individui (111+993). Le macro aree del Nevegal e della Val Visdende hanno invece una abbondanza molto più bassa, dove il numero di individui rispettivamente equivalgono a 239 (16+223) e 268 (24+244) esemplari.

Considerando i soli siti di campionamento, l'abbondanza degli imenotteri è costituita da 3138 individui, di cui 311 esemplari maschi e 2827 esemplari femmine, mentre nei siti di controllo sono stati catturati solamente 46 individui (6 maschi e 40 femmine).

I siti di campionamento che presentano la maggiore abbondanza di individui ricadono nella macro area dell'agordino e sono AA_9, AA_1 e AA_8, dove rispettivamente si hanno 272 individui (36 maschi e 236 femmine), 269 individui (43 maschi e 226 femmine) ed in ultimo 183 individui (9 maschi e 184 femmine).

Mentre quelli che hanno la minore abbondanza sono AS_4, VV_6 e VV_1, dove sono stati contati rispettivamente 23 (7+16), 19 e 7 individui. In questi ultimi due è stata riscontrata la sola presenza di individui femmina. Nei siti di controllo invece il numero di individui è molto più basso, infatti nel sito AA_CO2, il quale ha la maggiore abbondanza, sono stati catturati solamente 13 esemplari, di cui 2 individui maschi e le restanti femmine. Considerate le abbondanze per ogni tipologia di sito e per ogni sito stesso, come è stato fatto per la ricchezza specifica, si può calcolare l'abbondanza media relativa alle due tipologie di sito. Il numero medio di individui di imenotteri riferito ai siti di campionamento ammonta a 90 esemplari, mentre per i siti di controllo, il numero medio è di 8 esemplari. Il grafico a barre presente in figura 17 illustra appunto il confronto fra questi due valori medi, riportando anche la barra della deviazione standard. Quest'ultima equivale a 64.53 per i siti di campionamento e 4.84 per i siti di controllo.

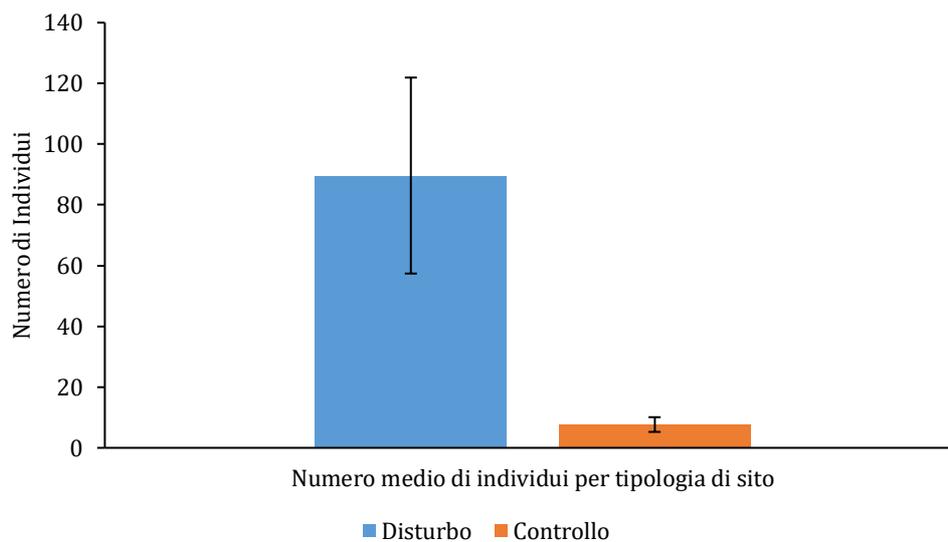


Figura 17. Numero medio di individui di imenotteri dei siti interessati dal disturbo e dei siti di controllo

Sapendo che nei siti di campionamento il numero medio di tutti gli individui presenti equivale a 90, è stato anche calcolato il valore medio di individui maschi e femmine al loro interno. Tali valori ammontano ad una media di 9 maschi e 81 femmine, mentre per i siti di controllo si hanno in media 1 esemplare maschio e 7 esemplari femmina. Attraverso l'utilizzo delle tabelle Pivot in Excel è stato possibile calcolare il numero di specie e il numero di individui medio per ogni round di campionamento. Il calcolo è stato eseguito per i soli siti in cui è avvenuto il disturbo. Per quanto riguarda il numero medio di specie per round, per poter elaborare il grafico in figura 18, è stato considerato il numero totale di specie rilevate per ogni round.

Questo vuol dire che nei round 2 e 3 alcune specie sono state considerate fino a 3 volte. Tale grafico non mostra quindi l'incremento del numero di specie nuove, ma semplicemente il numero medio di specie rilevate per ogni round. Si può osservare come nel terzo round la media delle specie rilevate sia più alta dei precedenti. La media del numero di specie per il primo ed il secondo round equivale a 9, mentre per il terzo round si hanno 11 specie medie per sito. Inoltre sono riportati i valori della deviazione standard equivalenti a 4.84, 4.83 e 5.73, riferiti rispettivamente al primo secondo e terzo round. Se invece si considera l'incremento del numero di specie nuove rilevate, è il primo round quello più ricco in specie. Infatti alla fine del primo round sono state rilevate 82 specie, mentre nel secondo e nel terzo si ha un incremento nel numero di specie nuove pari rispettivamente a 21 e 22 specie, per un totale di 125 specie campionate. Il grafico a barre in figura 19, illustra il numero medio di specie nuove rilevate in ogni sito per i 3 round eseguiti. Il grafico riporta anche le barre della deviazione standard dove i valori equivalgono a 4.84, 3.48 e 3.07 riferiti ad ogni round. Per quanto riguarda il numero di individui rilevati ad ogni round, si hanno in totale per il primo round 1014 individui campionati, 830 individui totali per il secondo e 1294 per il terzo. Anche in questo caso, come per il numero di specie, il terzo round è quello che mostra la maggiore abbondanza. Considerando quindi il numero di individui per ogni sito è stata calcolata la media degli individui rilevati nei 3 round. Questi 3 valori medi equivalgono a 29, 24 e 37 individui rispettivamente per il primo secondo e terzo round. Come nei casi precedenti è stata calcolata la deviazione standard, la quale equivale a 25.85, 18.30 e 31.99 per il primo secondo e terzo round (figura 20).

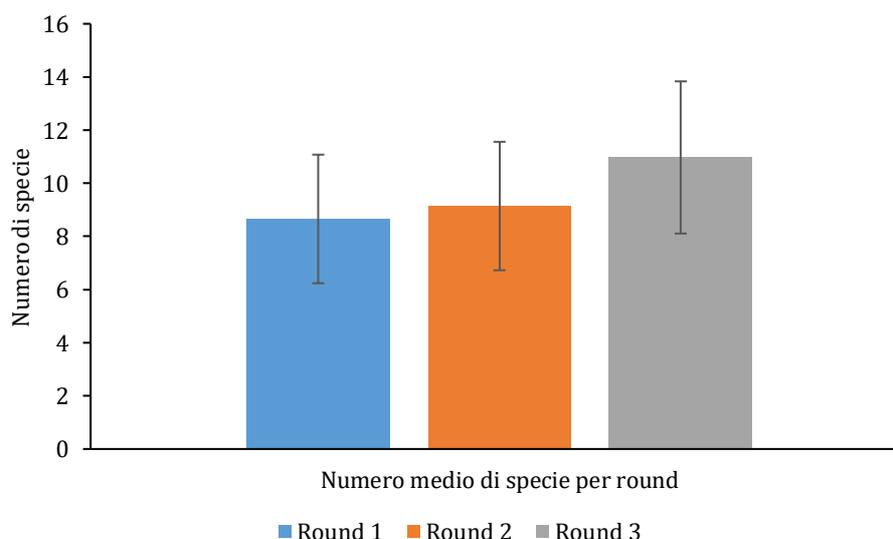


Figura 18. Numero medio di specie di imenotteri rilevato per i 3 round

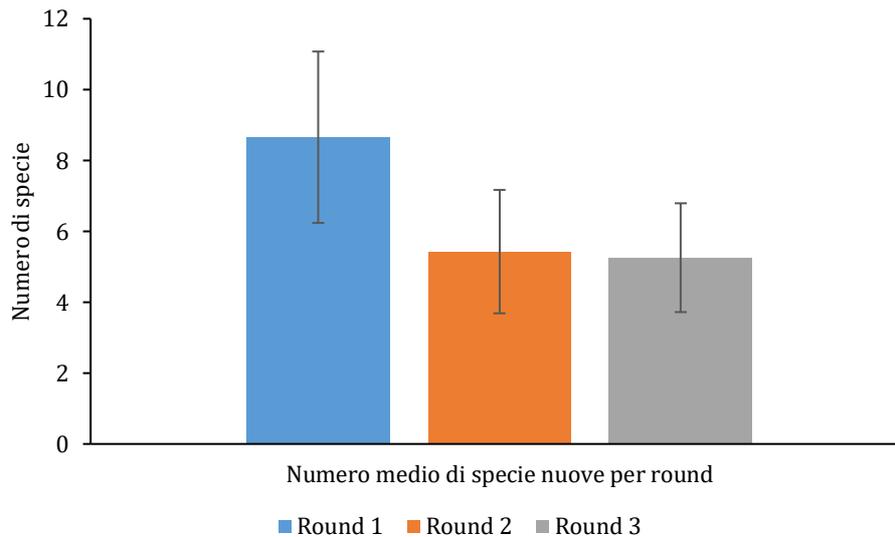


Figura 19. Numero medio di specie nuove di imenotteri rilevato per i 3 round

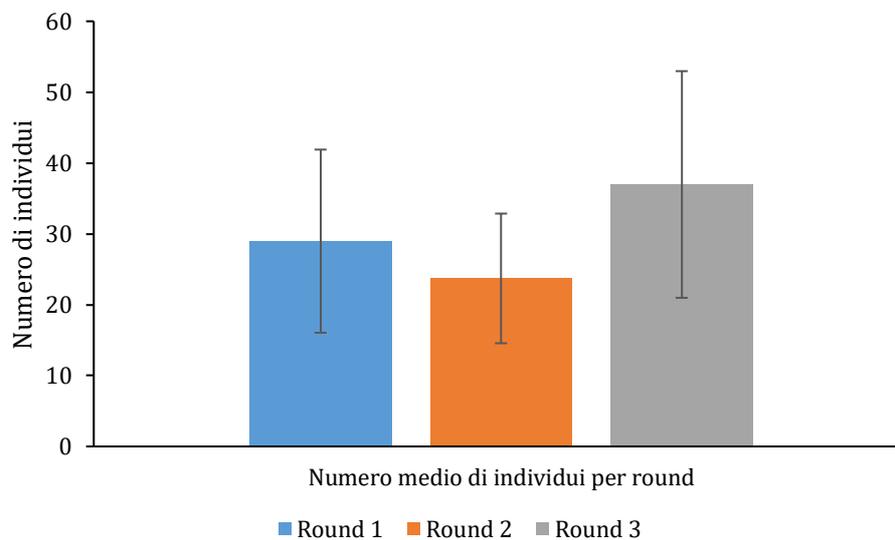


Figura 20. Numero medio di individui di imenotteri rilevato per i 3 round

3.2.2 Caratteristiche della comunità di Imenotteri

Tramite il software R studio sono state eseguite delle analisi inerenti alla ricchezza specifica degli imenotteri, l'abbondanza degli stessi, la popolazione di *Apis mellifera* L. e come l'abbondanza di tale specie sia in grado di influenzare la ricchezza specifica degli imenotteri. In più sono stati prodotti dei grafici relativi ad una parte di questo dataset, cioè la ricchezza delle specie di bombi e la relativa abbondanza. Nella tabella 4 si possono vedere i risultati statistici di queste relazioni.

