



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento di Agronomia, Alimenti, Risorse naturali e Ambiente

Laurea in Scienze Forestali e Ambientali

# Risposte della vegetazione e dell'artropofauna post tempesta Vaia nella Regione Veneto

Responses of plant and insect communities after Vaia storm in the Veneto  
region (Italy)

Relatore  
Prof. Lorenzo Marini

Co-relatore  
Elena Gazzea

Laureando  
Cristiano Gebelin  
Matricola n. 1207362

ANNO ACCADEMICO 2021/2022



*“Climate change is moving faster than we are”*

## **Abstract**

The disturbance risks in forest ecosystems are increasing due to extreme weather events related to climate change. How forest dynamics will respond to extreme disturbance activities in a short time window remains uncertain. Plant communities present in the post-disturbance phase have a sensitive response to the new micro-climatic conditions, which can alter the normal path of forest recovery. In particular, species diversity of the sites affected by disturbances can be widely different from non-affected areas.

A new configuration of forest ecosystems could also determine drastic changes in arthropods' ecological niches. The aim of the thesis is to describe and understand ongoing changes in forest ecosystems in a changing climatic world, in order to contribute to future forest management approaches.

The study was carried out in the Alpine areas of the Veneto region, in northern Italy. The 2018 Vaia storm has been recognized as the most damaging windthrow event ever recorded in Italy. The Veneto region was one of the most affected regions, with 2.2 million m<sup>3</sup> of fallen wood.

The sampling included 35 windthrow gaps, divided into four macro-areas, where data about plant communities established in the post-disturbance phase was collected. With the purpose to assess the impacts of the disturbance event, six control-sites were chosen in neighbouring areas unaffected by the storm's disturbance. In the same sampling areas, information about natural forest renewal and abundance within certain indicator-insect families and orders was also collected (Carabidae, Staphylinidae, Opiliones and Araneae).

A total of 333 species of vascular plants were identified, 310 of which were sampled in windthrow sites. A total of 13.089 insects were identified, significantly higher in the windthrow sites than in control sites, showing an increase in biodiversity after the storm. The sampled sites differed in significant environmental and topographical variables (e.g.,

windthrow gap percentage, the elevation-aspect interaction, and the slope), explaining the composition of the plant and arthropod communities.

The monitoring of plant and insect biodiversity during post-disturbance phases can contribute to critical research points related to climate change, such as the loss of biodiversity in forest and related loss of ecosystem services.

# Indice

1. Introduzione .....	1
1.1. Tempesta Vaia e disturbi da vento in Europa .....	1
1.2. Cambiamenti climatici e riscaldamento globale .....	3
1.3. Correlazione tra cambiamento climatico ed eventi estremi.....	7
1.4 Riorganizzazione degli ecosistemi forestali post-disturbo .....	9
1.5 Effetti dei disturbi da vento e pratiche di <i>salvage logging</i> .....	11
1.6 Obiettivi .....	13
1.7. Ipotesi e risultati attesi.....	14
2. Materiali e metodi.....	15
2.1. Area di studio .....	15
2.2. Disegno sperimentale .....	18
2.3. Raccolta dati.....	19
2.3.1. Composizione floristica .....	19
2.3.2. Rinnovazione forestale .....	20
2.3.3. Artropofauna .....	21
2.3.4. Caratterizzazione geo-topografica .....	23
2.3.5. Caratterizzazione paesaggistica .....	23
2.4. Analisi dei dati .....	25
2.4.1. Analisi della composizione floristica .....	25
2.4.2. Analisi indici di $\beta$ -diversità .....	25
2.4.3. Modelli di regressione lineare.....	26

3. Risultati .....	28
3.1. $\alpha$ -diversità e $\beta$ -diversità della vegetazione .....	28
3.2. Abbondanze nei taxa di artropodi .....	33
3.3. Rinnovazione forestale .....	39
4. Discussione .....	42
4.1. Cambiamenti nei livelli di diversità della vegetazione .....	42
4.2. Risposta delle comunità di artropodi al disturbo .....	44
4.5. Risposta della rinnovazione forestale al disturbo .....	44
5. Conclusioni .....	46
Bibliografia .....	47

## 1. Introduzione

Negli ultimi decenni si è assistito ad una forte intensificazione dei regimi di disturbo negli ecosistemi forestali a causa dei cambiamenti climatici in atto. La frequenza e l'intensità di disturbi naturali che determinano la riorganizzazione del soprassuolo forestale, come incendi, tempeste e pullulazioni di insetti, è aumentata considerabilmente soprattutto nell'emisfero boreale (Seidl et al., 2014).

L'insorgere di tali evidenze ha spinto la comunità scientifica ad interrogarsi su come i regimi di disturbo influenzino la composizione delle comunità biotiche.

### 1.1. Tempesta Vaia e disturbi da vento in Europa

Tra il 28 e il 29 ottobre 2018 forti venti di scirocco hanno interessato ampie zone delle Alpi orientali arrecando consistenti danni al patrimonio forestale, al territorio e alle infrastrutture. Nella giornata di lunedì 29 ottobre si sono misurate raffiche superiori a 120 km/h, con un massimo di 192 km/h (Chirici et al., 2019). Si tratta del valore più alto mai registrato negli ultimi 25 anni da una stazione della rete ARPAV. Tutte le zone sono state interessate da precipitazioni notevoli, con un massimo storico di 715,8 mm/96h, registrato presso la stazione di Soffranco (BL).

L'evento, noto come *Tempesta Vaia*, viene annoverato tra i più impattanti a livello ambientale e paesaggistico di cui si abbia memoria nel Triveneto.

Si stimano danni diretti al patrimonio forestale per un ammontare di 8,5 milioni di m<sup>3</sup> di legname a terra e 42.525 ettari di soprassuolo forestale abbattuto (Chirici et al., 2019) su una superficie forestale colpita pari a 1.399.483 ha. L'area interessata dall'evento corrisponde ad oltre il 60% della superficie territoriale dei 494 Comuni colpiti.

Al danno diretto provocato dalla tempesta Vaia ai popolamenti forestali ne è seguito uno di tipo indiretto, correlato al verificarsi di condizioni ideali per lo sviluppo di patogeni ai danni degli alberi sopravvissuti. Tra questi, il bostrico tipografo (*Ips typographus* L.) ha destato particolare preoccupazione tra le autorità regionali, le quali, in risposta a tale

situazione, hanno predisposto pratiche di esbosco forzoso. In caso di necessità è stato autorizzato l'abbattimento di soggetti pericolanti con carattere di urgenza.

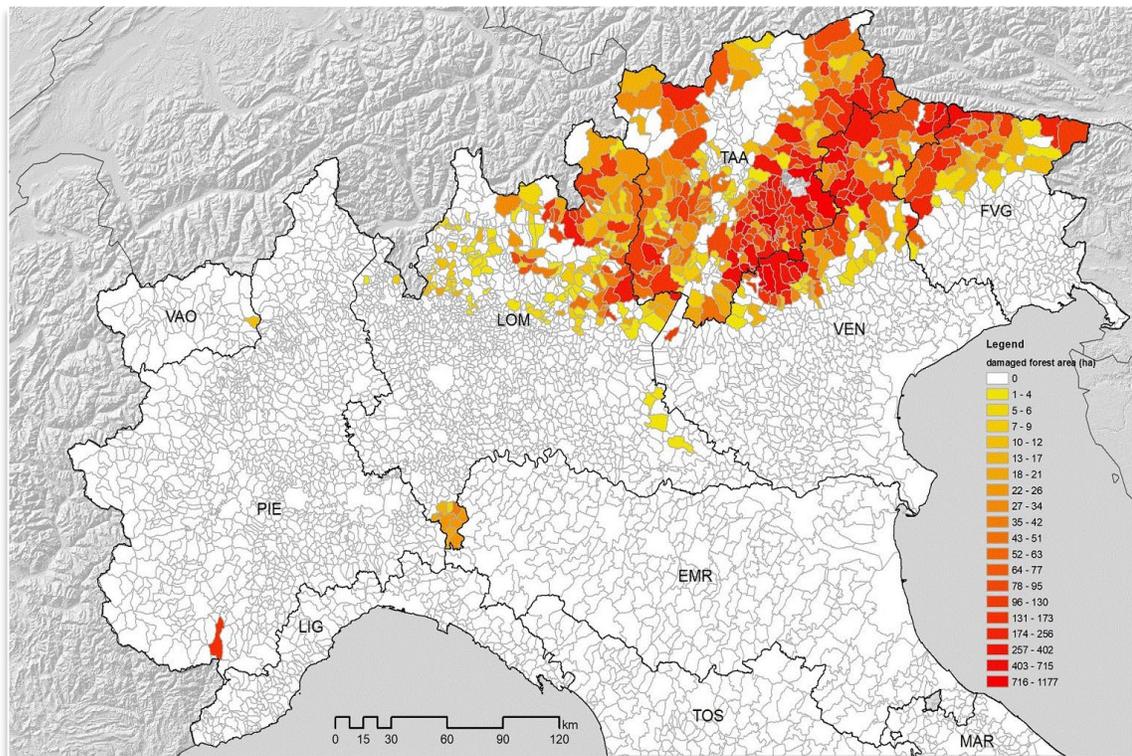


Figura 1. Perdite, in termini di superficie forestale, causate dalla tempesta Vaia nei Comuni del nord Italia (Chirici, et al., 2019).

Eventi di questo tipo, sia pure eccezionali, sono tutt'altro che sconosciuti nel continente europeo. Gli schianti da vento sono uno dei più importanti *driver* nelle dinamiche forestali in Europa con più di 17 milioni di m<sup>3</sup> di alberi schiantati ogni anno, una cifra destinata ad aumentare nel prossimo futuro in relazione alle variazioni nei regimi climatici che hanno interessato gli ecosistemi terrestri negli ultimi secoli.

## 1.2. Cambiamenti climatici e riscaldamento globale

Il Sesto Rapporto di Valutazione - AR6, pubblicato dall'IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), presenta lo scenario globale dei rischi e delle vulnerabilità correlati al cambiamento climatico.

Scopo del rapporto è quello di valutare le evidenze scientifiche in materia di cambiamento climatico, considerando le informazioni acquisite attraverso osservazioni, archivi paleoclimatici e simulazioni di modelli climatici.

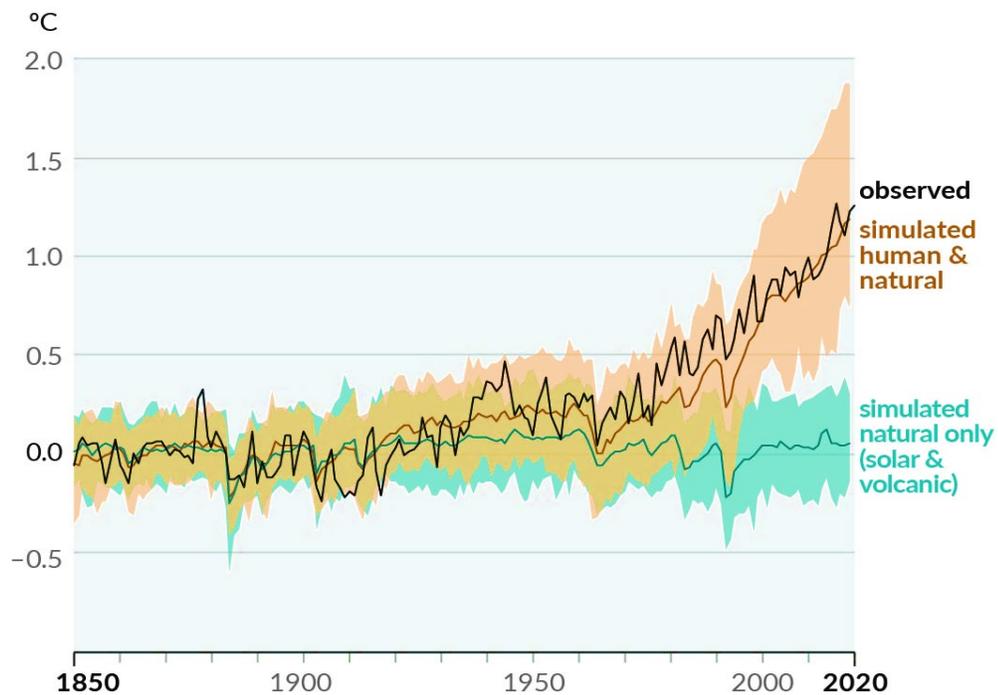


Figura 2. Il grafico "hockey stick" evidenzia un aumento delle temperature senza precedenti negli ultimi decenni (IPCC, 2022).

Gli impatti dei cambiamenti climatici su ecosistemi, società e settori produttivi vengono valutati sulla base di differenti scenari di sviluppo denominati pathways.

La formulazione di scenari futuri rappresenta un importante strumento per la comprensione dell'entità degli impatti antropici sul clima, permettendo di studiare e analizzare gli effetti di diverse politiche ambientali nel breve e nel lungo periodo.

Gli scenari RCP (*Representative Concentration Pathways*) indicano un andamento rappresentativo delle concentrazioni dei gas a effetto serra per un determinato obiettivo climatico. Il numero associato a ciascun RCP (2.6, 4.5, 6.0, 8.5) si riferisce al Forzante Radiativo (*Radiative Forcing*) espresso in Watt per metro quadrato ( $\text{W/m}^2$ ).