La ricchezza specifica degli imenotteri è influenzata positivamente dall'abbondanza degli stessi, questo vuol dire che un sito con una maggiore ricchezza di individui di imenotteri, presenta un numero maggiore di specie (figura 21). Anche per quanto riguarda la relazione fra la ricchezza specifica dei bombi e la sua abbondanza, si può affermare, lo stesso risultato (figura 21).

Il secondo passaggio è stato quello di verificare se la popolazione di *Apis mellifera* L. potesse influenzare la ricchezza specifica sia di tutti gli imenotteri che dei bombi. Per cui, è stato valutato l'effetto della popolazione di *Apis mellifera* L. sulla ricchezza specifica degli imenotteri. Per poter spiegare graficamente questa relazione, è risultato più interessante produrre una relazione polinomiale piuttosto che lineare. Da questa relazione, visibile in figura 22, si osserva un aumento della ricchezza di imenotteri all'aumentare delle api mellifere, dove superata una certa soglia, il numero di specie di imenotteri cala. La relazione fra la ricchezza dei bombi con il numero di Api, invece è stata eseguita attraverso una regressione lineare dove le due variabili hanno una relazione positiva. L'utilizzo della relazione polinomiale non ha risultato una buona significatività statistica. Osservando la figura 22, si può notare che all'aumentare del numero di individui di *Apis mellifera* L., aumenta anche il numero di specie di bombi.

Tabella 4. Risultati statistici del modello lineare o polinomiale relativo agli effetti della abbondanza degli imenotteri, delle api mellifere e dei bombi sulla ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Ricchezza Imenotteri</i>					
(Intercept)	9.91E+00	1.33E+00	7.475	1.36E-08	***
Abbondanza Imenotteri	1.05E-01	1.21E-02	8.718	4.47E-10	***
(Intercept)	7.44E+00	2.34E+00	3.182	0.00325	**
Abbondanza Apis mellifera	5.94E-01	1.33E-01	4.453	9.67E-05	***
I(Abbondanza Apis mellifera)	-4.29E-03	1.41E-03	-3.048	0.00459	**
<i>Ricchezza Bombi</i>					
(Intercept)	3.68E+00	3.59E-01	10.253	8.64E-12	***
Abbondanza Bombi	1.10E-01	1.42E-02	7.769	5.96E-09	***
(Intercept)	4.47E+00	6.20E-01	7.205	2.93E-08	***
Abbondanza Apis mellifera	3.80E-02	1.52E-02	2.502	0.0175	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

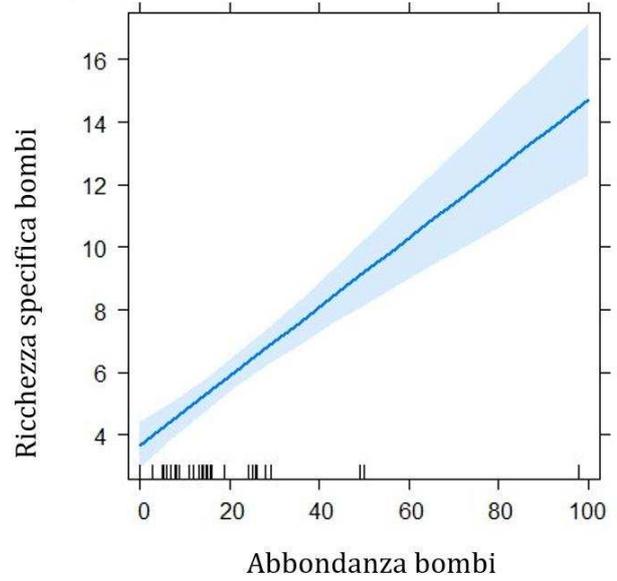
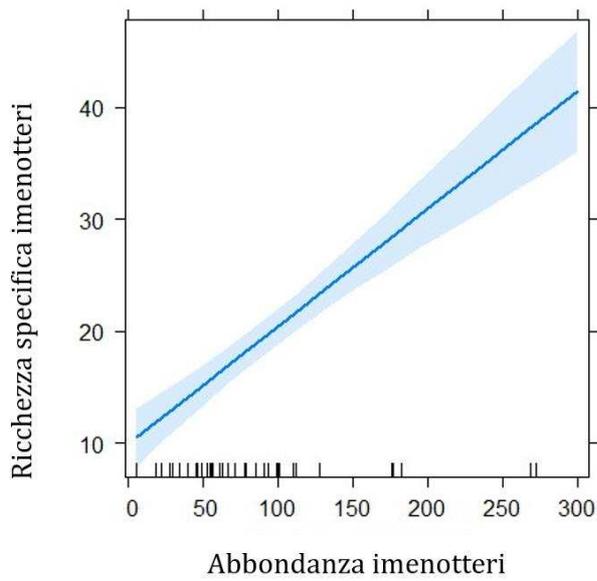


Figura 21. Effetto della abbondanza degli imenotteri sulla ricchezza specifica degli stessi (a) e della abbondanza dei bombi sulla ricchezza specifica degli stessi (b)

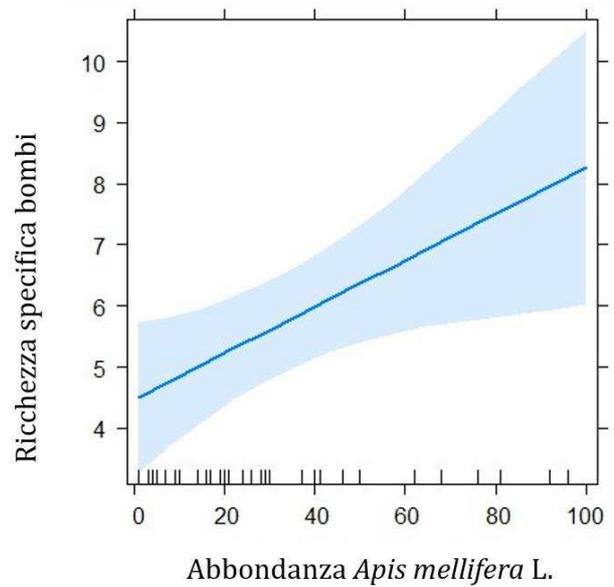
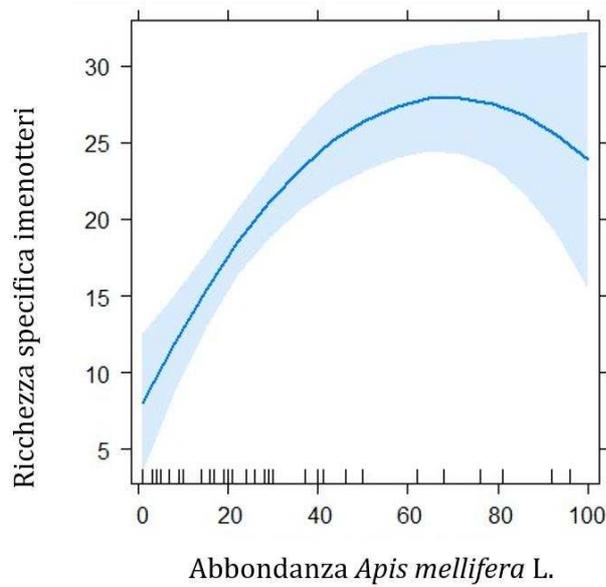


Figura 22. Effetto della abbondanza delle api mellifere sulla ricchezza specifica degli imenotteri eseguito con modello polinomiale (a) e sulla ricchezza specifica dei bombi eseguito con modello lineare (b)

3.2.3 Influenza delle variabili ambientali sulle comunità degli Imenotteri

Tramite il software Rstudio, è stato possibile mettere in relazione la ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi e la loro relativa abbondanza, in funzione delle variabili topografiche, delle variabili paesaggistiche e le caratteristiche della comunità vegetale che in questo caso sono state considerate come variabili indipendenti.

Per quanto riguarda le variabili topografiche sono stati presi in considerazione i valori di quota e di esposizione di ogni sito, mentre per le variabili paesaggistiche sono state utilizzate la percentuale di foresta, area aperta ed area disturbata interne al buffer per ogni sito. Le variabili adottate relative alla comunità vegetale sono il numero di piante, il numero di dicotiledoni, la biomassa di dicotiledoni ed i valori medi ponderati sulla biomassa vegetale della ricompensa floristica. Tutte queste variabili indipendenti sono state utili per capire quale fosse il loro effetto sulla ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi e sulla abbondanza degli stessi.

Tale effetto è stato prima valutato singolarmente, e poi sono state testate le interazioni fra le variabili indipendenti. Per prima cosa sono state costruite delle regressioni lineari o polinomiali riguardanti il numero di imenotteri e di bombi in funzione delle variabili indipendenti sopra citate, poi si è passato ad analizzare i risultati relativi alla abbondanza di imenotteri e bombi. Considerando i risultati ottenuti, in tabella 5 si può osservare che la sola variabile indipendente quota sia in grado di creare un effetto marginalmente significativo sul numero di imenotteri. Osservando il grafico in figura 23, costruito attraverso una relazione polinomiale, si può osservare che le basse e le alte quote sono caratterizzate da un numero maggiore di specie di imenotteri, mentre alle quote intermedie (circa 1200 m s.l.m.) si riscontra una bassa ricchezza specifica. Le altre variabili indipendenti invece non hanno avuto alcun effetto sul numero di imenotteri.

Per quanto riguarda la ricchezza specifica dei bombi, in tabella 6, si possono osservare i risultati ottenuti. In questo caso, la quota è in grado di influenzare il numero di bombi secondo una relazione lineare positiva e molto significativa (figura 24). Questo vuol dire che all'aumentare del gradiente altitudinale aumenta il numero di specie di imenotteri. Le due variabili ricchezza di dicotiledoni e biomassa delle dicotiledoni, a differenza della ricchezza degli imenotteri sono in grado di determinare un effetto marginalmente significativo sul numero di specie di bombi. Nel primo caso è stata prodotta una relazione polinomiale, dove in figura 25, si può osservare il suo andamento. All'aumentare del numero di specie di dicotiledoni aumenta anche il numero di specie di bombi, ma questo vale fino ad una certa soglia, dopo della quale il numero di specie di bombi decresce.

Per cui nel momento in cui il numero di specie di dicotiledoni è molto alto nel sito diminuisce il numero di specie di bombi.

Considerando la biomassa delle dicotiledoni, la relazione è lineare positiva e marginalmente significativa. All'aumentare della biomassa percentuale delle dicotiledoni nei siti, aumenta il numero di specie di bombi (figura 25). Inoltre, come prima accennato, sono state testate anche le interazioni fra le variabili indipendenti, col fine di verificare l'esistenza di un effetto sulla ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi. Queste interazioni sono state fatte fra le variabili della comunità vegetale con le variabili ambientali (topografiche e paesaggistiche).

Per quanto riguarda le variabili paesaggistiche, il valore percentuale della foresta è stato escluso. Quindi sono state testate più combinazioni fra le variabili indipendenti. Le variabili ambientali quota, esposizione, percentuale di area disturbata (schianti) e percentuale di area aperta, sono state messe in interazione con il numero di piante, il numero di dicotiledoni, la biomassa delle dicotiledoni e la ricompensa floristica. Nella tabella 7, si può osservare un esempio relativo alla ricchezza specifica degli imenotteri in funzione delle interazioni fra il numero di piante e le variabili ambientali. Relativamente a tutte le combinazioni testate, non sono risultati degli effetti significativi sul numero di specie di imenotteri, per cui i risultati ottenuti non sono inseriti. Anche per quanto riguarda il numero di specie di bombi, è stata applicata la stessa modalità di analisi relativa alla combinazione di interazioni, ma anche qui i risultati ottenuti non sono statisticamente significativi, per cui non sono riportati.

Tabella 5. Risultati statistici del modello lineare o polinomiale degli effetti delle variabili indipendenti sulla ricchezza specifica degli imenotteri.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Ricchezza Imenotteri</i>					
(Intercept)	6.50E+01	2.79E+01	2.327	0.0265	*
Quota	-7.83E-02	4.40E-02	-1.777	0.085	.
I(Quota^2)	3.20E-05	1.72E-05	1.861	0.072	.
(Intercept)	1.93E+01	2.97E+00	6.501	2.22E-07	***
Esposizione	2.06E-04	3.38E-02	0.006	0.995	
(Intercept)	2.08E+01	2.44E+00	8.503	7.96E-10	***
Schianti	-7.61E-02	1.07E-01	-0.711	0.482	
(Intercept)	1.90E+01	2.43E+00	7.835	4.96E-09	***
Area aperta	1.39E-02	8.90E-02	0.156	0.877	
(Intercept)	1.81E+01	4.18E+00	4.326	0.00013	***
Foresta	2.16E-02	6.69E-02	0.322	0.74944	
(Intercept)	2.20E+01	5.55E+00	3.955	0.00038	***
Ricchezza Piante	-5.01E-02	1.03E-01	-0.486	0.63044	
(Intercept)	2.20E+01	4.87E+00	4.517	7.60E-05	***
Ricchezza Dicotiledoni	-6.67E-02	1.18E-01	-0.568	0.574	
(Intercept)	3.85E+00	8.78E+00	0.439	0.6636	
Biomassa Dicotiledoni	7.09E-02	3.97E-02	1.786	0.0834	.
(Intercept)	1.89E+01	9.76E+00	1.941	0.0608	.
Ricompensa floristica	1.66E-01	4.00E+00	0.041	0.9672	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

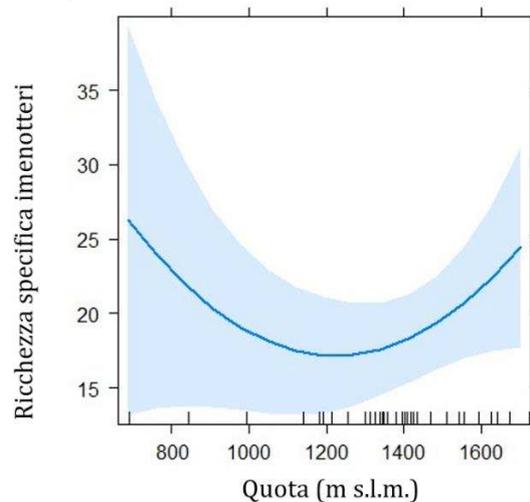


Figura 23. Effetto della quota sulla ricchezza specifica degli imenotteri eseguito con modello polinomiale

Tabella 6. Risultati statistici del modello lineare o polinomiale degli effetti delle variabili indipendenti sulla ricchezza specifica dei bombi.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Ricchezza Bombi</i>					
(Intercept)	-2.32E+00	2.19E+00	-1.059	0.29746	
Quota	5.88E-03	1.59E-03	3.706	0.000769	***
(Intercept)	5.60E+00	8.90E-01	6.291	4.11E-07	***
Esposizione	1.09E-03	1.01E-02	0.107	0.915	
(Intercept)	5.52E+00	7.37E-01	7.491	1.30E-08	***
Schianti	8.91E-03	3.23E-02	0.276	0.784	
(Intercept)	5.77E+00	7.28E-01	7.932	3.79E-09	***
Area aperta	-3.85E-03	2.67E-02	-0.144	0.886	
(Intercept)	5.76E+00	1.25E+00	4.595	6.05E-05	***
Foresta	-1.25E-03	2.01E-02	-0.062	0.951	
(Intercept)	5.30E+00	1.67E+00	3.179	0.00321	**
Ricchezza Piante	7.40E-03	3.10E-02	0.239	0.81286	
(Intercept)	-1.98E+00	4.03E+00	-0.49	6.27E-01	.
Ricchezza Dicotiledoni	4.24E-01	2.19E-01	1.934	0.062	.
I(Ricchezza Dicotiledoni^2)	-5.34E-03	2.81E-03	-1.902	0.0663	.
(Intercept)	1.14E+00	2.63E+00	0.433	0.6678	
Biomassa Dicotiledoni	2.08E-02	1.19E-02	1.745	0.0902	.
(Intercept)	4.15E+00	2.91E+00	1.425	0.164	
Ricompensa floristica	6.37E-01	1.19E+00	0.534	0.597	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

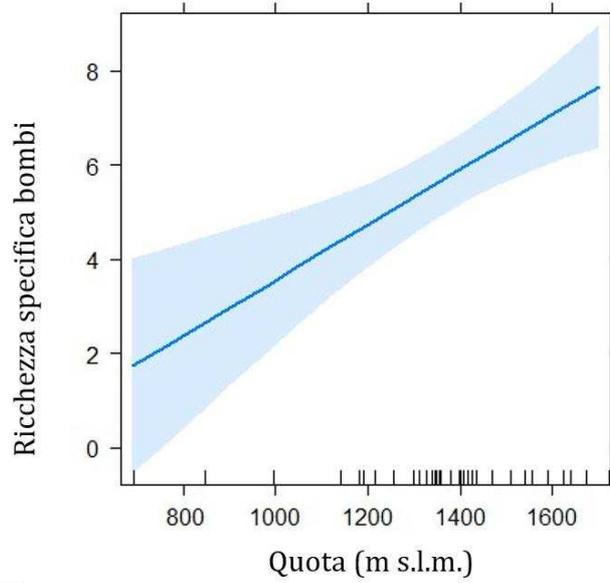


Figura 24. Effetto della quota sulla ricchezza specifica dei bombi

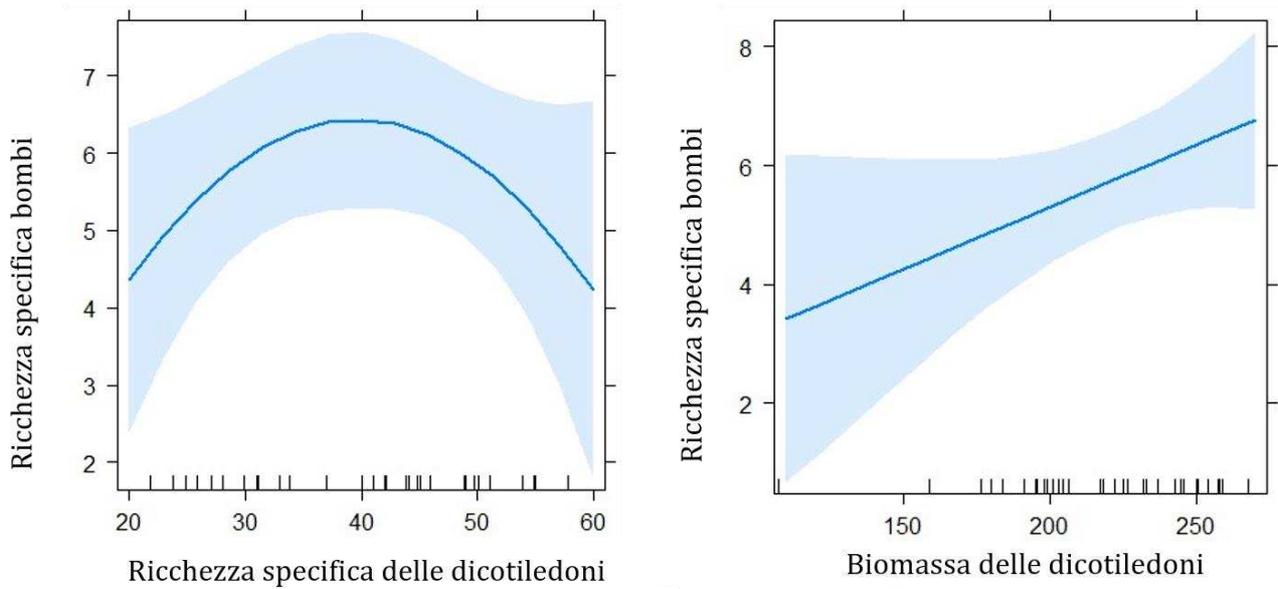


Figura 25. Effetto marginalmente significativo della ricchezza specifica delle dicotiledoni eseguito con modello polinomiale (a) e della biomassa delle dicotiledoni eseguito con modello lineare (b) sulla ricchezza specifica dei bombi

Tabella 7. Risultati statistici non significativi degli effetti delle interazioni fra variabili indipendenti sulla ricchezza specifica degli imenotteri.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Ricchezza Imenotteri</i>					
(Intercept)	2.28E+01	3.37E+01	0.677	0.504	
Numero specie di piante	-1.90E-01	7.52E-01	-0.252	0.803	
Quota	-1.77E-04	2.56E-02	-0.007	0.995	
Numero specie di piante:Quota	9.25E-05	5.58E-04	0.166	0.869	
(Intercept)	3.36E+01	1.13E+01	2.974	0.00565	**
Numero specie di piante	-2.93E-01	2.22E-01	-1.311	0.19953	
Esposizione	-1.35E-01	1.17E-01	-1.156	0.25663	
Numero specie di piante:Esposizione	2.77E-03	2.26E-03	1.227	0.02291	
(Intercept)	1.42E+01	1.02E+01	1.397	0.172	
Numero specie di piante	8.16E-02	1.78E-01	0.459	0.65	
Area aperta	3.37E-01	3.67E-01	0.918	0.366	
Numero specie di piante:Area aperta	-5.75E-03	6.29E-03	-0.914	0.368	
(Intercept)	3.06E+01	9.59E+00	3.191	0.00324	**
Numero specie di piante	-1.95E-01	1.83E-01	-1.065	0.29532	
Schianti	-4.44E-01	4.03E-01	-1.103	0.27855	
Numero specie di piante:Schianti	7.45E-03	7.89E-03	0.944	0.35247	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Per quanto riguarda i risultati relativi alla abbondanza degli imenotteri e dei bombi, sono state effettuate le stesse tipologia di analisi. Sono state quindi costruite delle rette lineare o polinomiali fra queste variabili risposta in funzione delle variabili indipendenti, dapprima testate singolarmente e poi verificate le interazioni.