Viene definito *Forzante Radiativo* il contributo dell'aumento di anidride carbonica o di altri gas serra nell'alterazione del bilancio tra energia entrante ed energia uscente nel sistema Terra-atmosfera.

Gli scenari SSP (*Shared Socio-economic Pathways*), introdotti nell'ultimo rapporto (AR6), esaminano cinque diversi scenari futuri in cui il mondo potrebbe evolvere in assenza di una politica climatica. I modelli SSP permettono di comprendere meglio come il cambiamento climatico e le politiche climatiche influenzino la società e l'economia. L'inserimento di indicatori socioeconomici negli scenari climatici futuri è essenziale, poiché essi rappresentano il motore fondamentale sia del cambiamento climatico che dei progressi nelle attività di mitigazione e adattamento.

Nell'ultimo rapporto IPCC vengono combinati modelli SSP e RCP in un'architettura a *Matrice di Scenari* che consente di avere una visione sempre più chiara del nostro futuro.

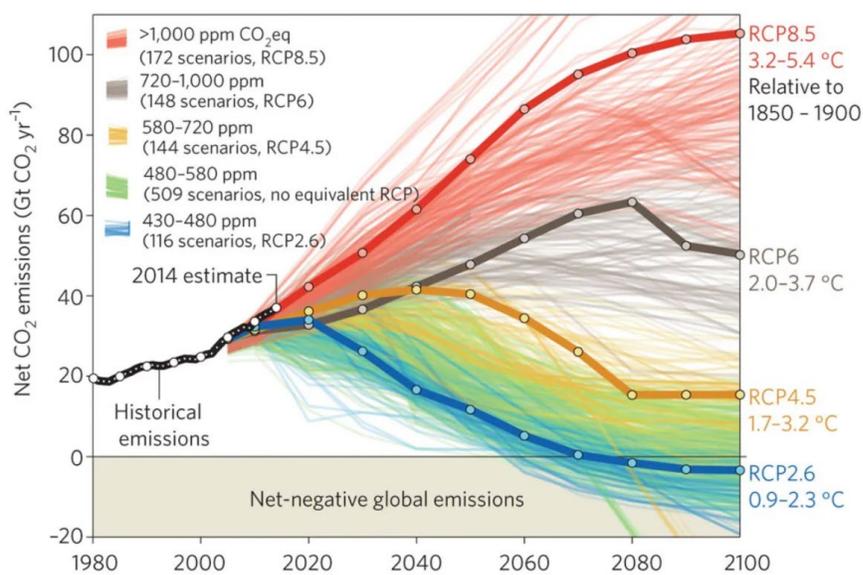


Figura 3. L'immagine mostra le previsioni delle emissioni di CO<sub>2</sub> per gli scenari IPCC RCP (Fuss et al., 2014).

Considerando una proiezione temporale di un secolo, il rapporto IPCC prevede un aumento della temperatura superficiale terrestre in tutti i possibili scenari futuri.

Nuove evidenze circa i cambiamenti osservati in fenomeni meteorologici estremi confermano la loro imputazione all'influenza umana. Tali evidenze si sono rafforzate rispetto al Report IPCC AR5 del 2014, in particolare per quanto riguarda precipitazioni estreme, siccità e cicloni tropicali. Secondo recenti studi, il riscaldamento del sistema climatico è inequivocabile e la principale causa è l'aumento dei gas serra (IPCC, 2022).

Lo *Special Report on Climate Change and Land* (IPCC, 2019), ha rilevato *high confidence* nell'aumento in frequenza ed intensità degli eventi climatici estremi in relazione agli aumenti di temperatura nel breve periodo. Il report dà evidenza di come i cambiamenti nella composizione chimica atmosferica, avvenuti a partire dall'età industriale, hanno determinato, e determineranno nel prossimo futuro, vistosi cambiamenti regionali nel sistema climatico. Tali eventi sarebbero statisticamente assai improbabili in mancanza dell'attuale impatto antropico sull'atmosfera (figura 4.). Si stima che le attività antropiche negli ultimi secoli abbiano incrementato di 1.15°C il riscaldamento globale rispetto ai livelli pre-industriali (WMO, 2022).

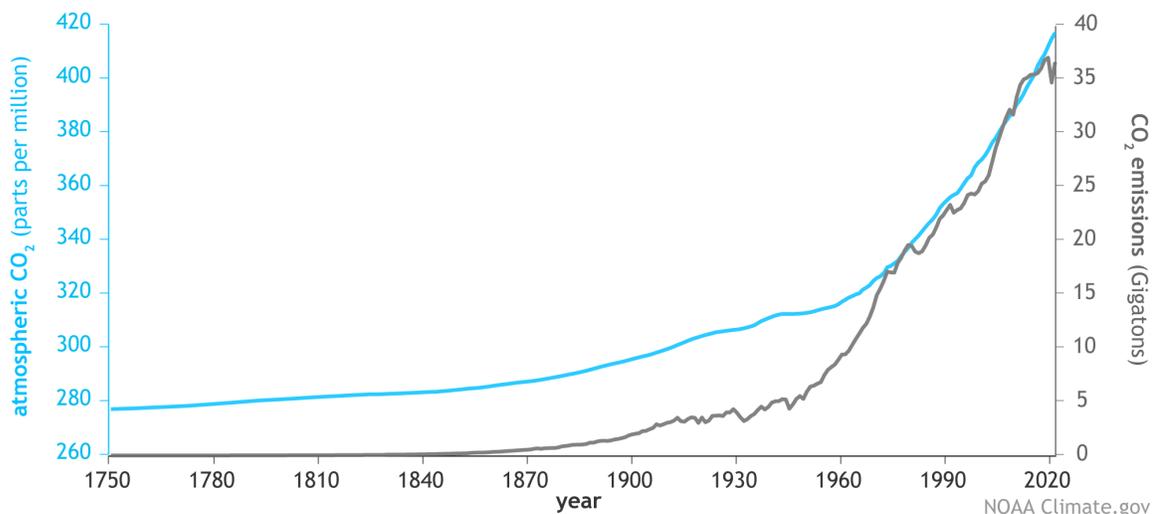


Figura 4. Il grafico mette a confronto l'andamento del quantitativo di anidride carbonica nell'atmosfera (linea blu) con l'andamento delle emissioni di origine antropica (linea grigia) (NOAA Climate).

L'accordo di Parigi, siglato da 196 stati-membro aderenti alla Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC) nel 2015, mira a rafforzare la risposta globale alla minaccia del cambiamento climatico, puntando al mantenimento dei livelli di temperatura media al di sotto dei 1.5°C rispetto ai livelli pre-industriali. Il superamento di tale soglia comporterebbe il manifestarsi di temperature estreme e l'incremento di fenomeni meteorologici intensi in molte regioni.

Per raggiungere l'obiettivo di contenere l'aumento della temperatura media globale entro 1.5°C, come definito nell'Accordo di Parigi, le emissioni globali di carbonio dovrebbero raggiungere intorno alla metà del secolo quello che gli esperti definiscono con l'espressione *zero netto (net zero)*.

Gli stati firmatari mirano a raggiungere il picco globale di emissioni effetto-serra il prima possibile, in maniera tale da raggiungere uno stato di "*climate neutral world*" entro il 2050 e contenere così l'impatto del clima sugli ecosistemi terrestri. Secondo lo *Special Report on the impacts of Global Warming of 1.5°C* (IPCC, 2018) si stima che, considerato l'attuale tasso di incremento, il riscaldamento globale raggiungerà il livello di 1.5 °C tra il 2030 e il 2052, a causa delle emissioni avvenute in passato ed a quelle attuali.

Tuttavia, secondo il recente Report presentato dal team scientifico del Global Carbon Project alla Conferenza COP27, nel 2022 le emissioni globali di carbonio rimangono a livelli record e rendono utopistico l'obiettivo dell'Accordo di Parigi: se gli attuali livelli di emissioni persistono, vi sono alte probabilità che il livello soglia di riscaldamento globale di 1.5°C venga superato in meno di 10 anni (GCP, 2022).

### 1.3. Correlazione tra cambiamento climatico ed eventi estremi

Il cambiamento climatico in atto induce comprovate variazioni nelle caratteristiche di intensità e frequenza di eventi estremi (figura 6.). Tra i principali fattori di rischio per le foreste nel breve e nel medio-lungo termine vi sono (Lindner, Rummukainen, 2013):

- i. L'aumento di intensità e magnitudo delle perturbazioni;
- ii. Il cambiamento nei cammini delle perturbazioni con conseguente insorgenza di problematiche in aree storicamente non interessate da determinati fenomeni climatici.
- iii. L'aumento della suscettibilità del soprassuolo forestale a fenomeni di disturbo.

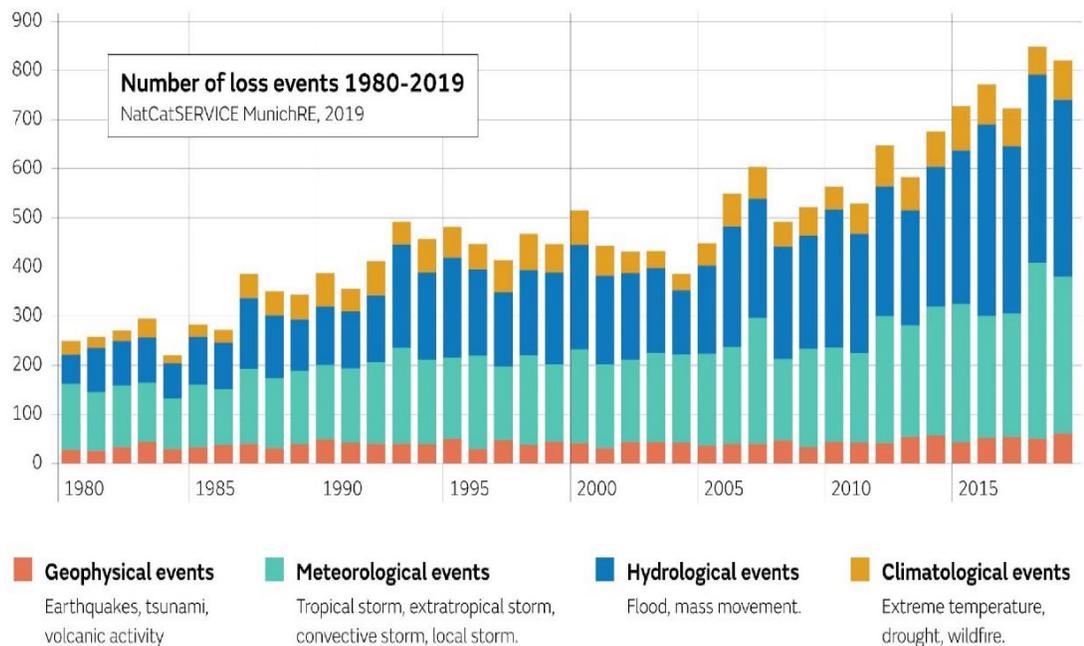


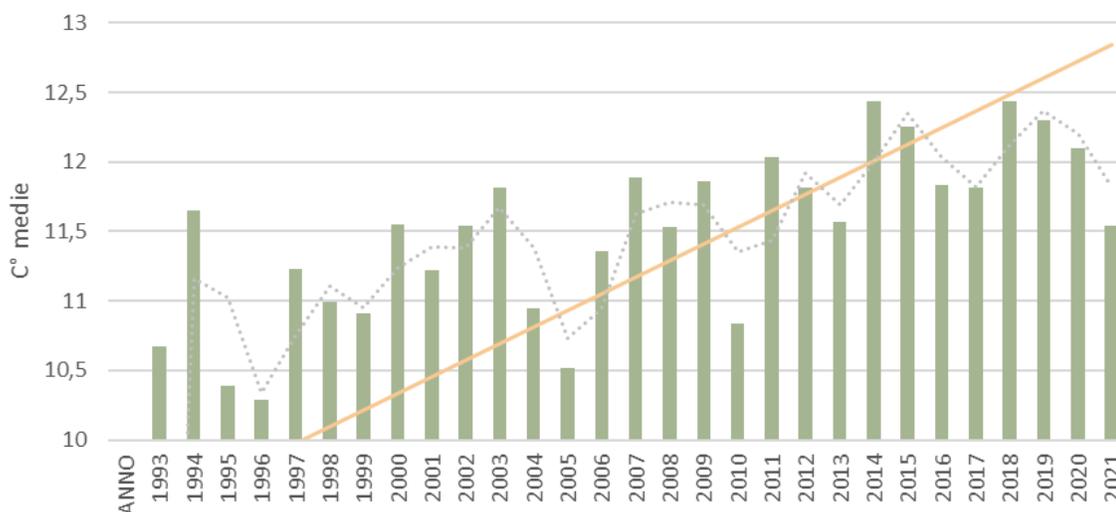
Figura 5. Incremento nel numero di fenomeni climatici estremi 1980-2019 (MunichRE, 2019)

In letteratura viene definito estremo un evento le cui variabili eccedono, in termini di valore assoluto, una determinata soglia. Purché in maniera non univoca, la comunità scientifica considera come soglia valori di probabilità di manifestazione annuali inferiori al 10%. (IPCC, SREX - Special Report on Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance

*Climate Change Adaptation, 2012*). Un evento è pertanto classificabile come estremo se si manifesta con frequenza inferiore al suo 10° o 90° percentile.