L'abbondanza degli imenotteri, come si può osservare in tabella 8, mostra dei risultati molto simili a quelli ottenuti con la ricchezza specifica degli imenotteri.

La variabile indipendente quota è in grado di determinare un effetto significativo sulla variabile risposta considerata. In figura 26, si può osservare che la relazione polinomiale ha un andamento molto simile a quello ottenuto per il numero di specie di imenotteri. Alle basse ed alte quote sono presenti numeri maggiori di individui di imenotteri, ma tra le due fasce altitudinali quella bassa presenta i numeri maggiori. Alle quote intermedie, fra circa i 1200 e 1400 m s.l.m. il numero di individui di imenotteri è più basso.

Dai risultati ottenuti, si può osservare che la biomassa delle dicotiledoni determina un effetto marginalmente significativo sull'abbondanza degli imenotteri (figura 26).

La relazione fra le due variabili è espressa attraverso una regressione lineare positiva, dove un aumento della biomassa delle dicotiledoni determina un aumento del numero di individui di imenotteri.

Le altre variabili indipendenti non hanno determinato degli effetti significativi sulla variabile risposta abbondanza degli imenotteri.

Per quanto riguarda l'abbondanza dei bombi, nella tabella 9, si possono osservare i risultati ottenuti. Anche in questo caso la variabile quota è in grado di determinare un effetto sulla variabile risposta considerata. Osservando quindi la figura 27, si può osservare che le due variabili hanno una relazione lineare positiva, cioè che all'aumentare del gradiente altitudinale si ha come effetto l'aumento del numero di individui di bombi. Come nel caso della ricchezza specifica dei bombi, anche qui il numero di dicotiledoni è in grado di determinare un effetto marginalmente significativo, ottenuto da una retta polinomiale. Dove l'aumento del numero di dicotiledoni determina un aumento del numero di individui di bombi, ma fino ad una certa soglia, dopo della quale la variabile risposta decresce di numero (figura 27).

Per quanto riguarda le interazioni fra le variabili indipendenti, è stata eseguita la stessa modalità di analisi spiegata precedentemente. Riferendosi alla abbondanza dei bombi, le diverse combinazioni non hanno determinato degli effetti significativi su questa variabile risposta.

Per quanto riguarda invece l'abbondanza degli imenotteri, solamente due interazioni hanno avuto effetto. In ogni caso si tratta di effetti che sono marginalmente significativi, visibili in tabella 10, e che hanno riguardato l'interazione fra la quota ed il numero di piante e la percentuale di aree aperte con il numero di dicotiledoni. Nella prima interazione, visibile in figura 28, si può osservare che alle alte quote, l'aumento del numero di piante determina un aumento del numero di individui di imenotteri. Alle basse quote invece si verifica l'effetto opposto, cioè l'aumento del numero di piante determina una diminuzione del numero di individui di imenotteri. La figura 28, mostra il grafico riguardante la seconda interazione, dove un'area aperta molto ampia determina una diminuzione del numero di individui all'aumentare della ricchezza specifica delle dicotiledoni. Mentre se l'area aperta ricopre una percentuale bassa all'interno del buffer, l'aumento del numero di dicotiledoni determina un aumento del numero di individui di imenotteri.

Tabella 8. Risultati statistici del modello lineare o polinomiale degli effetti delle variabili indipendenti sulla abbondanza degli imenotteri.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Abbondanza Imenotteri</i>					
(Intercept)	7.78E+02	1.99E+02	3.905	0.000457	***
Quota	-1.10E+00	3.14E-01	-3.507	0.001368	**
I(Quota^2)	4.26E-04	1.23E-04	3.475	0.001491	**
(Intercept)	9.80E+01	2.35E+01	4.162	2.12E-04	***
Esposizione	-1.07E-01	2.67E-01	-0.401	0.690965	
(Intercept)	1.13E+02	1.89E+01	5.975	1.04E-06	***
Schianti	-1.24E+00	8.29E-01	-1.498	0.144	
(Intercept)	6.90E+01	1.88E+01	3.675	8.38E-04	***
Area aperta	9.23E-01	6.89E-01	1.34	0.189388	
(Intercept)	9.22E+01	3.32E+01	2.776	0.00901	**
Foresta	-4.32E-02	5.32E-01	-0.081	0.93586	
(Intercept)	1.40E+02	4.33E+01	3.224	0.00285	**
Ricchezza Piante	-9.59E-01	8.05E-01	-1.192	0.24192	
(Intercept)	1.39E+02	3.78E+01	3.687	8.09E-04	***
Ricchezza Dicotiledoni	-1.25E+00	9.12E-01	-1.371	0.17954	
(Intercept)	-2.77E+01	7.00E+01	-0.396	0.6949	
Biomassa Dicotiledoni	5.37E-01	3.17E-01	1.696	0.0992	.
(Intercept)	2.51E+01	7.66E+01	0.327	0.746	
Ricompensa floristica	2.67E+01	3.14E+01	0.852	0.401	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

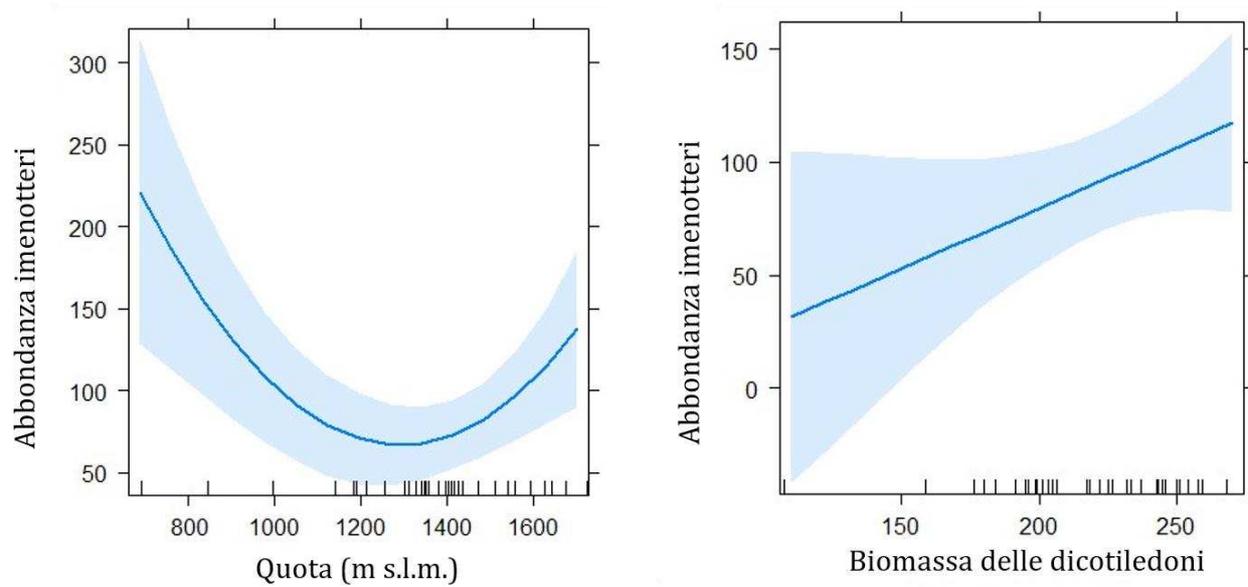


Figura 26. Effetto della quota eseguita con modello polinomiale (a) e della biomassa delle dicotiledoni eseguita con modello lineare (b) sulla abbondanza degli imenotteri

Tabella 9. Risultati statistici del modello lineare o polinomiale degli effetti delle variabili indipendenti sulla abbondanza dei bombi.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Abbondanza Bombi</i>					
(Intercept)	-3.52E+01	1.64E+01	-2.143	0.03959	*
Quota	3.93E-02	1.19E-02	3.292	0.00238	**
(Intercept)	1.57E+01	6.47E+00	2.426	2.09E-02	*
Esposizione	3.23E-02	7.34E-02	0.44	0.6628	
(Intercept)	1.89E+01	5.37E+00	3.519	1.29E-03	**
Schianti	-3.68E-02	2.35E-01	-0.156	0.87665	
(Intercept)	1.30E+01	5.18E+00	2.506	1.73E-02	*
Aree aperte	2.33E-01	1.90E-01	1.227	0.2286	
(Intercept)	2.51E+01	9.04E+00	2.78	0.0089	**
Foresta	-1.18E-01	1.45E-01	-0.813	0.4218	
(Intercept)	1.37E+01	1.21E+01	1.128	0.267	
Ricchezza Piante	8.67E-02	2.25E-01	0.385	0.703	
(Intercept)	-3.65E+01	2.94E+01	-1.241	2.24E-01	.
Ricchezza Dicotiledoni	3.02E+00	1.60E+00	1.89	0.0678	.
I(Ricchezza Dicotiledoni^2)	-3.81E-02	2.05E-02	-1.858	0.0724	.
(Intercept)	1.16E-01	1.98E+01	0.006	0.995	
Biomassa Dicotiledoni	8.28E-02	8.96E-02	0.924	0.362	
(Intercept)	-5.21E+00	2.09E+01	-0.25	0.804	
Ricompensa Floristica	9.69E+00	8.56E+00	1.133	0.266	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

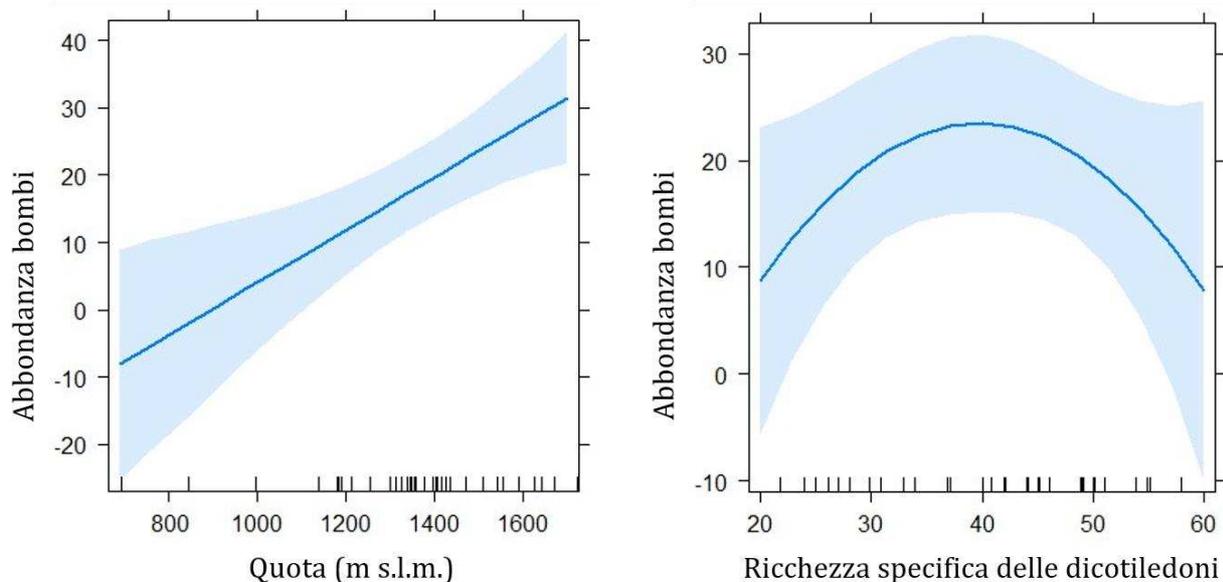


Figura 27. Effetto della quota eseguita con modello lineare (a) e della biomassa delle dicotiledoni eseguita con modello polinomiale (b) sulla abbondanza dei bombi

Tabella 10. Risultati statistici delle interazioni marginalmente significative degli effetti delle variabili indipendenti sulla abbondanza degli imenotteri.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Abbondanza Imenotteri</i>					
(Intercept)	6.10E+02	2.50E+02	2.441	0.0206	*
Numero specie di piante	-1.16E+01	5.57E+00	-2.08	0.0459	*
Quota	-3.60E-01	1.90E-01	-1.899	0.0669	.
Numero specie di piante:Quota	8.00E-03	4.14E-03	1.933	0.0624	.
<i>Abbondanza Dicotiledoni</i>					
(Intercept)	2.48E+01	6.30E+01	0.393	0.697	
Numero specie di Dicotiledoni	9.32E-01	1.42E+00	0.656	0.5167	
Area aperta	4.99E+00	2.28E+00	2.19	0.0362	*
Numero specie di Dicotiledoni:Area aperta	-9.54E-02	5.06E-02	-1.886	0.0686	.

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

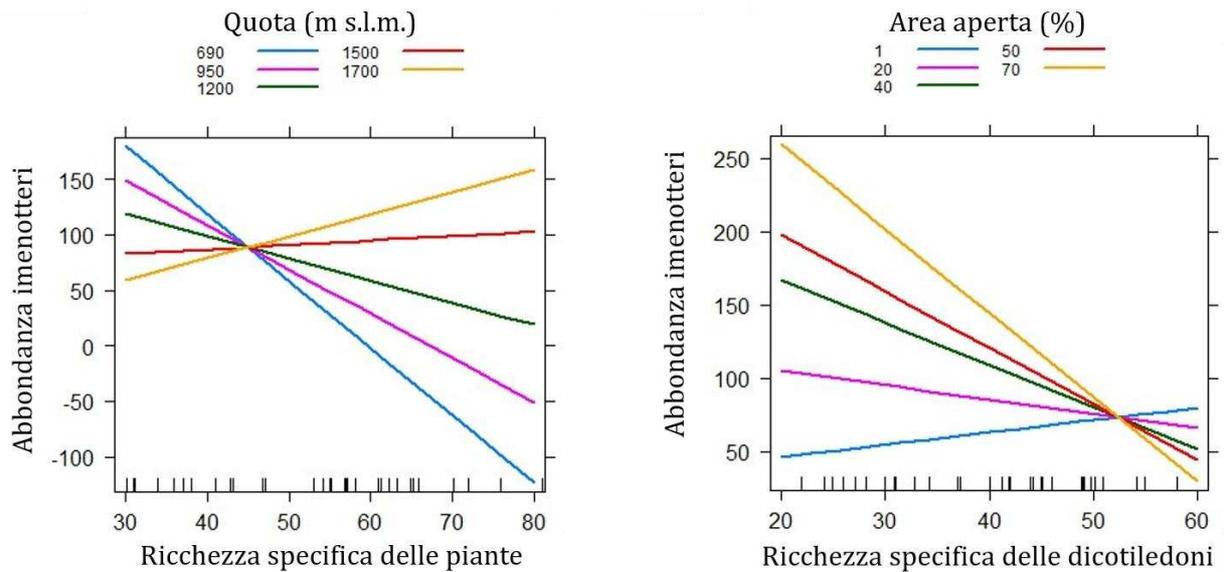


Figura 28. Effetto dell'interazione marginalmente significativa fra la ricchezza specifica delle piante con la quota (a) e dell'interazione fra la ricchezza specifica delle dicotiledoni con la percentuale di area aperta (b) sulla abbondanza degli imenotteri.

L'ultimo aspetto dell'analisi sulla comunità degli imenotteri ha riguardato quale fosse l'effetto delle interazioni fra l'abbondanza di *Apis mellifera* L. con le variabili della comunità vegetale, sulla ricchezza specifica degli imenotteri e la relativa abbondanza. Come già riportato, la specie *Apis mellifera* L. presenta la maggiore abbondanza di individui.

Sono state quindi effettuate delle regressioni lineari dove il numero di specie e degli individui di imenotteri è stato messo in relazione con l'interazione fra il numero di individui di *Apis mellifera* con il numero di specie di dicotiledoni, la biomassa delle dicotiledoni ed il valore della ricompensa floristica di ogni sito.

Sia nel caso della ricchezza specifica che nella abbondanza degli imenotteri, le interazioni fra le api con la biomassa delle dicotiledoni e la ricompensa floristica, non hanno determinato nessun risultato significativo. La sola ricchezza specifica degli imenotteri è influenzata dall'interazione fra *Apis mellifera* L. con il numero di specie di dicotiledoni, dal quale ne deriva un risultato significativo, visibile alla tabella 11. Le interazioni che non hanno avuto effetti significativi non sono state riportate. Osservando il grafico in figura 29, è possibile osservare che nei siti dove è presente un elevato numero di specie di dicotiledoni, l'aumento degli individui di *Apis mellifera* L. determina un forte incremento nel numero di specie di imenotteri. Nelle situazioni in cui il numero di specie di dicotiledoni è basso, l'aumento del numero degli individui di *Apis mellifera* L. determina un basso incremento nel numero di specie di imenotteri. Considerando invece la

ricchezza specifica dei bombi, si ottiene anche qui un effetto significativo dell'interazione fra *Apis mellifera* L. con il numero di specie di dicotiledoni.

Dall'altra parte, considerando come variabile risposta il numero di individui degli imenotteri, questa interazione, come le altre, non hanno determinato effetti significativi, ma considerando la sola componente abbondanza dei bombi, il risultato diventa significativo. Osservando la figura 29, quando il numero di specie di dicotiledoni è alto, un aumento del numero di individui di *Apis mellifera* L. determina un incremento nel numero di individui dei bombi. Al contrario, dove il numero di dicotiledoni è più basso, l'aumento del numero di individui delle Api determina una decrescita nel numero di individui di bombi.

Tabella 11. Risultati statistici degli effetti delle interazioni fra l'abbondanza delle api mellifere con ricchezza specifica delle dicotiledoni sulla ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi e sull'abbondanza dei bombi.

	Estimate	Std. Error	t value	p value	Signif.
<i>Ricchezza Imenotteri</i>					
(Intercept)	2.17E+01	5.85E+00	3.715	0.000801	***
Abbondanza <i>Apis mellifera</i> L.	-1.30E-01	1.36E-01	-0.958	0.345602	
Dicotiledoni	-2.51E-01	1.43E-01	-1.76	0.088358	.
Abbondanza <i>Apis mellifera</i> :Dicotiledoni	9.81E-03	3.76E-03	2.613	0.013735	*
<i>Ricchezza Bombi</i>					
(Intercept)	8.42E+00	1.83E+00	4.614	6.46E-05	***
Abbondanza <i>Apis mellifera</i> L.	-1.28E-01	4.25E-02	-3.018	0.005055	**
Dicotiledoni	-1.14E-01	4.46E-02	-2.557	0.015668	*
Abbondanza <i>Apis mellifera</i> :Dicotiledoni	4.92E-03	1.17E-03	4.197	0.000211	***
<i>Abbondanza Bombi</i>					
(Intercept)	3.13E+01	1.34E+01	2.332	0.026387	*
Abbondanza <i>Apis mellifera</i> L.	-7.49E-01	3.13E-01	-2.392	0.022982	*
Dicotiledoni	-6.83E-01	3.28E-01	-2.081	0.045744	*
Abbondanza <i>Apis mellifera</i> :Dicotiledoni	3.17E-02	8.63E-03	3.67	0.000906	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

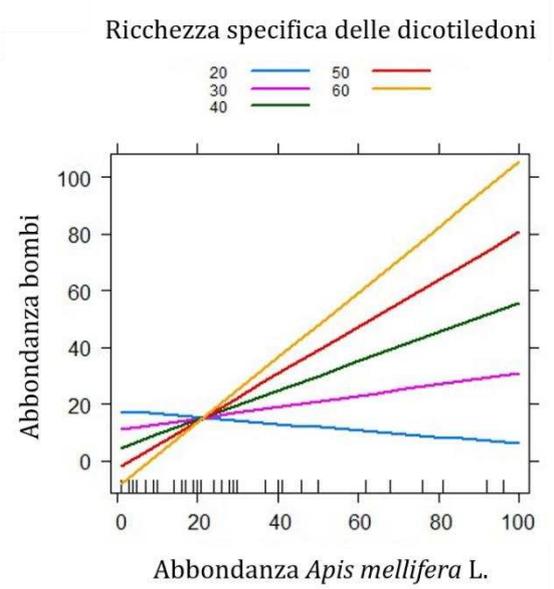
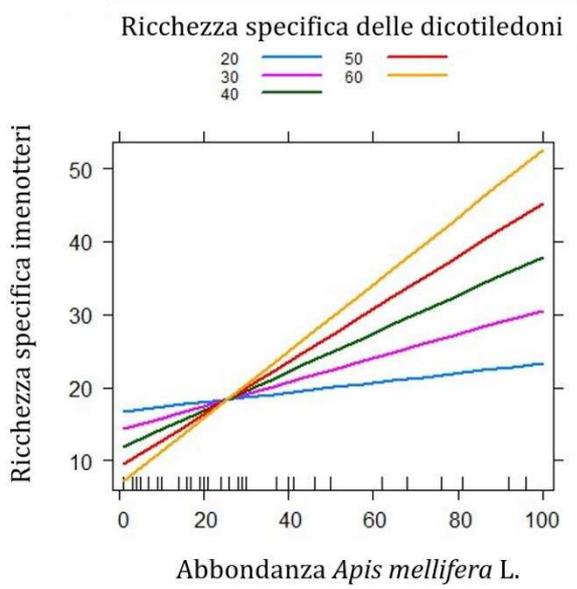


Figura 29. Effetto dell'interazione fra l'abbondanza delle api mellifere con la ricchezza specifica delle dicotiledoni sulla ricchezza specifica degli imenotteri (a) e sull'abbondanza dei bombi (b).

4. Discussione

Lo scopo di questo studio è stato quello di valutare la risposta delle comunità di piante e degli imenotteri impollinatori all'interno degli ecosistemi forestali colpite dalla tempesta Vaia. L'area geografica di interesse è la regione Veneto e il campionamento è stato svolto 3 anni dopo tale evento. La tempesta Vaia è sicuramente il più importante disturbo da vento avvenuto recentemente in Italia (Motta et al., 2018) e va considerato anche il fatto che i danni causati dal vento agli ecosistemi forestali sono in aumento in Europa, anche a latitudini che fino a qualche decennio fa erano risparmiate da questi fenomeni (Motta et al., 2018). Dal punto di vista ecologico, i disturbi naturali rappresentano un nuovo inizio ed una nuova opportunità per l'ecosistema (Motta, 2018). La ricchezza di specie può essere influenzata positivamente dal disturbo (Thom & Seidl, 2016), infatti dai risultati ottenuti si evince che sia la comunità vegetale che quella degli imenotteri presenta un numero maggiore di specie nelle aree disturbate rispetto ai siti controllo.