La conoscenza degli estremi e delle loro variazioni riveste particolare importanza nella valutazione degli impatti dei cambiamenti climatici e nella definizione delle strategie di adattamento. Gli eventi climatici estremi, infatti, possono concorrere a determinare gravi conseguenze sul territorio, sulle attività economiche e sulla società in genere.

Variazioni nei valori estremi sono valutate secondo due differenti prospettive: cambiamenti nella frequenza per estremi di data magnitudine, oppure cambiamenti di magnitudine per un particolare tempo di ritorno.



*Figura 6. Andamento delle temperature medie annue negli ultimi 28 anni (1993-2021) nella regione Veneto, calcolato sui dati raccolti da 110 stazioni meteorologiche Arpav. In arancione la linea di tendenza evidenzia l'andamento crescente. (dati: Arpav, 2022).*

#### **1.4. Riorganizzazione degli ecosistemi forestali post-disturbo**

Quando eventi estremi interessano sistemi forestali, si verificano fenomeni di disturbo. In ecologia, un disturbo viene identificato come un cambiamento temporaneo delle condizioni ambientali causate da una forza in grado di influenzare la struttura e le funzioni di un ecosistema (Jactel et al., 2009).

I disturbi nei sistemi forestali determinano la rottura della continuità ed omogeneità del bosco, generando un paesaggio frammentato nel quale si alternano zone aperte, prive di soprassuolo forestale, a zone illese (Turner, 2005). L'eterogeneità del pattern di frammentazione dipende in larga misura dalla magnitudo dell'evento. Tali fenomeni di frammentazione ambientale possono influenzare la biodiversità e la capacità adattiva degli ecosistemi (Seidl et al., 2011). Fenomeni di disturbo comportano il realizzarsi di condizioni favorevoli al successo competitivo di specie differenti da quelle presenti nell'ecosistema pre-disturbo. Tuttavia, in assenza di ulteriori disturbi, gli ecosistemi tendono a ritornare alla configurazione originale.

In termini generali, una successione ecologica può essere definita come la sostituzione delle specie appartenenti ad una comunità biotica a seguito di un evento di disturbo, spesso nel corso di molti anni (Prach, Walker, 2011). La successione che ha inizio in un nuovo habitat, non influenzato da comunità pre-esistenti, viene definita successione primaria, mentre le successioni che seguono la distruzione di comunità pre-esistenti sono dette successioni secondarie. Questo tipo di successione ha effetti a differenti scale. A scala locale, le dinamiche post-disturbo implicano la riorganizzazione della struttura e della composizione delle comunità vegetali, il ciclo dei nutrienti e della fisiologia della vegetazione. A scala di paesaggio, la fase di recupero è importante in termini di mantenimento della diversità di specie e dell'articolazione della struttura forestale. Infine, a livello globale, le foreste secondarie (formazioni sviluppate post-disturbo) hanno un ruolo chiave nella regolazione del clima (Anderson et al., 2013).

Un fenomeno di disturbo, di entità tale da distruggere la struttura e la composizione di un ecosistema, innesca repentinamente un cambiamento. Comprendere il processo di

riorganizzazione di un ecosistema permettere di aumentare la capacità predittiva nei confronti delle conseguenze a lungo termine dei cambiamenti in atto.

La fase di riorganizzazione è una concisa finestra temporale post-disturbo nella quale il sistema naturalmente si *riorganizza* seguendo una traiettoria di sviluppo simile a quella pre-disturbo, oppure *muta* seguendo una nuova traiettoria che porterà all'avvento di un ecosistema non forestale. Una volta avvenuta la riorganizzazione, il sistema si stabilizza e declina drasticamente la sua propensione al cambiamento, serrandosi nella propria traiettoria evolutiva. Individui che si stabiliscono durante il primo anno post-disturbo determinano dunque la futura struttura e composizione del popolamento, sino al successivo disturbo.

Il processo di riorganizzazione comprende variazioni nella struttura e nella composizione della foresta. Il concetto di resilienza in questo ambito assume il significato di capacità di riorganizzazione della struttura e composizione in maniera simile alle caratteristiche pre-disturbo, senza presenza di significative variazioni. La riorganizzazione del sistema forestale si articola in tre differenti direzioni (Seidl et al., 2022):

- I. **Ristrutturazione:** rimane invariata la composizione specifica, mentre si ha una variazione dell'organizzazione spaziale della vegetazione, nel numero e nelle dimensioni delle piante;
- II. **Riassemblaggio:** rimane invariata la struttura del popolamento, mentre si hanno variazioni nella composizione specifica;
- III. **Sostituzione:** variazione sia nella struttura che nella composizione specifica del popolamento.

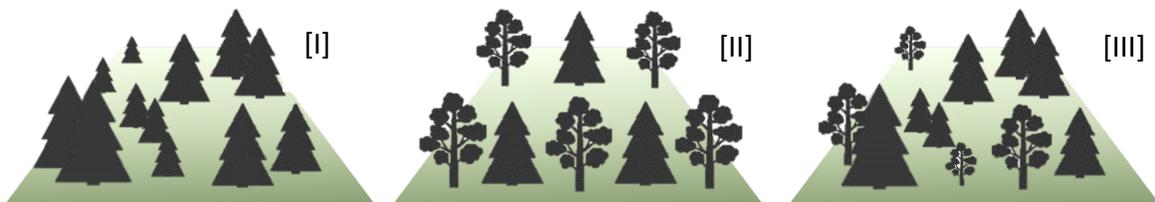


Figura 7. Schematizzazione delle direzioni di riorganizzazione forestale post-disturbo.

## **1.5. Effetti dei disturbi da vento e pratiche di *salvage logging***

Gli schianti da vento sono tipicamente un disturbo abiotico stocasticamente ricorrente a scala spaziale e temporale. Come visto, i disturbi alterano rapidamente lo stato di un ecosistema, creando eterogeneità paesaggistica.

L'apertura di ampie aree di schianto comporta drastici cambiamenti nelle foreste, con la formazione di paesaggi più aperti e soleggiati nei quali viene favorita la vegetazione erbacea (Wohlgemuth et al., 2002).

Questi habitat sono caratterizzati da un vivace dinamismo ecologico, essendo in grado di fornire nutrimento e riparo ad una grande varietà di organismi. Recenti studi hanno evidenziato il significato ecologico dei siti di schianto come importante *driver* di biodiversità.

Fenomeni di disturbo da vento sembrano dunque correlati ad un aumento complessivo della biodiversità rispetto alla foresta illesa. Si è osservata una chiara differenza tra i siti soggetti a schianto e i siti di controllo in termini di diversità, sia per quanto riguarda le comunità vegetali che per le comunità di artropodi predatori.

Un habitat, passando da chiuso a temporaneamente aperto, sviluppa differenti condizioni microclimatiche (Wohlgemuth et al., 2002). Come conseguenza, la ricchezza e l'abbondanza di specie nelle aree schiantate differisce in maniera sostanziale dalle aree illese, in tutti i tipi forestali. Nei siti schiantati, rispetto alle foreste intatte, la biodiversità è maggiore in tutti i gruppi funzionali e tassonomici grazie al vantaggio conferito dalla presenza della vegetazione tipica di habitat aperti.

Oltre ad un generalizzato incremento della biodiversità, i disturbi da vento comportano un effetto specifico sulla ricchezza di particolari gruppi tassonomici. Differenti regimi di disturbo naturale hanno distinti lasciti in termini di eredità strutturale e biologica (Franklin et al., 2000): caratteristica delle foreste colpite da tempeste è la presenza degli alberi sradicati a terra (Swanson et al., 2011).

Tipicamente, il materiale legnoso schiantato viene asportato per ragioni economiche e fitosanitarie. Questo influenza marcatamente lo sviluppo naturale delle aree disturbate rimuovendo un'importante risorsa quale il legno morto. Le pratiche di esbosco post-disturbo (*salvage logging*) riducono i quantitativi di legno morto a terra, alterando le traiettorie successionali della vegetazione e influenzando pertanto la biodiversità (Lindenmayer et al., 2008; Waldron et al., 2013).

La rimozione del materiale legnoso schiantato implica la riduzione della ricchezza dei gruppi tassonomici o l'abbondanza di particolari specie dipendenti dal legno morto a terra (Thorn et al., 2014).

Diversi gruppi tassonomici, in diversi tipi di disturbi naturali, possono rispondere in modo diverso all'esbosco (Zmihorski, Durska, 2011). La ricchezza di specie e l'abbondanza di molti gruppi funzionali e tassonomici (impollinatori, saproxilici e predatori) nelle aree di schianto presenta evidenti differenze rispetto ad habitat forestali illesi.

## 1.6. Obiettivi

Identificare i processi che caratterizzano la riorganizzazione di un sistema è centrale al fine di fornire adeguate ed accurate previsioni sulle dinamiche evolutive di un sistema forestale.

Le autorità regionali e la comunità accademica concordano sulla necessità di una campagna di ricerca e monitoraggio nei confronti delle aree colpite dalla tempesta Vaia, così come è avvenuto di recente a livello europeo per fenomeni di disturbo di paragonabile entità. È importante comprendere il potenziale rigenerativo e le dinamiche evolutive in atto nelle foreste colpite, in maniera da poter effettuare un'efficace gestione in grado di guardare all'assetto futuro delle foreste alpine, considerando i valori aggiunti di biodiversità derivante da fenomeni di disturbo.

In tal senso, il presente studio mira a contribuire alla letteratura riguardante gli effetti della tempesta Vaia, con particolare focus alle fasi preliminari di ricolonizzazione post-disturbo.

Il lavoro si inserisce in un progetto a più ampio respiro finanziato dal Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali (MIPAAF), finalizzato al monitoraggio delle aree colpite dalla tempesta Vaia.

Gli obiettivi specifici di questa tesi sono i seguenti:

- I. l'identificazione delle specie delle comunità vegetali insediate nelle zone soggette a schianto;
- II. l'analisi della diversità biologica nella vegetazione dei siti di schianto rispetto a siti con medesime caratteristiche stazionali non colpiti dalla tempesta;
- III. la valutazione della risposta della vegetazione erbacea all'evento;
- IV. la valutazione della rinnovazione forestale nelle aree di schianto;
- V. la valutazione della risposta della comunità di artropodi al disturbo.

## 1.7. Ipotesi e risultati attesi

Attraverso l'attività di analisi basata sui dati raccolti durante l'attività di campo ci si aspetta una forte variazione nella ricchezza specifica nelle aree colpite dalla tempesta Vaia dovuta ai cambiamenti nelle condizioni stagionali legati all'apertura del soprassuolo forestale. Per quanto concerne la vegetazione, l'aspettativa è quella di registrare variazioni lungo i gradienti altitudinali e lungo le variabili topografiche. Nello specifico per la rinnovazione forestale ci si aspetta di rilevare una forte correlazione con la presenza di foresta non danneggiata nel paesaggio intorno ai siti di campionamento, essendo determinante la disponibilità di nuovo seme durante la fase di ricolonizzazione post-disturbo.

Per quanto riguarda le comunità di artropodi, ci si aspetta che le abbondanze di individui catturati durante l'attività di campionamento siano correlati alla ricchezza specifica della vegetazione insediatasi nelle aree colpite dalla tempesta. È attesa inoltre l'osservazione di relazioni forti tra le abbondanze di artropodi e le variabili paesaggistiche, differenti a seconda dell'ecologia dei *taxa* considerati nel presente studio.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1. Area di studio



*Figura 8. Agordino, la fotografia mostra i pendii nei pressi di Osteria del Termine (BL) duramente colpiti dalla tempesta Vaia nell'ottobre 2018.*

L'area oggetto di studio comprende quattro macroaree della regione Veneto fortemente interessate dalla tempesta Vaia durante le giornate del 28-29 ottobre 2018: Asiago (AS), Agordino (AA), Val Visdende (VV) e Nevegal (NE).

I siti afferenti l'Altopiano di Asiago (AS) coprono il range altitudinale compreso tra i 1.136 e i 1.624 m s.l.m.. I territori dell'Agordino (AA), sono distribuiti in un range altitudinale compreso tra i 692 e i 1.729 m s.l.m.. In Val Visdende (VV) il campionamento è stato effettuato in siti posti tra i 1.311 e i 1.672 m s.l.m., mentre nell'area del Nevegal (NE), i siti sono compresi tra gli 846 e i 1.315 m s.l.m..

Le aree selezionate sono localizzate in zone caratterizzate da formazioni a prevalenza *Picea abies* (L.) soggette a schianto, nel cui ambito sono stati individuati 41 siti di campionamento (Tabella 1). Di questi, 6 siti assolvono la funzione di controllo al fine di permettere la corretta valutazione dell'evento di disturbo. I siti di controllo possono essere definiti come

siti finalizzati al monitoraggio dell'evento oggetto di studio, del tutto identici, per caratteristiche ecologico-ambientali, ai siti soggetti a campionamento, ad eccezion fatta per la presenza del disturbo.