4.1 Risposta della comunità di piante

Si può affermare che il numero di specie di piante identificato nelle aree disturbate è maggiore di quello risultato per le aree controllo. Considerando la totalità dei siti campionati, il gruppo delle piante erbacee a fiore occupa la maggiore percentuale (quasi il 70%), infatti specie appartenenti a questo gruppo sono state campionate in tutti i siti. La maggiore presenza in numero di specie vegetali nelle aree schiantate è legata alle prime fasi della successione secondaria in cui le specie a crescita rapida dominano le nuove condizioni ambientali (Anderson, 2007). La differenza percentuale dei gruppi vegetazionali fra i siti di campionamento e di controllo non è nettissima. Si ha in entrambe le tipologie di siti una dominanza delle specie erbacee a fiore. Altri gruppi invece sono più caratteristici di una tipologia di sito rispetto che all'altra. Il gruppo delle Cyperaceae presenta una maggiore percentuale nelle aree disturbate, equivalente al 5% e 1% nelle aree controllo. Il gruppo delle felci è più presente nelle aree controllo, equivalente al 7% e 2% delle aree disturbate. Le Cyperaceae sono specie caratteristiche di ambienti aperti, infatti gli schianti da vento in foresta cambiano l'habitat, il quale, dapprima chiuso, evolve temporaneamente in un ambiente aperto con differenti condizioni microclimatiche, elevata presenza di legno morto e vegetazione al

suolo (Wohlgemuth et al., 2002). Gli altri gruppi vegetazionali non mostrano particolari differenze fra le due tipologie di sito.

Dal confronto dello spettro biologico fra le aree schiantate e le aree aperte si evincono invece delle differenze. Le emicriptofite in entrambi raggiungono la maggiore percentuale, ma confrontando i due valori esiste una differenza, infatti, le aree controllo hanno una percentuale più bassa, perché altre forme biologiche, più caratteristiche di queste aree forestali intatte, occupano una percentuale maggiore, come ad esempio le fanerofite. Per quanto riguarda invece la corologia, il confronto degli spettri corologici fra le aree disturbate e le aree controllo non è così marcata. Si può osservare comunque che il gruppo ad ampia distribuzione, costituito da specie cosmopolite ed invasive, ha una percentuale leggermente più grande nelle aree disturbate. Questo è dovuto al fatto che la presenza di un nuovo ambiente aperto, soprattutto a bassa quota, determina un incremento in queste tipologie di specie. Le specie endemiche invece mostrano in entrambi delle percentuali molto basse. Il fatto che le forme biologiche mostrino differenze più accentuate rispetto alle forme corologiche può essere spiegato dalla loro definizione. La forma biologica sintetizza l'informazione relativa al portamento della pianta ed agli adattamenti che questa dispone per superare la stagione avversa, mentre la corologia studia la distribuzione geografica a cui appartiene un insieme di specie con areale simile (Pignatti S., 1982). Quindi essendo stato fatto un confronto fra siti rappresentanti due ambienti diversi, ma presenti in un'area geografica ristretta, le differenze in tipi corologici non sono così marcati. Invece la forma biologica, esprimendo l'adattamento assunto dalle piante per superare la stagione avversa, due ambienti differenti come la foresta intatta ed un'area aperta può presentare una maggiore diversità di questa forma.

Le variabili indipendenti quota, esposizione e pendenza non hanno determinato degli effetti significativi sia sul numero di piante che sul numero di dicotiledoni. Considerando le ipotesi di partenza, il gradiente altitudinale non ha determinato una diminuzione del numero di specie, ma al contrario ne determina un aumento. Questa relazione comunque determina un effetto marginalmente significativo. Per quanto riguarda l'esposizione, tale variabile indipendente non ha determinato nessun effetto significativo sulla ricchezza specifica delle piante e delle dicotiledoni. La pendenza invece, come la quota, ha determinato un risultato marginalmente significativo solo sul numero di specie di piante, dove le pendenze elevate mostrano un numero di specie più basso. Dati questi risultati ottenuti, la ricchezza specifica delle piante e delle dicotiledoni non è significativamente influenzata dalle variabili indipendenti considerate in questo lavoro. Molto probabilmente sono altre le variabili in grado di determinare degli effetti

significativi sulla ricchezza di specie vegetali, come ad esempio la profondità del suolo o il pH. Inoltre, una ulteriore conferma è che le interazioni fra le variabili topografiche non hanno determinato degli effetti significativi sulle variabili risposta.

Risultati diversi invece si hanno con gli indici di Landolt, dove il fattore termico (T), il fattore della radiazione (L) e il fattore nutritivo del suolo (N), in relazione con le variabili topografiche, mostrano dei risultati significativi. Il fattore legato all'umidità del suolo (F) invece, in relazione con le variabili topografiche mostra dei risultati marginalmente significativi. In più, anche le interazioni fra le variabili indipendenti, relazionate con quei fattori, attraverso i quali sia più logico ipotizzare un effetto, si sono ottenuti dei risultati significativi. Alcune variabili indipendenti, piuttosto che le altre, possono determinare degli effetti significativi sui diversi indici. Il fattore termico (T) è influenzato negativamente dal gradiente altitudinale, cioè siti posti in alta quota mostrano dei valori degli indici di T più bassi. Infatti, all'aumentare della quota si ha una diminuzione della temperatura ambientale e di conseguenza alle alte quote saranno presenti comunità vegetali maggiormente adattate alle temperature fredde. Alle basse quote avviene l'effetto inverso e cioè che una temperatura ambientale più alta determina comunità vegetale costituite da specie che prediligono temperature più calde. Questo è conforme con i risultati ottenuti. L'interazione fra la pendenza e l'esposizione è in grado di determinare un effetto significativo sul fattore termico (T). Questo vuol dire che un sito molto inclinato, se esposto a nord o esposto a sud, è in grado di creare dei gradienti termici differenti. In particolare, si creano delle condizioni favorevoli allo sviluppo di una comunità vegetale più adattata alle condizioni calde se il sito pendente è esposto a sud, mentre se esposto a nord, la comunità sarà maggiormente adattata alle condizioni fredde. Un sito pianeggiante invece, non mostra avere un cambiamento sensibile fra i versanti nord o i versanti sud. Un sito esposto a nord su un sito pianeggiante ha comunità vegetali più adattate alle condizioni calde, mentre a sud più alle condizioni fredde. In ogni caso tale differenza di versante non determina un cambiamento sensibile nei valori del fattore T. L'indice della radiazione è influenzato negativamente dall'esposizione, quindi, vuol dire che nei versanti sud la comunità vegetale è più eliofila, mentre in quelli nord la comunità è più sciafila. I versanti esposti a sud ricevono una maggiore radiazione del sole e quindi le comunità vegetali presenti saranno più eliofile e di conseguenza anche i valori di L per singola specie saranno più alti. Nei versanti esposti a nord si ha l'effetto contrario, cioè che le comunità vegetali sono più sciafile ed avranno valori di L più bassi. Il fattore nutritivo del suolo (N) è influenzato dall'interazione fra quota ed esposizione, dove un sito esposto a sud determina, all'aumentare della quota, una comunità vegetale che è

maggiormente adattata a vivere in un suolo ricco di nutrienti. Alla stessa esposizione ma alle basse quote, la comunità vegetale è più adattata a vivere in suoli poveri di nutrienti. L'interazione di queste due variabili indipendenti porta ad avere comunità vegetali adattate a suoli ricchi in nutrienti alle alte quote ed esposte a sud.

Nei versanti esposti a nord si verifica l'effetto contrario, cioè che alle basse quote sono presenti comunità vegetali maggiormente adattate a suoli ricchi in nutrienti. Versanti esposti a nord e di alta quota determinano comunità vegetali maggiormente adattate ad un suolo povero di nutrienti. Il fatto che siano presenti comunità di questo tipo è conforme con le due caratteristiche delle variabili indipendenti considerate, nel senso che un sito di alta quota ed esposto a nord può determinare condizioni ambientali difficili, tra cui i nutrienti al suolo, quindi, la comunità vegetale sarà maggiormente caratterizzata da specie vegetali adattate a vivere in suoli poveri di nutrienti.

La variabile indipendente quota e l'interazione fra l'esposizione e la pendenza mostrano dei risultati marginalmente significativi in relazione con il fattore legato all'umidità del suolo (F). Il gradiente altitudinale determina alle alte quote comunità maggiormente adattate a vivere in un suolo umido. Alle basse quote, invece, la comunità vegetale è caratterizzata dall'essere maggiormente adattata ad un suolo secco, probabilmente la temperatura più alta che si riscontra alle basse quote determina una minore umidità al suolo e di conseguenza lo sviluppo di comunità vegetali maggiormente adattate a suoli secchi. L'interazione fra l'esposizione e la pendenza mostrano che alle pendenze elevate la comunità vegetale è più adattata a vivere in un suolo umido man mano che si procede verso le esposizioni nord. Alle esposizioni sud sempre alla medesima tipologia di pendenza, si riscontrano comunità vegetali maggiormente adattate a condizioni secche. Un piano inclinato esposto a sud determina una maggiore perdita di acqua al suolo, probabilmente dovuto alla combinazione fra una temperatura più alta tipica delle esposizioni sud ed una maggiore percolazione dell'acqua in profondità ed in superficie dovuta dal piano inclinato. Siti pianeggianti esposti a sud sono caratterizzati da comunità adattate a vivere su un suolo umido, mentre a nord su un suolo secco.

4.2 Risposta della comunità di Imenotteri impollinatori

Dai risultati ottenuti, le aree schiantate mostrano un numero di specie di imenotteri rilevate molto maggiore rispetto ai siti di controllo. Tale risultato è conforme con quanto proposto da Wermelinger et al. (2017) e cioè che l'abbondanza e la ricchezza specifica degli artropodi sono risultate significativamente differenti fra la foresta intatta e le aree soggette agli schianti. In più nei siti controllo, le poche specie rilevate, sono state rilevate anche all'interno dei siti affetti dal disturbo e questo evidenzia l'assenza di specie di imenotteri caratteristici di ambienti forestali. Infatti, il numero medio di specie rilevate nei siti di campionamento è nettamente maggiore di quello dei siti di controllo. Anche per quanto riguarda il numero medio di individui si è ottenuto lo stesso risultato. Gli schianti da vento sono degli eventi naturali legati alle dinamiche forestali e sono in grado di aumentare significativamente la biodiversità negli ecosistemi forestali (Duelli et al., 2002) (Bouget & Duelli, 2004).