<b>MACROAREA DI CAMPIONAMENTO</b>	<b>SITI SOGGETTI A SCHIANTO</b>	<b>SITI DI CONTROLLO</b>
AS (ASIAGO)	16	2
AA (AGORDO)	10	2
NE (NEVEGAL)	3	1
VV (VAL VISDENDE)	6	1
<b>TOTALE</b>	<b>35</b>	<b>6</b>

*Tabella 1. Numero di siti di campionamento e di siti di controllo, suddivisi per sotto-aree.*

Il criterio di scelta dei siti di campionamento è da ricercare:

- I. nell'accessibilità al sito, evitando aree difficilmente raggiungibili o particolarmente impervie;
- II. nelle caratteristiche topografiche, in maniera tale da garantire la rappresentatività del campione nei confronti della distribuzione spaziale degli schianti da vento nell'area di studio (variabilità in altitudine, pendenza ed esposizione);
- III. nel trattamento di esbosco post-schianto;
- IV. nel distanziamento di almeno 500 m tra i siti al fine di garantirne l'indipendenza spaziale.

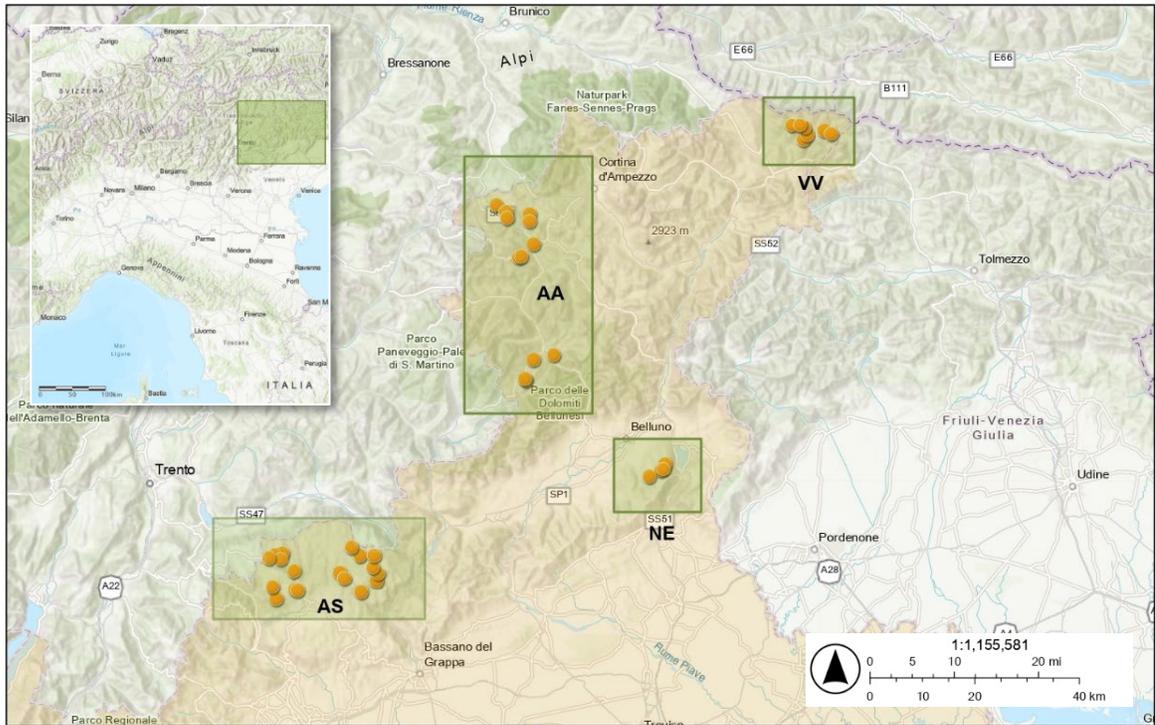


Figura 9. Distribuzione spaziale dei siti di campionamento nella Regione Veneto.

## 2.2. Disegno sperimentale

Per ciascun sito di campionamento sono stati individuati 3 *sampling plots* permanenti dalle dimensioni di 5x5 m. I *plots* di campionamento sono randomicamente distribuiti all'interno dell'area oggetto di studio, mantenendo una distanza minima di 50 m dai margini del sito schiantato. Per quanto riguarda i siti con funzioni di controllo, sono stati adottati i medesimi criteri utilizzati per i siti di campionamento, sia per le modalità di individuazione, che per le modalità di raccolta dati.

Ciascun *plot* è stato marchiato visivamente con vernice spray e nastro segnaletico bicolore al fine di permetterne un agile riconoscimento. In corrispondenza di ogni *plot* è stata inoltre apposta, su elementi stabili e facilmente visibili quali ceppaie, piante o rocce, apposita targhetta numerata con codice univoco identificativo del *plot*.



Figura 10. Identificazione visiva dei siti di campionamento e dei siti di controllo selezionati.

## 2.3. Raccolta dei dati

L'attività di raccolta dei dati prevede:

- I. Rilevamento della composizione della vegetazione naturalmente insediata durante la fase di ricolonizzazione post-disturbo rispetto alle comunità vegetali presenti pre-disturbo e stima delle abbondanze percentuali di biomassa della vegetazione in ogni *plot*;
- II. Rilevamento della rinnovazione forestale naturale presente e la valutazione della presenza di danni causati dall'attività trofica della fauna;
- III. Rilevamento delle abbondanze relative di specifici gruppi di artropodi bioindicatori (*Carabidae*, *Staphylinidae*, *Opiliones* e *Araneae*), tipicamente utilizzati per valutare alterazioni negli habitat forestali;
- IV. La caratterizzazione di natura geo-topografica tramite software GIS dell'area di studio, in riferimento alle principali variabili topografiche (*quota*, *pendenza ed esposizione*);
- V. La caratterizzazione di natura paesaggistica dell'area di studio in un buffer di 1000 m.

### 2.3.1. Composizione floristica

La raccolta dei dati relativi alla composizione floristica si articola in due differenti passaggi. Il primo passaggio riguarda l'identificazione delle specie presenti in ciascun *plot* permanente. Per tale specifico scopo sono state realizzate ed utilizzate apposite *schede di campo* utili alla registrazione delle piante identificate durante l'attività di campionamento. Gli esemplari di specie il cui riconoscimento necessitava di analisi approfondite, sono state accuratamente raccolte, fotografate ed infine esaminate presso i laboratori dell'Università di Padova: ciò si è reso utile per specie presenti in stadi vegetativi precedenti o successivi alla fioritura. Una volta identificate le specie caratterizzanti ciascun *plot*, è stata dapprima effettuata una valutazione visiva della copertura della vegetazione, seguita da una prima stima dell'abbondanza percentuale di biomassa della vegetazione. I dati provvisori relativi alle abbondanze sono stati dunque ricalcolati in un secondo momento, al fine di correggere

eventuali sovra- o sotto-stime, in relazione alla copertura totale. Ai fini statistici, la vegetazione è stata classificata in macro-categorie vegetazionali:

<b>Felci</b>	specie appartenenti alla classe <i>Polypodiopsida</i> (es. <i>Athyrium filix-femina</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> )
<b>Erbacee</b>	piante dicotiledoni erbacee (es. <i>Fragaria vesca</i> , <i>Potentilla erecta</i> )
<b>Graminacee</b>	specie appartenenti alla famiglia delle <i>Poacee</i> (es. <i>Melica nutans</i> , <i>Poa sp.</i> )
<b>Giuncacee</b>	specie appartenenti alla famiglia delle <i>Juncacee</i> (es. <i>Luzula sp.</i> , <i>Juncus effusus</i> )
<b>Ciperacee</b>	specie appartenenti alla famiglia delle <i>Ciperacee</i> (es. <i>Carex sp.</i> )
<b>Arbusti</b>	specie arbustive (es. <i>Rubus sp.</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> )
<b>Alberi</b>	piante ad alto fusto imperturbate dall'evento di disturbo oppure rinnovazione insediatasi post-disturbo (es. <i>Abies alba</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> )

Tabella 2. Classificazione della vegetazione in gruppi funzionali.

### 2.3.2. Rinnovazione forestale

La raccolta dei dati relativi alla rinnovazione forestale naturale prevede il rilevamento su transetto lineare del numero di individui di specie arboree forestali di altezza inferiore ai 1.5 metri.

Ai fini del presente studio, viene definito *rinnovazione forestale* l'insieme degli esemplari arborei compresi tra lo stadio di plantula e quello di novellame, presenti in un popolamento forestale, che contribuiscono alla perpetuazione di una formazione boschiva.

Lungo il transetto viene effettuata la valutazione qualitativa e quantitativa delle specie vegetali di interesse. I transetti utilizzati si configurano come tratti di percorso dall'andamento lineare, che coprono una distanza aerea di circa 50 m dal *plot 1* di ogni sito ad uno degli altri *plot* appartenenti al medesimo sito, in maniera tale da assicurare la massima rappresentatività dei gradienti di caratteristiche morfologiche e vegetazionali del sito stesso.

Nei confronti della rinnovazione rinvenuta lungo i transetti, sono state annotate le informazioni relative a specie, altezza e presenza di danni causati dall'attività trofica della

fauna. Per ogni individuo si è inoltre stimata l'età presunta al fine di permettere l'attribuzione della rinnovazione al periodo pre o post evento Vaia.

Il rilevamento dei danni sulla rinnovazione, principalmente riconducibili ad ungulati selvatici, è basato sulla determinazione della presenza di danno da morsicatura. Durante l'attività trofica vengono asportate gemme e germogli di rami ed apici. Il danno è molto più grave quando interessa l'apice vegetativo dell'individuo in quanto provoca deformazioni nel naturale portamento della pianta e ne impedisce il corretto sviluppo verticale. L'intensità dei danni è un parametro comunemente utilizzato per valutare il danno annuale causato dagli ungulati selvatici ed è definita come la percentuale di piante, rispetto al numero totale, il cui getto o germoglio terminale siano stati asportati dalla fauna tramite morsicatura.

### **2.3.3. Artropofauna**

Per quanto riguarda la valutazione dell'alterazione negli habitat e nelle comunità biotiche ad essi correlati in seguito ad eventi di disturbo, per ogni sito sono stati rilevati gli indici di abbondanza, relativi a quattro specifici gruppi di artropodi bioindicatori (*Carabidae*, *Staphylinidae*, *Opiliones* e *Araneae*). I taxa scelti vengono largamente utilizzati in studi sperimentali di ricerca e sono individuati nelle *Linee guida, strumenti e metodi per la valutazione della qualità degli agroecosistemi*, pubblicato dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).

Vengono considerati bioindicatori ecologici le specie particolarmente sensibili ad effetti causati da fenomeni di disturbo. Si tratta per lo più di insetti epigei con una buona mobilità. Invertebrati quali i carabidi e i ragni hanno un elevato potenziale come bioindicatori a scala locale in quanto facilmente rinvenibili attraverso azioni di cattura in una numerosità statisticamente significativa e, con particolare riferimento ai carabidi, di facile identificazione (Pearce, Venier, 2005). La famiglia di coleotteri *Staphylinidae* presenta vasta distribuzione e presenza nella maggior parte degli ecosistemi, sia semi-naturali che colturali.



Figura 11. Processo di campionamento e identificazione dell'artropofauna.

Ai *taxa* selezionati appartengono specie tipicamente predatrici generaliste. Essi trovano nutrimento in un ampio *range* di piccoli insetti quali afidi ed acari e stadi larvali di falene e coleotteri, nonché nei semi di piante prevalentemente erbacee (*seed-predation*).

Il monitoraggio dell'artropofauna epigea è stato attuato mediante l'uso di trappole di tipo *pitfall*, posizionate in punti strategici all'interno dei vari siti di campionamento. Trappole *pitfall* vengono comunemente utilizzate per la cattura di artropodi: si tratta di un sistema di campionamento di campo di tipo passivo, non selettivo e continuo nel tempo.

In ogni sito sono state collocate 3 *pitfall*, lasciate in esposizione per un periodo indicativo di 14 giorni. Il procedimento di cattura è stato ripetuto 3 volte durante la stagione 2021. Il materiale entomologico raccolto è stato trasferito in soluzione alcolica. Presso i laboratori dell'Università di Padova è avvenuto un primo smistamento dei campioni raccolti, dividendo le specie appartenenti ai 4 *taxa* indicatori a seguito della loro identificazione. Per ogni *taxon* è stato infine calcolato l'indice di abbondanza.

#### 2.3.4. Caratterizzazione geo-topografica

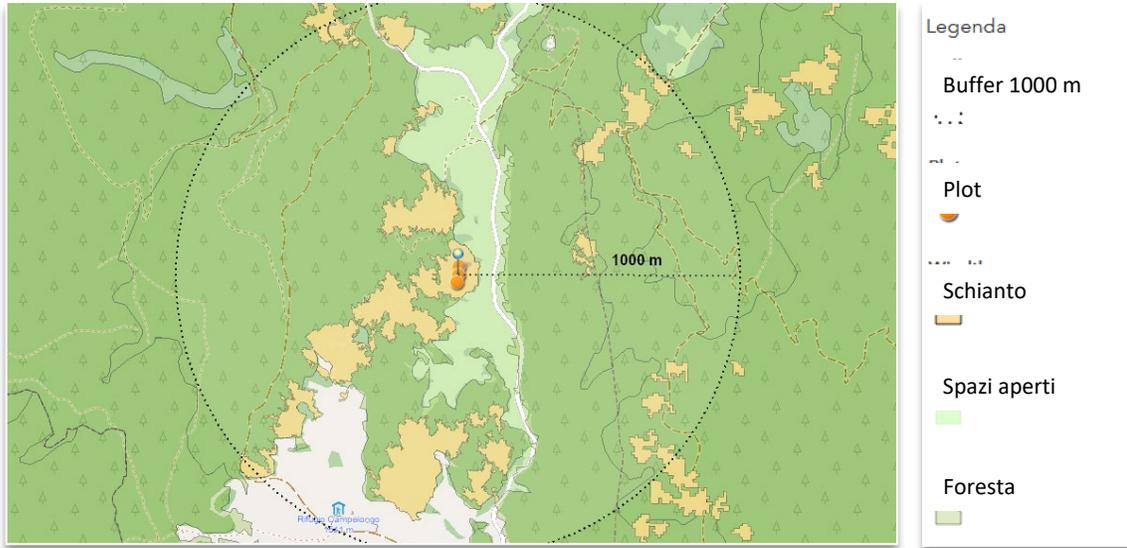
Le principali variabili topografiche, *quota*, *esposizione* e *pendenza*, sono state estratte da un file DTM 25x25 m, processato mediante software QGIS. Il DTM è un modello digitale di elevazione, anche noto come DEM, dall'inglese *Digital Elevation Model*, ottenuto dall'interpolazione delle curve di livello: è dunque la rappresentazione della distribuzione delle quote di un territorio. Il modello digitale di elevazione viene in genere prodotto in formato *raster* associando a ciascun pixel l'attributo relativo alla quota assoluta.

- **Pendenza:** descrive la massima variazione di quota tra una cella del DTM e le celle adiacenti. Viene calcolata a partire dal DTM, processato tramite funzione *Analisi, DEM* (analisi geomorfologica) di QGIS.
- **Esposizione:** esprime l'orientamento dei versanti, in gradi ( $0^{\circ}/360^{\circ}$ ) rispetto ad un punto cardinale. Il valore di esposizione di ciascun plot è stato calcolato come differenza dal  $180^{\circ}$  grado, corrispondente alla direzione Sud (*site value*  $-180 = |differenza\ assoluta|$ ). Questa formula permette di annullare la differenza tra i valori est ed ovest, dando maggiore rilievo alle esposizioni nord e sud, parametri maggiormente influenti sulla fenologia della vegetazione. Viene anch'essa calcolata a partire dal DTM, processato tramite funzione *Analisi, DEM* (analisi geomorfologica).

Le caratteristiche topografiche del territorio verranno utilizzate in sede di analisi dei dati al fine di comprendere le relazioni tra *quota*, *esposizione* e *pendenza* e le variabili dipendenti.

#### 2.3.5. Caratterizzazione paesaggistica

Il software QGIS è stato inoltre utilizzato per determinare la composizione del paesaggio in un *buffer* di 1000 m. Ogni *buffer* è stato diviso in percentuale di *foresta*, *spazi aperti* e *schianto*, al fine di ottenere un'approssimazione della composizione ambientale nel contorno del *plot*.



*Figura 12. L'immagine mostra un esempio di articolazione paesaggistica: in giallo sono evidenziati i siti soggetti a schianto, in verde scuro le zone boscate non colpite dalla tempesta e in verde chiaro le zone aperte non boscate.*

## 2.4. Analisi dei dati

### 2.4.1. Analisi composizione floristica

L'analisi dei dati raccolti attraverso l'attività di campo è stata effettuata mediante l'uso del software RStudio (versione R 4.2.2.) e mediante l'utilizzo della funzione *Tabella Pivot* del software Microsoft Excel.

Al fine di studiare il processo di ricolonizzazione vegetale nelle aree soggette a schianto, per ogni macro-categoria vegetazionale sono state prese in esame le seguenti variabili dipendenti:

- **Ricchezza di specie** (*species richness*): viene considerata tra i più importanti parametri per caratterizzare la diversità di una comunità e si identifica con la  $\alpha$ -*diversità*, ovvero il numero di specie censite in un determinato territorio;
- **Indice di copertura al suolo**: espressa in termini di biomassa percentuale.

I *record* sono stati dapprima organizzati in un foglio Excel e dunque raggruppati per specie tramite *Tabella Pivot*. In tal modo è stato possibile evidenziare le specie che compaiono più frequentemente o più abbondantemente nel campionamento per le differenti categorie considerate. I dati sono dunque stati organizzati in un dataset dove ad ogni *plot* è stato assegnato un valore di biomassa %.

Il dataset così organizzato è stato processato attraverso un modello di regressione lineare al fine di individuare le relazioni presenti tra le abbondanze degli artropodi campionati e la biomassa vegetale per ogni gruppo funzionale considerato nel presente studio.

### 2.4.2. Analisi indici di $\beta$ -diversità

La  $\beta$ -diversità esprime quanto sono differenti due comunità nella loro composizione specifica. Ogni  $n$  è coinvolto in  $n-1$  confronti con tutti gli altri  $n$ .

Al fine di individuare i valori di  $\beta$ -diversità è stata utilizzata la funzione *betadiver*, appartenente al pacchetto *Vegan* del software RStudio. La funzione *betadiver* permette di stimare 24 differenti indici di biodiversità. Nel presente studio sono stati stimati:

1. **Indice di Jaccard:** misura la similarità tra insiemi campionari. La  $\beta$ -diversità è calcolata in un range di valori tra 0 e 1, dove 1 indica due comunità completamente diverse, 0 due comunità identiche.

$$\beta_{tot} = \frac{b+c}{a+b+c}$$

Dove  $a$ ,  $b$  e  $c$  sono le specie di due comunità messe a confronto.

2.  **$\beta$ -sostituzione**

$$\beta_{-3} = 2 \frac{\min(b,c)}{a+b+c}$$

3.  **$\beta$ -richness**

$$\beta_{richness} = \beta_{tot} - \beta_{-3}$$

### 2.4.3. Modelli di regressione lineare

Il modello di regressione lineare stima gli effetti di uno o più variabili esplicative su una variabile di risposta. Le abbondanze relative nei diversi *taxa* (*Carabidae*, *Staphylinidae*, *Opiliones* e *Araneae*) vengono trattate come variabili dipendenti al fine di caratterizzare la composizione delle comunità artropodi nelle aree soggette a schianto da vento. Le variabili esplicative sono rappresentate dai fattori ambientali e morfologici dei siti presi in esame, nonché dai principali gruppi funzionali della vegetazione campionata (Tabella 3.):

- Composizione dell'area buffer (*foresta*, *aree non boschive* e *schianti*);
- Aspetti topologici del sito (*altitudine*, *pendenza* ed *esposizione*).
- Percentuale di biomassa nei gruppi funzionali *graminacee* e *arbusti*.

Al fine di stimare i coefficienti di regressione è stata utilizzata la funzione *lm* del software RStudio. Una volta costruito il modello, è stato effettuato il test di validazione tra le variabili dipendenti e le variabili esplicative, al fine di verificare le assunzioni del modello lineare attraverso il controllo dei *residui*.

VARIABILE	DESCRIZIONE	UNITÀ
<b>Schianto</b>	Aree disturbate dal vento in un buffer di 1000 m	%
<b>Foresta</b>	Aree boschive in un buffer di 1000 m	%
<b>Spazi aperti</b>	Spazi aperti in un buffer di 1000 m	%
<b>Quota</b>	-	m s.l.m
<b>Pendenza</b>	-	(°)
<b>Esposizione</b>	-	(°)
<b>Graminacee</b>	Biomassa percentuale nel gruppo funzionale <i>graminacee</i>	%
<b>Arbusti</b>	Biomassa percentuale nel gruppo funzionale <i>arbusti</i>	%

Tabella 3. Descrizione delle variabili utilizzate nel modello lineare di regressione.

### 3. Risultati

#### 3.1. $\alpha$ -diversità e $\beta$ -diversità della vegetazione

La  $\alpha$ -diversità indica il numero di specie presenti in una comunità biotica che occupa un determinato ambiente in una località geografica definita.

Attraverso la fase di raccolta dati in campo, è stato identificato un totale di 333 specie di piante vascolari così suddivise tra i vari gruppi funzionali considerati nel presente studio (Figura 13.):

3% felci (9 specie), 3% giuncacee (10 specie), 4% alberi (13 specie), 4% ciperacee (14), 7% arbusti (22 specie), 10% graminacee (33 specie), 69% erbacee (229 specie).

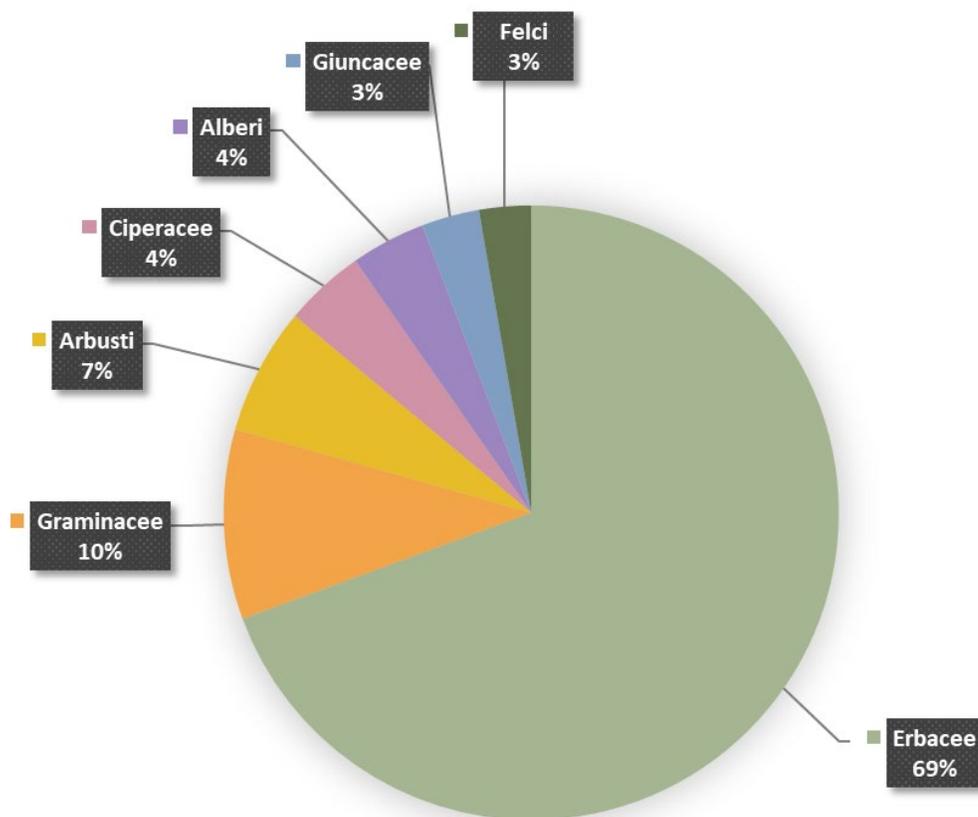


Figura 13. Classificazione delle specie vegetali campionate in gruppi funzionali.

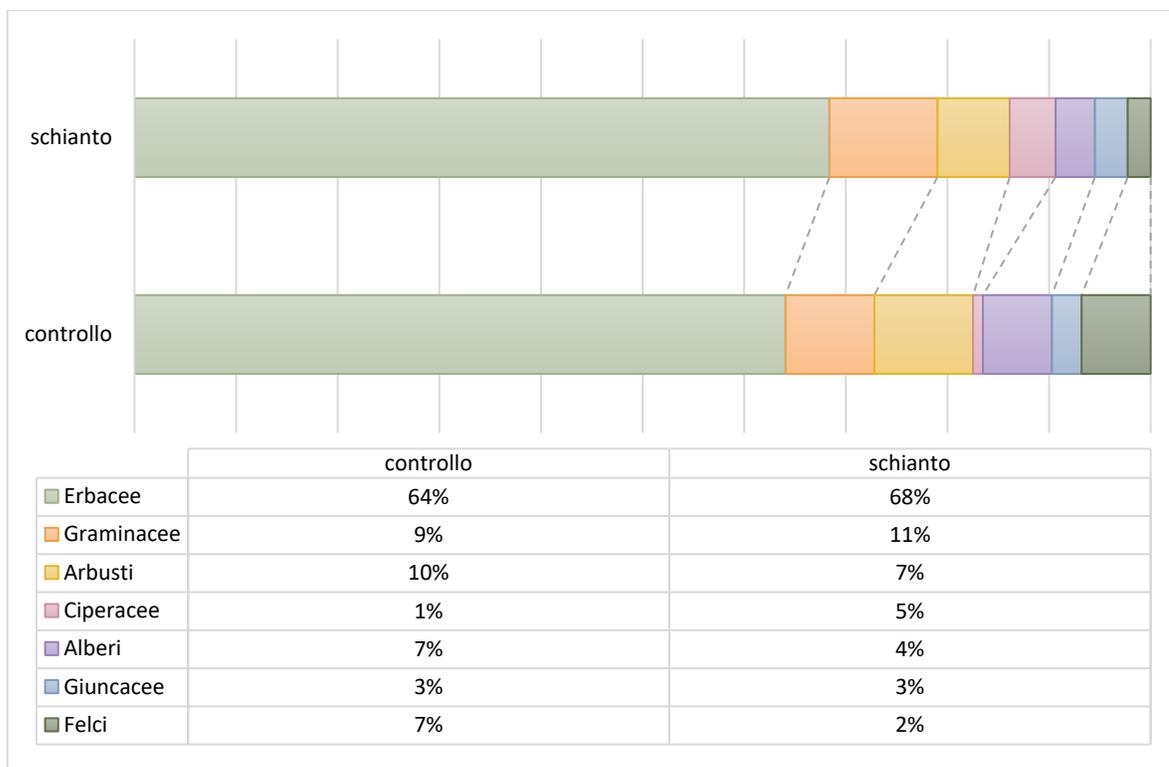


Figura 14. Composizione della vegetazione nei siti soggetti a schianto e nei siti di controllo.