Il terzo round di campionamento mostra un numero medio di specie di imenotteri rilevate più alto rispetto ai primi due, mentre considerando l'incremento medio di specie nuove, questo round presenta il valore più basso. Al primo round è stato rilevato il numero di specie di imenotteri più alto, se si considera l'incremento delle specie nuove. Questo vuol dire che il terzo round è stato quello più ricco in specie, ma molte delle quali sono state specie campionate nei due round precedenti, infatti, la media del numero di specie nuove campionate al terzo round equivale a 5, mentre il numero medio di specie al terzo round è di 11. Per motivi logistici, legati alla localizzazione geografica dei siti di campionamento e controllo, la fase di raccolta delle specie dalle pan-traps è avvenuta circa ogni due settimane. La possibilità di accorciare questa distanza temporale di raccolta dati è risultata essere impossibile ed inapplicabile, ma si può discutere il fatto che probabilmente le pan-traps erano sature di visitatori già dopo pochi giorni dal loro posizionamento. La conseguenza di questo può aver determinato la cattura di quelle specie di imenotteri più abbondanti in numero di individui e specie. Questo è anche legato al fatto che le pan-traps una volta sature, attirano meno insetti per via di un viraggio a colori più scuri degli stessi visitatori presenti. In ogni caso, con questi dati è stato possibile condurre una accurata analisi. La relazione positiva fra numero di specie di imenotteri e numero di individui, mostra che un numero alto di individui di imenottero è legato ad un numero maggiore di specie. Stesso risultato lo si ottiene anche con le specie di bombi. La relazione fra il numero di specie di imenotteri e l'abbondanza delle api mellifere mostrano un andamento particolare, che viene spiegato attraverso la relazione polinomiale. Si ha una crescita del numero di specie di

imenotteri all'aumentare del numero di individui di api, ma quando tale numero di individui è molto alto si manifesta una decrescita del numero di specie di imenotteri. Probabilmente questo effetto può essere spiegato dalla competizione interspecifica fra gli imenotteri.

Le relazioni fra la ricchezza specifica e l'abbondanza degli imenotteri con le variabili topografiche, paesaggistiche e della comunità vegetale mostrano dei risultati interessanti. La variabile indipendente quota determina un effetto significativo sia sul numero di specie e di individui degli imenotteri e sul numero di specie ed individui dei bombi. La comunità dei bombi risponde positivamente all'effetto determinato dalla quota, nel senso che l'aumento del gradiente altitudinale determina un aumento sia in numero di specie che di individui di bombi. La ricchezza specifica degli imenotteri in funzione della quota mostra una relazione marginalmente significativa, la quale viene spiegata da un andamento polinomiale. Le quote intermedia mostrano una ricchezza specifica di imenotteri più bassa rispetto alle basse o alle quote. Questo andamento potrebbe essere spiegato dalla presenza di comunità vegetali interessanti per gli imenotteri, localizzate alle alte quote ed alle basse quote, che ne favoriscono un aumento specifico. Probabilmente tali comunità vegetali non hanno ancora colonizzato le aree disturbate o gli imenotteri non si sono adattati a questo nuovo ambiente, dato che i risultati di relazioni dirette fra ricchezza specifica o abbondanza imenotteri con le specie vegetali non sono significative. Anche l'abbondanza degli imenotteri in funzione del gradiente altitudinale, oltre ad essere una relazione significativa, mostra lo stesso andamento. L'interazione fra la quota ed il numero di specie di piante e l'interazione fra le aree aperte con il numero di specie di dicotiledoni hanno determinato un effetto marginalmente significativo sulla abbondanza degli imenotteri. Nella prima interazione, le basse quote determinano una decrescita della abbondanza degli imenotteri all'aumentare del numero di specie di piante. Mentre le alte quote favoriscono la crescita del numero di individui di imenotteri all'aumentare del numero di specie di piante. Questi risultati mostrano degli effetti conformi con la relazione positiva fra abbondanza degli imenotteri e quota, dove appunto il gradiente altitudinale favorisce la crescita degli individui di imenotteri, ma in ogni caso questa interazione è marginalmente significativa. Nella seconda interazione invece una percentuale molto alta di area aperta all'interno del buffer determina una decrescita dell'abbondanza di imenotteri all'aumentare del numero di specie di dicotiledoni. Mentre se la percentuale di area aperta è molto bassa, all'aumentare del numero di specie di dicotiledoni aumentano anche gli individui di imenotteri, ma tale aumento non è ripido. Nonostante sia una interazione marginalmente significativa, il comportamento assunto dagli individui di imenotteri è particolare, perché

sembrerebbe più intuitivo che una maggiore percentuale di area aperta favorisca l'incremento degli individui di imenotteri all'aumentare delle dicotiledoni. Una spiegazione potrebbe essere legata al fatto che se il paesaggio è costituito per una elevata percentuale dalle aree aperte, probabilmente queste superfici sono costituite da aree prative o pascolive dove si ha una maggiore presenza di monoculture di graminacee o comunque di specie vegetali non interessanti per gli imenotteri impollinatori.

Secondo l'ipotesi di partenza, in cui una maggiore ricchezza di specie vegetali permette una maggiore ricchezza di specie di imenotteri, dai risultati ottenuti tale ipotesi non viene soddisfatta. Infatti, i modelli lineari testati fra queste due variabili non hanno mostrato dei risultati significativi, per cui la ricchezza specifica vegetale non influenza in maniera significativa la ricchezza specifica degli imenotteri.

Anche i valori di ricompensa floristica non hanno mostrato degli effetti significativi sulla ricchezza specifica degli imenotteri. Gli stessi risultati si hanno anche per l'abbondanza degli individui di imenotteri. Ci sono state però delle eccezioni, dove da alcune relazioni sono stati ottenuti dei risultati marginalmente significativi. È il caso, ad esempio, della biomassa delle dicotiledoni, la quale ha appunto determinato degli effetti marginalmente significativi sulla ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi e sull'abbondanza degli imenotteri. In tutti e 3 i casi si ha una relazione positiva, l'aumento della biomassa di dicotiledoni favorisce un aumento del numero di specie di imenotteri e bombi e del numero di individui di imenotteri. La motivazione è legata al fatto che un aumento della biomassa di specie vegetali che producono fiori interessanti per gli imenotteri, ne favorisce un aumento in numero di specie ed individui. La ricchezza specifica dei bombi è marginalmente influenzata anche dalla ricchezza specifica delle dicotiledoni, secondo un andamento polinomiale. L'aumento del numero di specie di dicotiledoni favorisce l'aumento del numero di specie di bombi, ma tale andamento ad una certa soglia porta ad una decrescita del numero di specie di bombi. Questo aspetto potrebbe essere spiegato dall'effetto dovuto ad un altro fattore che dato l'aumento del numero di specie di dicotiledoni porta ad una diminuzione del numero di specie di bombi. L'abbondanza dei bombi in funzione con la ricchezza specifica delle dicotiledoni mostra anche tale relazione una significatività marginale e lo stesso andamento. In ogni caso, le caratteristiche della comunità vegetale, cioè il numero di specie di piante e di dicotiledoni, la biomassa delle dicotiledoni ed i valori di ricompensa floristica non mostrano dei risultati significativi, per cui si può affermare che la ricchezza specifica degli imenotteri e la relativa abbondanza non è influenzata da questi fattori. Questo risultato è differente da quanto proposto da Wermelinger et al. (2017) dove le

specie di imenotteri hanno beneficiato dell'abbondante apporto di polline derivato dalle piante a fiore presenti nelle aree schiantate.

È stata presa in considerazione anche l'abbondanza delle api mellifere, perché è risultata essere la specie più abbondante fra quelle rilevate. Per cui si è ipotizzato un loro effetto sulla ricchezza e sull'abbondanza degli imenotteri, anche in interazione con altre variabili.

In particolare, l'interazione fra l'abbondanza delle api mellifere con la ricchezza specifica delle dicotiledoni determina un effetto significativo sulla ricchezza specifica degli imenotteri e dei bombi e sull'abbondanza di bombi. Nel dettaglio, per quanto riguarda la ricchezza specifica degli imenotteri, l'interazione fra api e dicotiledoni mostra che nei siti in cui il numero di dicotiledoni è elevato, gli individui di *Apis mellifera* L. e il numero di specie di imenotteri sono legati da una relazione positiva, cioè all'aumentare del primo, aumenta anche il secondo.

Mentre in situazioni dove le specie di dicotiledoni sono in numero più basso, la crescita del numero di specie di imenotteri è molto meno marcata all'aumentare degli individui di api. Quindi se il numero di specie di dicotiledoni è basso, la ricchezza specifica degli imenotteri non è influenzata in maniera marcata da un alto o basso numero di individui di imenotteri, perché il numero di specie di imenotteri mantiene dei bassi valori. Questo aspetto può essere spiegato da una competizione interspecifica fra gli imenotteri, nel senso che le api mellifere essendo la specie più abbondante, in siti in cui sono presenti poche specie di dicotiledoni, favoriscono una decrescita del numero di specie di imenotteri, causato dalla competizione.

Sempre la stessa interazione determina lo stesso risultato anche quando la variabile risposta è l'abbondanza dei bombi. In questo caso, la competizione ha effetti più marcati perché nei siti in cui il numero di specie di dicotiledoni è basso, l'abbondanza dei bombi diminuisce all'aumentare del numero di individui di *Apis mellifera* L.

5. Conclusione

La tempesta Vaia, avvenuta nell'ottobre del 2018 è sicuramente il più importante disturbo da vento avvenuto recentemente in Italia. La regione Veneto, come nelle altre regioni del nord-est italiano, si sono avuti danni importanti al patrimonio forestale, infatti, in tale regione si è stimata la perdita di 2.2 milioni di metri cubi di legname. L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di studiare la risposta delle comunità vegetali e degli imenotteri impollinatori relativa alle superfici forestali dell'arco alpino e prealpino dove è avvenuto il disturbo e dove fosse stato effettuato il salvage - logging. La fase di campionamento è stata eseguita a tre anni dall'evento ed è stata svolta da giugno a settembre 2021. La raccolta dati è avvenuta in 41 siti totali, di cui 35 affetti dal disturbo e 6 siti di controllo. Tali siti sono localizzati nelle macroaree dell'Agordino, Altopiano di Asiago, il Nevegal e la Val Visdende. Partendo dalla risposta della comunità vegetale, il numero di specie di piante e di dicotiledoni non è significativamente influenzato dalla topografia, cioè dalle variabili indipendenti quota esposizione e pendenza. La quota e la pendenza hanno mostrato degli effetti marginalmente significativi dove la prima ha una relazione positiva con la ricchezza specifica delle piante e delle dicotiledoni mentre la pendenza influenza negativamente il numero di specie di piante. Stesso discorso per le interazioni fra le variabili topografiche testate. Per tali motivi, la ricchezza specifica delle piante può essere influenzata da altri fattori che non sono stati adottati in questo lavoro di tesi. Gli indici di Landolt in funzione delle variabili topografiche hanno determinato dei risultati significativi. Il fattore termico (T), il fattore della radiazione (L) e il fattore nutritivo del suolo (N) in funzione delle variabili quota, esposizione e pendenza e le interazioni fra queste hanno avuto risultati significativi. L'indice T è influenzato negativamente dalla quota e l'interazione fra esposizione e pendenza determina un effetto significativo su tale fattore. Il fattore della radiazione (L) è influenzato negativamente dall'esposizione mentre l'indice N è influenzato dall'interazione fra la quota e l'esposizione. Dalle relazioni fra il fattore dell'umidità del suolo (F) in funzione della quota e dell'interazione fra esposizione e pendenza si sono ottenuti dei risultati marginalmente significativi.

La comunità degli imenotteri impollinatori ha mostrato risultati significativi in relazioni fra la ricchezza specifica e l'abbondanza degli imenotteri. Si è riscontrato un effetto positivo della quota sia sulla ricchezza specifica che sull'abbondanza sia degli imenotteri in generale che nella comunità di bombi. L'aumento del gradiente altitudinale favorisce l'aumento in numero di specie che in numero di individui di questa comunità.

Di contro, non sono risultate delle relazioni significative fra la comunità degli imenotteri e le variabili legate alla comunità vegetale. La risposta della comunità degli imenotteri risulta essere più legata ai fattori topografici, in particolare la quota, mentre non risulta esserlo con la comunità vegetale. Probabilmente la comunità degli imenotteri non si è ancora adattata ai nuovi ambienti aperti causati dagli effetti della tempesta Vaia. Infine l'influenza della popolazione di *Apis mellifera* L. in interazione con la ricchezza specifica delle dicotiledoni determina degli effetti significativi sulla ricchezza specifica degli imenotteri e sull'abbondanza degli individui dei bombi. Da questi risultati si possono ipotizzare degli effetti dovuti ad una competizione interspecifica fra i differenti imenotteri.

I danni causati dal vento sono in aumento in Europa (Motta et al., 2018), per cui diventa molto importante ai fini di una ottimale gestione delle risorse forestali e di una ottimale conservazione della biodiversità, integrare tali disturbi nella gestione e non sopprimerli. Diventa inoltre molto importante conoscere la risposta della biodiversità, e riuscire a capire a fronte di più tipologie di disturbi e delle loro interazioni, se si sta andando incontro ad una perdita della biodiversità o ad un incremento, dovuto alla creazione di ambienti più eterogenei. Anche il collegamento fra disturbi naturali e cambiamento climatico è un aspetto importante e il monitoraggio a lungo termine della risposta delle piante e degli insetti può permettere di capire e comprendere quale sia la direzione assunta dall'ecosistema forestale.

Bibliografia

- Anderson, K. J. (2007). Temporal patterns in rates of community change during succession. *American Naturalist*, 169(6), 780–793. <https://doi.org/10.1086/516653>
- Argenti C, Masin R, & Pellegrini B. (2019). *Flora del Veneto* (Cierre Edizioni, Ed.).
- Bouget, C., & Duelli, P. (2004). The effects of windthrow on forest insect communities: A literature review. *Biological Conservation*, 118(3), 281–299. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.009>
- Caudullo G., Tinner W., & de Rigo D. (2016). *Picea abies* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In J. San-Miguel-Ayanz, D. de Rigo, G. Caudullo, T. , Houston Durrant, & A. Mauri (Eds.), *European atlas of forest tree species* (pp. 114–116). Publication Office of the European Union.
- Chiavetta U. (2021). Forest-related disasters – Three case studies and lessons for management of extreme events. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 18, 15–19. <https://doi.org/10.3832/efor3764-018>
- Chirici, G., Giannetti, F., Travaglini, D., Nocentini, S., Francini, S., D’Amico, G., Calvo, E., Fasolini, D., Broll, M., Maistrelli, F., Tonner, J., Pietrogiovanna, M., Oberlechner, K., Andriolo, A., Comino, R., Faidiga, A., Pasutto, I., Carraro, G., Zen, S., ... Marchetti, M. (2019). Forest damage inventory after the “Vaia” storm in Italy. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 16(1), 3–9. <https://doi.org/10.3832/efor3070-016>
- del Favero R., Lingua E., & Pividori M. (2019). *Selvicoltura per la protezione dai disturbi* (Compagnia delle FORESTE S.r.l., Ed.).
- Duelli, P., Obrist, M. K., & Wermelinger, B. (2002). Windthrow-induced changes in faunistic biodiversity in alpine spruce forests. In *For. Snow Landsc. Res* (Vol. 77, Issue 2).
- Giovannini, L., Davolio, S., Zaramella, M., Zardi, D., & Borga, M. (2021). Multi-model convection-resolving simulations of the October 2018 Vaia storm over Northeastern Italy. *Atmospheric Research*, 253. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105455>
- Landolt, E. (1977). *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veroff. Geobot. Inst. ETH.
- Lindenmayer, D. B., & Noss, R. F. (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. In *Conservation Biology* (Vol. 20, Issue 4, pp. 949–958). <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x>
- Machado Nunes Romeiro, J., Eid, T., Antón-Fernández, C., Kangas, A., & Trømborg, E. (2022). Natural disturbances risks in European Boreal and Temperate forests and their links to

- climate change – A review of modelling approaches. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 509). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120071>
- Martínez-Alvarado, O., Gray, S. L., Catto, J. L., & Clark, P. A. (2014). Corrigendum: Sting jets in intense winter North-Atlantic windstorms (2012 *Environ. Res. Lett.* 7 024014). In *Environmental Research Letters* (Vol. 9, Issue 3). Institute of Physics Publishing. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/039501>
- Mayer, P., Brang, P., Dobbertin, M., Hallenbarter, D., Renaud, J. P., Walthert, L., & Zimmermann, S. (2005). Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annals of Forest Science*, 62(4), 303–311. <https://doi.org/10.1051/forest:2005025>
- Mitchell, S. J. (2013). Wind as a natural disturbance agent in forests: A synthesis. In *Forestry* (Vol. 86, Issue 2, pp. 147–157). <https://doi.org/10.1093/forestry/cps058>
- Moen, J., Rist, L., Bishop, K., Chapin, F. S., Ellison, D., Kuuluvainen, T., Petersson, H., Puettmann, K. J., Rayner, J., Warkentin, I. G., & Bradshaw, C. J. A. (2014). Eye on the Taiga: Removing Global Policy Impediments to Safeguard the Boreal Forest. *Conservation Letters*, 7(4), 408–418. <https://doi.org/10.1111/conl.12098>
- Montero F. (2021). *Recovery of plant and butterfly communities 3 years after Vaia storm in the Veneto region (Italy)*.
- Motta, R. (2018). The balance of nature does not exist (and has never existed!). *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 15(1), 56–58. <https://doi.org/10.3832/efor2839-015>
- Motta, R., Ascoli, D., Corona, P., Marchetti, M., & Vacchiano, G. (2018). Selvicoltura e schianti da vento. Il caso della “tempesta Vaia.” *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 15, 94–98. <https://doi.org/10.3832/efor2990>
- Pettit, J. L., Pettit, J. M., Janda, P., Rydval, M., Čada, V., Schurman, J. S., Nagel, T. A., Bače, R., Saulnier, M., Hofmeister, J., Matula, R., Kozák, D., Frankovič, M., Turcu, D. O., Mikoláš, M., & Svoboda, M. (2021). Both Cyclone-induced and Convective Storms Drive Disturbance Patterns in European Primary Beech Forests. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 126(7). <https://doi.org/10.1029/2020JD033929>
- Pickett, S. T. A., & White, P. S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*.
- Pignatti S. (1982). *Flora d'Italia* (Edagricole, Ed.; Vol. 1).
- QGIS. (n.d.).
- R Core Team. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.

- Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., & Schuck A. (2003). Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9, 1620–1633.
- Schmidt, M., Hanewinkel, M., Kändler, G., Kublin, E., & Kohnle, U. (2010). An inventory-based approach for modeling singletree storm damage - experiences with the winter storm of 1999 in southwestern Germany. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(8), 1636–1652. <https://doi.org/10.1139/X10-099>
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., & Reyer, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. In *Nature Climate Change* (Vol. 7, Issue 6, pp. 395–402). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Sharkey, P., Tawn, J. A., & Brown, S. J. (2019). Modelling the spatial extent and severity of extreme European windstorms. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C: Applied Statistics*. <https://doi.org/10.1111/rssc.12391>
- Stritih, A., Senf, C., Seidl, R., Grêt-Regamey, A., & Bebi, P. (2021). The impact of land-use legacies and recent management on natural disturbance susceptibility in mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 484. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118950>
- Svoboda, M., Janda, P., Nagel, T. A., Fraver, S., Rejzek, J., & Bače, R. (2012). Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 23(1), 86–97. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01329.x>
- Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. A., Hutto, R. L., Lindenmayer, D. B., & Swanson, F. J. (2011). The forgotten stage of forest succession: Early-successional ecosystems on forest sites. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 9, Issue 2, pp. 117–125). <https://doi.org/10.1890/090157>
- Thom, D., & Seidl, R. (2016). Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 91(3), 760–781. <https://doi.org/10.1111/brv.12193>
- Thom, D., Seidl, R., Steyrer, G., Krehan, H., & Formayer, H. (2013). Slow and fast drivers of the natural disturbance regime in Central European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 307, 293–302. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.017>

- Thorn, S., Bässler, C., Bernhardt-Römermann, M., Cadotte, M., Heibl, C., Schäfer, H., Seibold, S., & Müller, J. (2016). Changes in the dominant assembly mechanism drive species loss caused by declining resources. *Ecology Letters*, *19*(2), 163–170.
<https://doi.org/10.1111/ele.12548>
- Thorn, S., Bässler, C., Svoboda, M., & Müller, J. (2017). Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 388, pp. 113–119). Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.006>
- Turner, M. G. (2010). *Disturbance and landscape dynamics in a changing world* (Vol. 91, Issue 10).
- Wermelinger, B., Moretti, M., Duelli, P., Lachat, T., Pezzatti, G. B., & Obrist, M. K. (2017). Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *Forest Ecology and Management*, *391*, 9–18.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.033>
- Wohlgemuth, T., Kull, P., & Wüthrich, H. (2002). Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. In *For. Snow Landsc. Res* (Vol. 77, Issue 2).
- Zmihorski, M., & Durska, E. (2011). The effect of contrasting management types on two distinct taxonomic groups in a large-scaled windthrow. *European Journal of Forest Research*, *130*(4), 589–600. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0449-1>

Allegati

Tabella 12. Elenco delle famiglie botaniche con relativo numero di specie di appartenenza.

Famiglia	N° specie	Famiglia	N° specie
Aceraceae	1	Juncaceae	10
Apiaceae	11	Lamiaceae	20
Apocynaceae	1	Liliaceae	5
Araliaceae	1	Oleaceae	2
Asclepiadaceae	1	Onagraceae	3
Asteraceae	53	Orchidaceae	5
Balsaminaceae	1	Oxalidaceae	1
Berberidaceae	1	Pinaceae	2
Betulaceae	3	Plantaginaceae	3
Boraginaceae	4	Poaceae	32
Brassicaceae	10	Polygonaceae	5
Buddlejaceae	1	Polypodiaceae	9
Campanulaceae	10	Primulaceae	1
Caprifoliaceae	5	Ranunculaceae	15
Caryophyllaceae	9	Rosaceae	14
Cyperaceae	14	Rubiaceae	8
Dipsacaceae	1	Salicaceae	3
Ericaceae	3	Saxifragaceae	4
Euphorbiaceae	3	Scrophulariaceae	15
Fabaceae	16	Simaroubaceae	1
Fagaceae	2	Solanaceae	2
Fumariaceae	1	Thymelaeaceae	1
Gentianaceae	1	Urticaceae	1
Geraniaceae	6	Valerianaceae	2
Hypericaceae	3	Violaceae	2