In riferimento alla tipologia di sito, sono state rilevate dal campionamento 102 specie nei siti di controllo non colpiti dall'evento Vaia e 310 specie nei siti soggetti a schianto.

	Siti di Controllo	Siti di Schianto	Totale
Alberi	7	12	12
Arbusti	10	22	22
Ciperacee	1	14	14
Erbacee	66	212	229
Felci	7	7	9
Giuncacee	3	10	10
Graminacee	9	33	33
<b>Totale</b>	<b>102</b>	<b>310</b>	<b>333</b>

Tabella 4.  $\alpha$ -diversità nei siti di schianto e nei siti di controllo.

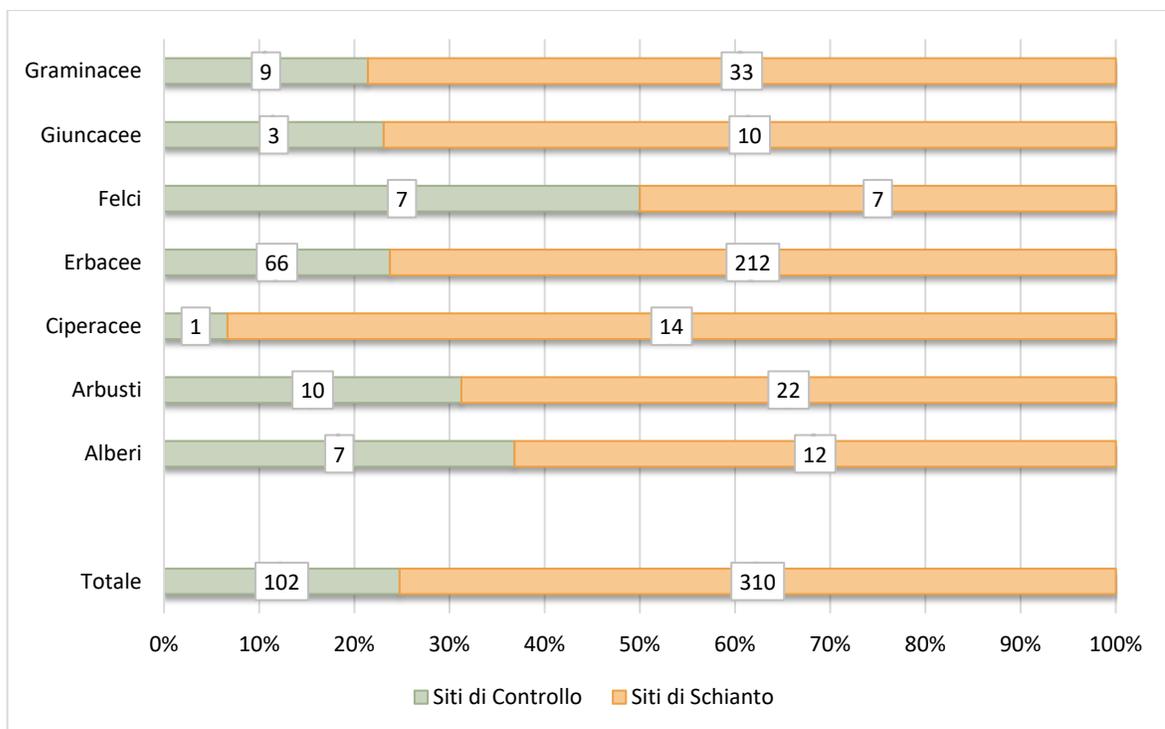


Figura 15. Rappresentazione grafica dell' $\alpha$ -diversità nei siti di schianto e nei siti di controllo.

	Specie esclusive dei siti di schianto	Totale specie campionate
Alberi	6	12
Arbusti	12	22
Ciperacee	13	14
Erbacee	163	229
Felci	2	9
Giuncacee	7	10
Graminacee	23	33
<b>Totale</b>	<b>226</b>	<b>333</b>

Tabella 5. Specie esclusive rinvenute unicamente nei siti di schianto

L'indice di biomassa dei gruppi funzionali permette di comprendere i rapporti di dominanza tra le specie e la struttura delle comunità vegetali. Nei siti soggetti a schianto, le specie appartenenti al gruppo delle *erbacee* presentano i livelli maggiori di biomassa stimata, seguite dalle specie appartenenti ai gruppi *arbusti* e *graminacee*.

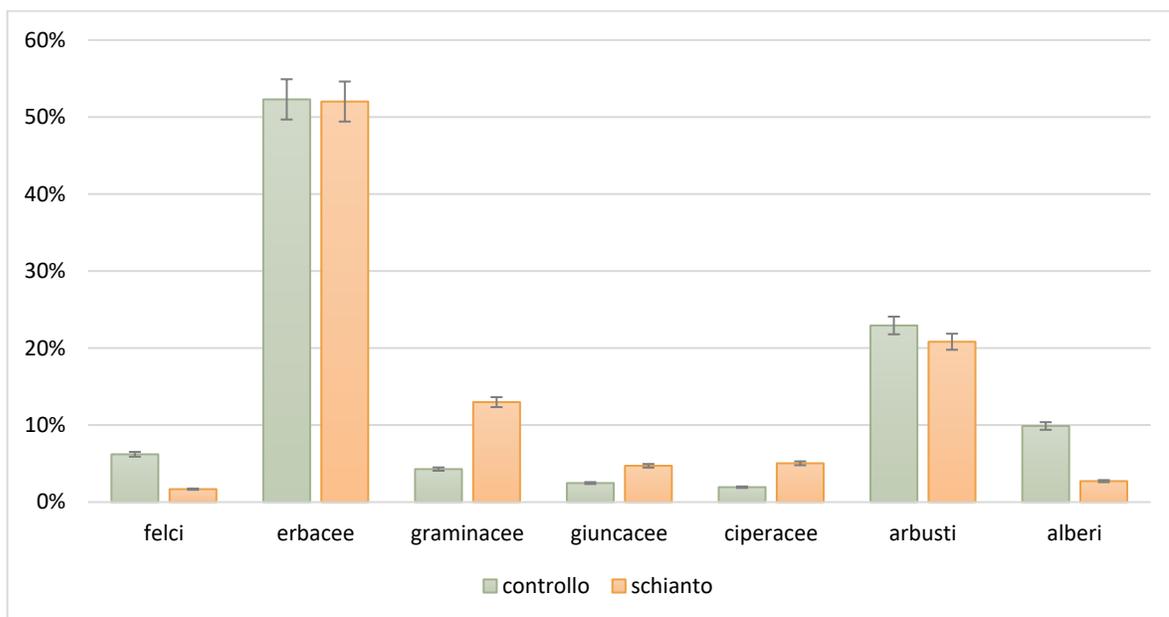


Figura 16. Confronto delle biomasse rinvenute durante la fase di campionamento nei siti di controllo e nei siti soggetti a schianto.

La  $\beta$ -diversità tra aree disturbate ed aree indisturbate si attesta su valori alti: ( $\beta_{tot}=0.74$ ,  $\beta_{richness}=0.63$ ). Questo significa che, nonostante la struttura dei gruppi funzionali sia simile, la composizione specifica nei siti soggetti a schianto è ampiamente differente rispetto alle comunità pre-disturbo.

	Jaccard	$\beta$ sostituzione	$\beta$ richness
Valore	<b>0.745</b>	<b>0.115</b>	<b>0.63</b>

Tabella 5. Tabella riassuntiva riportante indici di  $\beta$ -diversità calcolati.

La ricchezza di specie nei siti schiantati è correlata alla variabile topografico *pendenza*, non sono invece emerse forti relazioni con le variabili *quota* ed *esposizione*. Si è voluto inoltre testare la relazione presente tra ricchezza di specie e aree aperte dallo schianto.

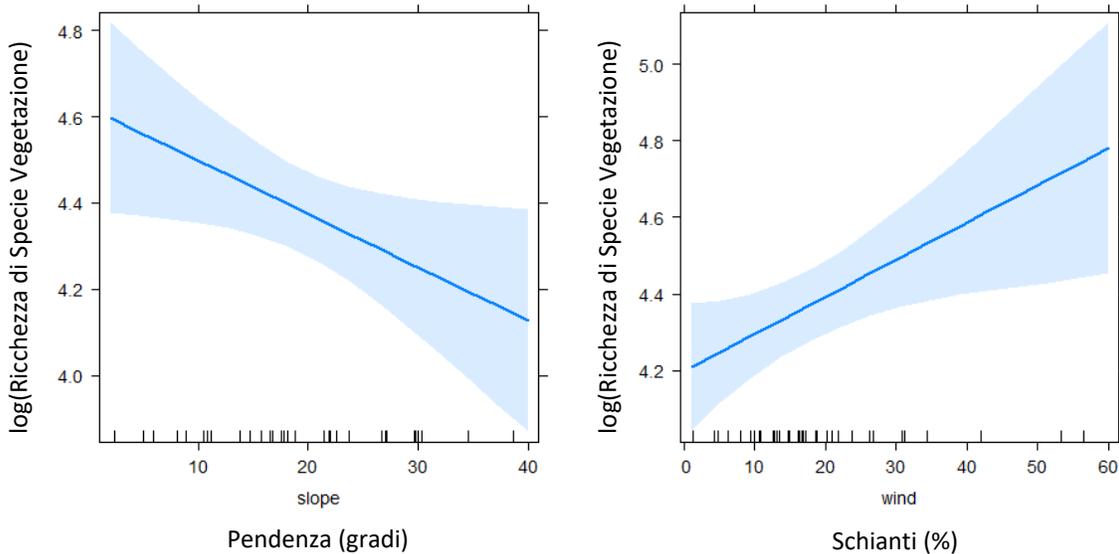


Figura 17. Confronto tra la ricchezza di specie nella vegetazione e le variabili pendenza e percentuale di schianti nel paesaggio nei siti soggetti a schianto.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>log(Ricchezza di specie vegetazione)</i>					
(Intercept)	4.62	0.12	39.11	<2e-16	***
Pendenza	-0.01	0.01	-2.19	0.036	*
(intercept)	4.22	0.23	18.49	<2e-16	***
Quota	0.00	0.0	0.74	0.465	
(intercept)	4.34	0.11	40.04	<2e-16	***
Esposizione	0.01	0.00	0.43	0.666	
(intercept)	4.20	0.01	49.07	<2e-16	***
Schianti	0.01	0.00	2.58	0.0145	*

Tabella 6. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*" 0.05 "." 0.1 "' 1

### 3.2. Abbondanze nei taxa di Artropodi

Sono stati campionati un totale di 13.089 individui di artropodi, così suddivisi nei i vari *taxa* considerati nel presente studio:

9% *Staphylinidae* (1200 individui), 19% *Opiliones* (2500 individui), 27% *Carabidae* (3572 individui) e 45% *Araneae* (5817 individui).

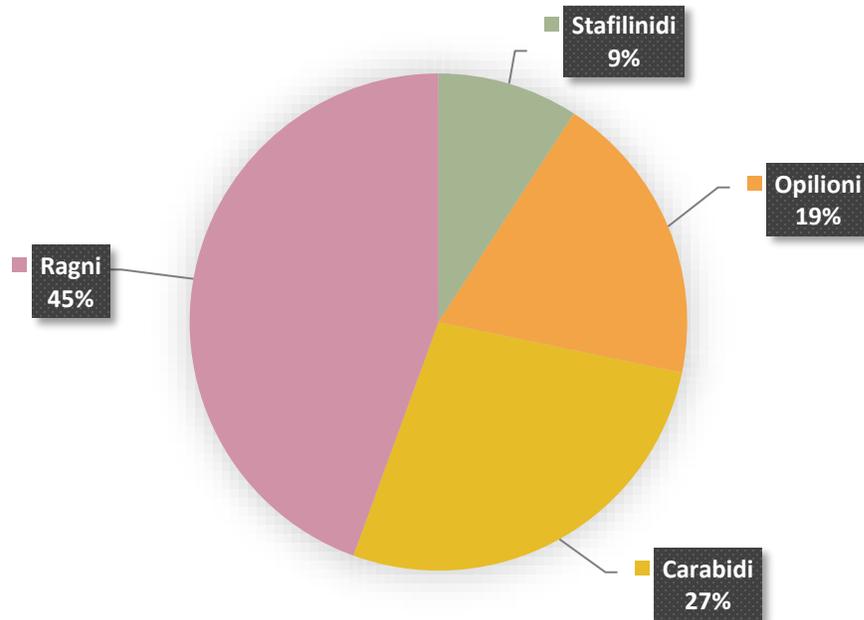


Figura 18. Abbondanze relative dei taxa di artropodi

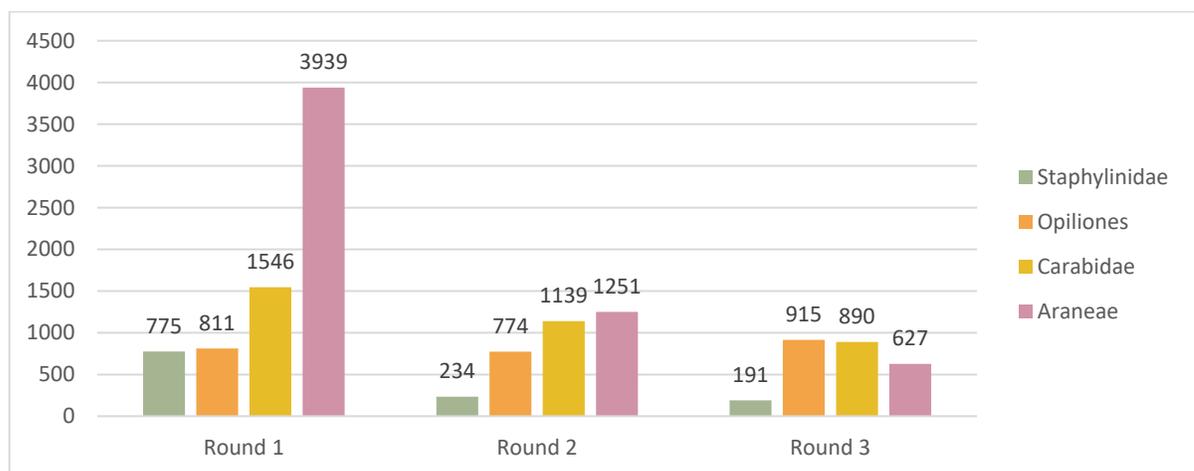


Figura 19. Suddivisione abbondanze artropodi per round di campionamento.

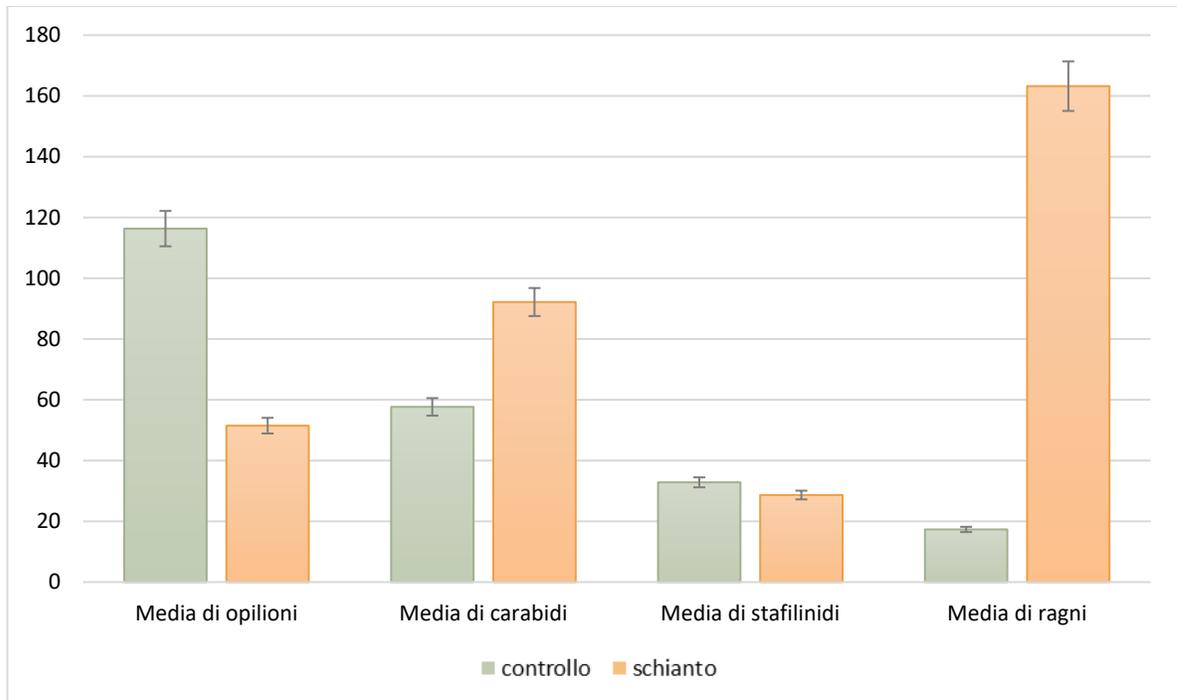


Figura 20. Confronto valori medi di abbondanza nei taxa di artropodi.

Confrontando le abbondanze medie dei vari *taxa*, si riscontrano evidenti differenze tra i siti di schianto e i siti di controllo.

Il gruppo *Carabidae* e il gruppo *Araneae* presentano abbondanze medie molto più elevate nei siti schiantati rispetto ai siti di controllo.

All'opposto, si registrano abbondanze medie inferiori nei siti schiantati rispetto ai siti di controllo per il gruppo *Opiliones*.

Considerati gli eventuali errori ed incertezze nella fase di campionamento, la differenza tra le abbondanze medie nel gruppo *Staphylinidae* è trascurabile.

Di seguito vengono riportati i confronti tra le abbondanze percentuali dei *taxa* di artropodi nei vari siti di campionamento: AA – Agordo, AS – Asiago, NE - Nevegal e VV - Val Visdende (Figura 20.).

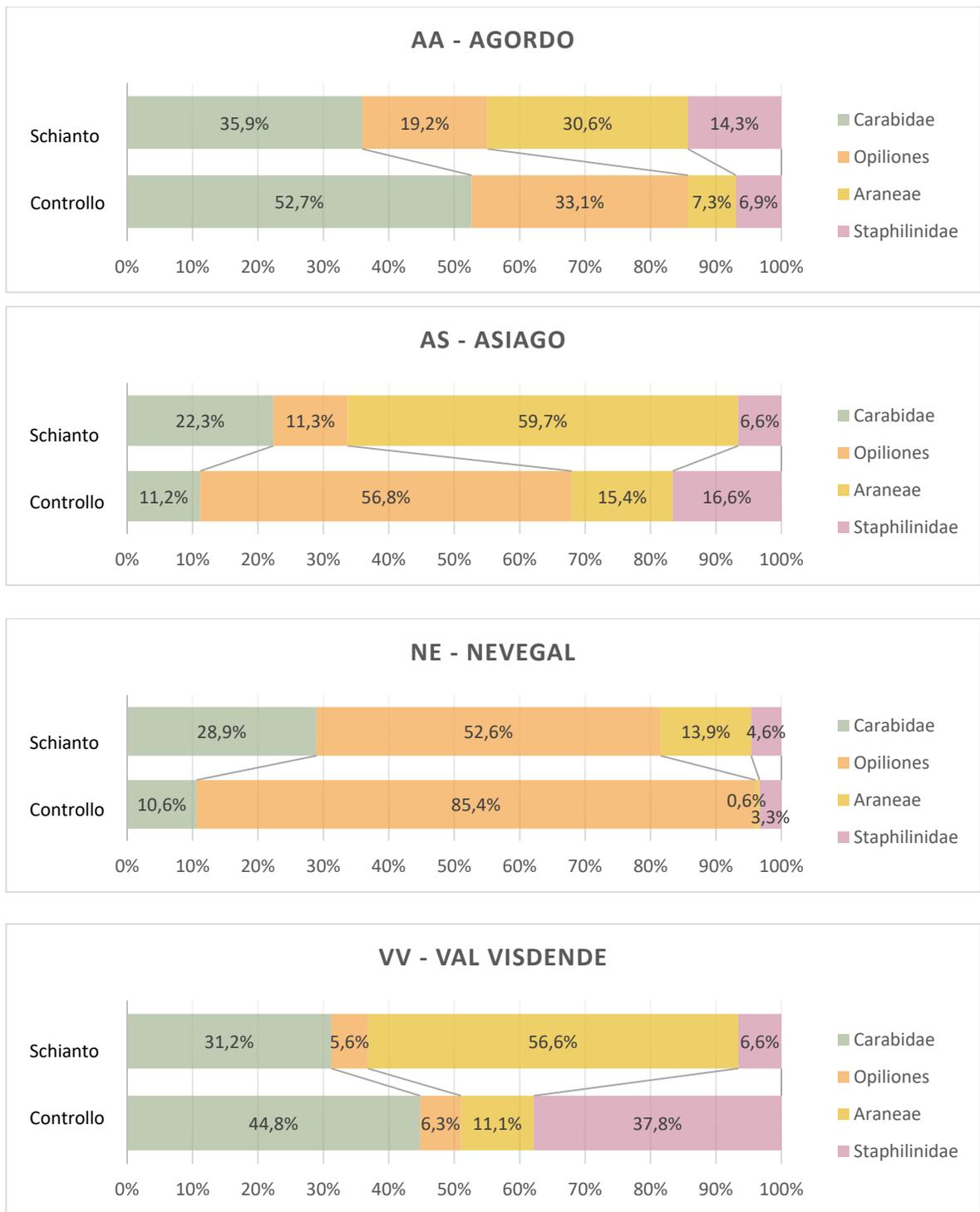


Figura 21. Confronto delle abbondanze percentuali dei taxa di artropodi nelle macro-aree di campionamento

Il modello di regressione lineare attesta che l'abbondanza di artropodi nei siti campionati è influenzata positivamente dalla ricchezza di specie vegetali.

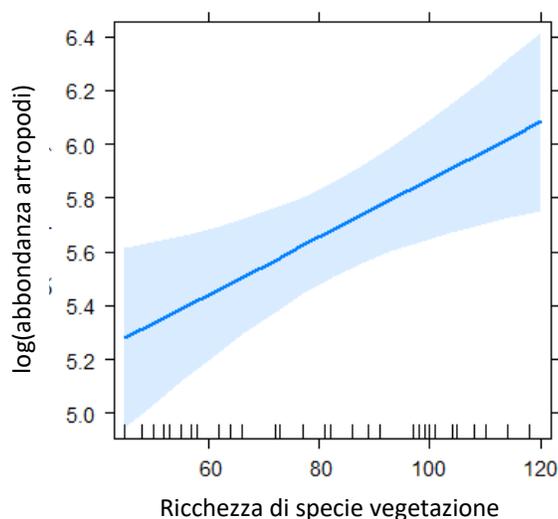


Figura 22. Relazione tra l'abbondanza di artropodi e la ricchezza di specie vegetali nei siti colpiti dalla tempesta Vaia.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>log(abbondanza artropodi)</i>					
(Intercept)	4.80	0.32	15.05	2.43e-16	***
Ricchezza di specie vegetazione	0.010	0.00	2.89	0.007	**

Tabella 7. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*" 0.05 "." 0.1 "' 1

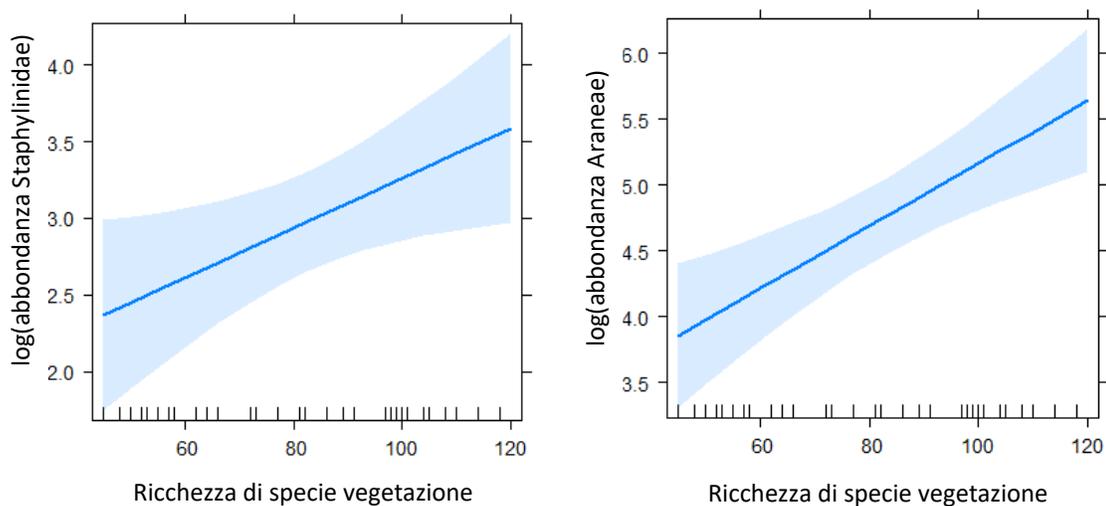


Figura 23. Relazione tra l'abbondanza nei taxa Staphylinidae e Araneae e la ricchezza di specie vegetali.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>log(abbondanza Araneae)</i>					
(Intercept)	2.79	0,52	5.34	6.72e-06	***
Ricchezza di piante	0.02	0.01	3.92	0.000426	***
<i>log(abbondanza Carabidae)</i>					
(Intercept)	3.86	0.41	9.44	6.66e-11	***
Ricchezza di piante	0.01	0.00	1.20	0.239	
<i>log(abbondanza Staphylinidae)</i>					
(Intercept)	1.63	0,59	2.76	0.00941	**
Ricchezza di piante	0.02	0.01	3.36	0.02432	*
<i>log(abbondanza Opiliones)</i>					
(Intercept)	3.07	0,63	4.90	2.45e-05	***
Ricchezza di piante	0.01	0.01	0.70	0.489	

Tabella 8. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*" 0.05 "." 0.1 "' 1

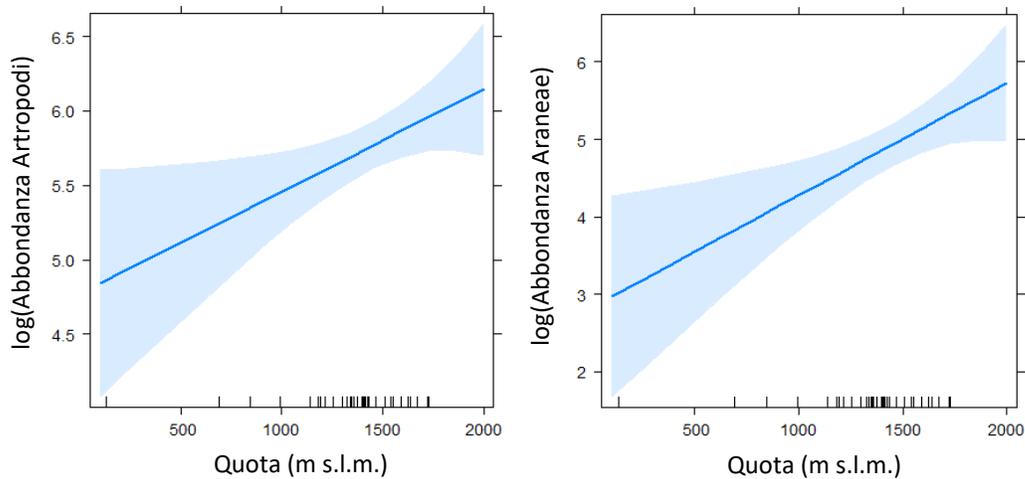


Figura 24. Relazione tra l'abbondanza di artropodi e di ragni e la variabile topografica quota nei siti soggetti a schianto.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>log(Abbondanza Artropodi)</i>					
(Intercept)	4.77	0,40	11.81	2.14e-13	***
Quota	0.01	0.00	2.315	0.027	*
<i>log(Abbondanza Araneae)</i>					
(Intercept)	2.82	0.69	4.09	0.000256	***
Quota	0.01	0.01	2.87	0.007178	**

Tabella 9. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*" 0.05 "." 0.1 "' 1

In secondo luogo, è stata effettuata una regressione tra l'abbondanza di artropodi e le variabili paesaggistiche, per ogni *taxon*.

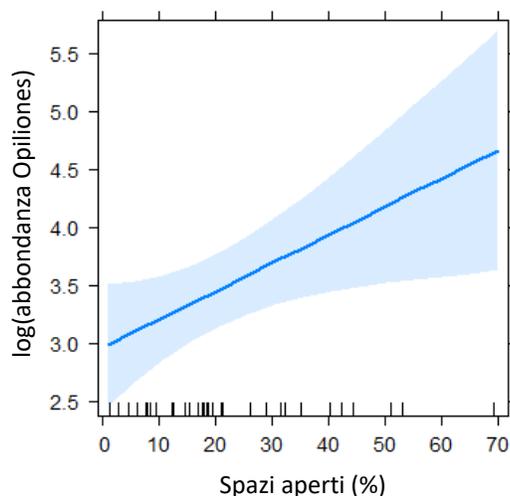


Figura 25. Relazione tra l'abbondanza nel *taxon* Opiliones e la variabile paesaggistica Spazi aperti nei siti colpiti dalla tempesta Vaia.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>Araneae</i>					
(Intercept)	5.04	0.52	9.73	3.2e-11	***
Spazi aperti	-0.004	0.01	-0.49	0.657	
(Intercept)	4.35	0.30	14.36	9.39e-16	***
Schianti	0.021	0.01	1.58	0.12	
<i>Carabidae</i>					
(Intercept)	4.48	0.34	13.06	1.35e-14	***
Spazi aperti	-0.001	0.01	-0.19	0.836	
(Intercept)	4.15	0.20	20.31	<2e-16	***
Schianti	0.009	0.01	1.04	0.30	
<i>Opiliones</i>					
(Intercept)	4.47	0.49	9.16	1.37e-10	***
Spazi aperti	0.024	0.01	2.43	0.02	*
(Intercept)	3.36	0.31	10.76	2.48e-12	***
Schianti	0.007	0.01	0.48	0.64	
<i>Staphylinidae</i>					
(Intercept)	3.26	0.53	6.22	5.1e-07	***
Spazi aperti	-0.001	0.01	-0.09	0.935	
(Intercept)	2.70	0.31	8.60	6.01e-10	***
Schianti	0.015	0.01	1.07	0.29	

Tabella 10. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*" 0.05 "." 0.1 "' 1

## 5.1. Rinnovazione

La ricchezza di specie riscontrata dal campionamento sulla rinnovazione forestale è molto diversa tra siti schiantati e siti di controllo.

Su 14 specie arboree, 12 sono state rinvenute nei siti colpiti dalla tempesta Vaia, mentre solamente 6 sono state rinvenute nei siti non colpiti (*Sorbus aucuparia*, *Abies alba*, *Picea abies*, *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* e *Carpinus betulus*).

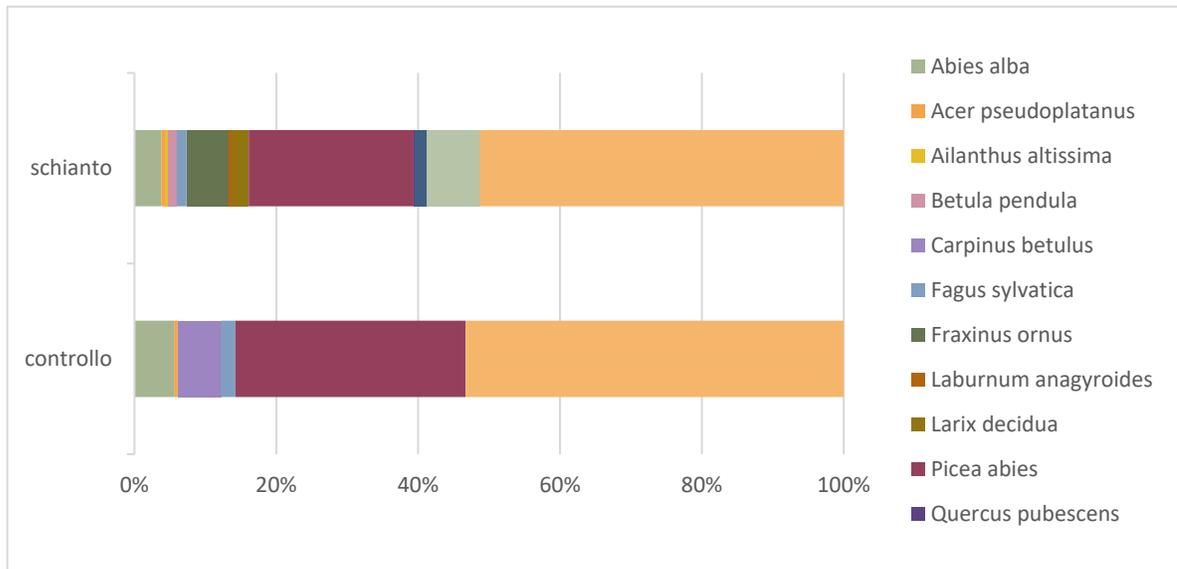


Figura 26. Confronto tra le specie di rinnovazione forestale campionate nei siti di schianto e nei siti di controllo.



Figura 27. Rinnovazione forestale rinvenuta durante l'attività di campionamento. Alcuni individui presentano danni riconducibili all'attività trofica di ungulati.

La relazione tra la presenza di rinnovazione forestale e le variabili paesaggistiche è stata analizzata mediante modelli di regressione. In particolare, è stata utilizzata la variabile *percentuale di foresta nel paesaggio* al fine di comprendere l'importanza dei frammenti boscati illesi nella fase di ricolonizzazione post-disturbo sul numero di nuove piante presenti nelle aree campione.

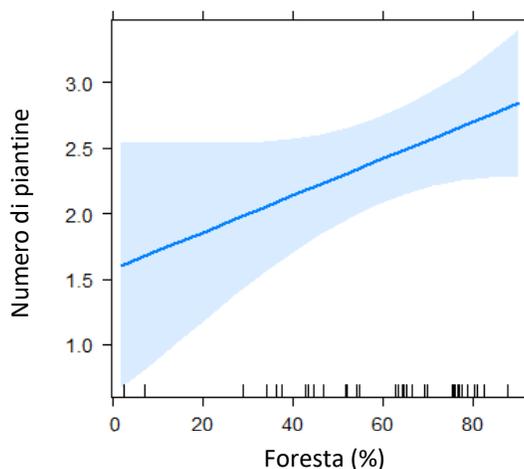


Figura 28. Regressione tra la rinnovazione forestale insediata nei siti colpiti dalla tempesta Vaia e la variabile percentuale di foresta nel paesaggio.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>Numero di piantine</i>					
(Intercept)	1.58	0.47	3.34	0.002	**
Foresta	0.014	0.01	1.87	0.071	.

Tabella 11. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*\*" 0.05 "\*" 0.1 "." 1

Il risultato del modello attesta la presenza di una relazione positiva tra il numero di piantine e la presenza di foresta nel paesaggio. Sono state dunque esplorate le relazioni tra rinnovazione e le variabili topografiche dell'area di studio, al fine di verificare se pendenza ed esposizione sono fattori rilevanti nell'insediamento della rinnovazione forestale post-disturbo.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>Rinnovazione</i>					
(Intercept)	2,192	4.047e-01	5.42	5.91e-06	***
Pendenza	2.943e-02	1.898e-02	1.52	0.13	
Esposizione	-1.015e-10	6.133e-11	-1.65	0.10	

Tabella 12. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*\*" 0.05 "\*" 0.1 "." 1 ""

Per quanto riguarda il grado di erbivoria, ovvero il numero di individui appartenenti alla rinnovazione forestale danneggiati dall'attività trofica di ungulati, attraverso i modelli di regressione è emerso come questi siano positivamente correlati alla presenza della componente paesaggistica foresta ed alla componente vegetazionale arbusti.

I danni ricollegabili all'azione trofica dalla fauna selvatica si riscontrano in piante di altezza compresa tra i 10 e i 130 cm, con concentrazione maggiore nella fascia 10-60 cm.

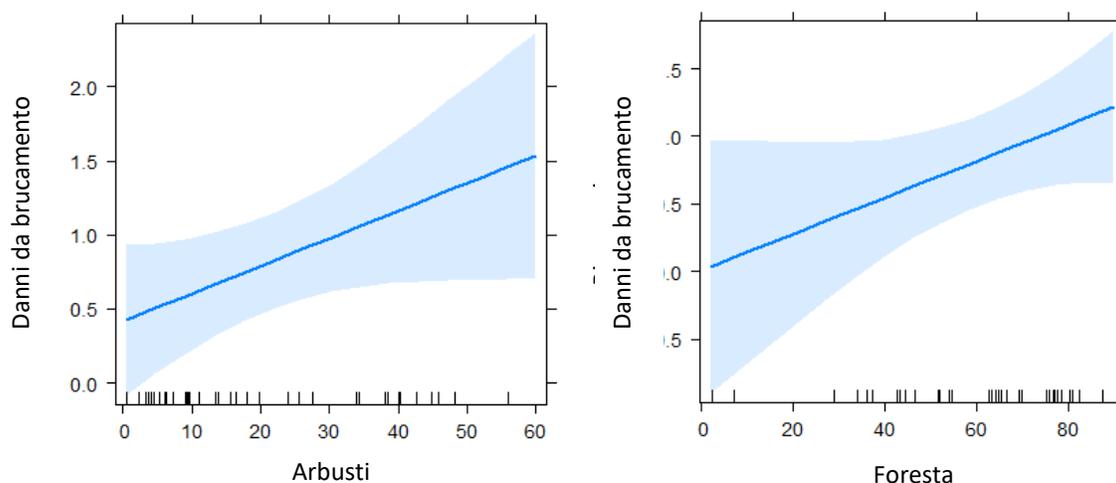


Figura 29. Regressione tra la i danni da brucamento e le variabili Foresta e Arbusti.

	Coeff.	E. Stand.	T-value	P-value	Signif.
<i>Danni da brucamento</i>					
(Intercept)	0.01	0.47	0.02	0.9857	
Foresta	0.01	0.01	1.78	0.0836	
(Intercept)	0.41	0.25	1.65	0.109	
Arbusti	0.02	0.01	1.95	0.060	

Tabella 13. La tabella mostra le specifiche relative alla regressione. Gli asterischi mostrano quanto la variabile risposta è statisticamente significativa: 0 "\*\*\*\*" 0.001 "\*\*\*" 0.01 "\*\*" 0.05 "\*" 0.1 "." 1 ""

## 4. Discussione

Il presente lavoro mira a studiare la risposta a breve termine delle comunità vegetali e delle comunità di artropodi ai disturbi da vento negli ecosistemi forestali. Evidenza riscontrata è l'aumento del livello di biodiversità nelle zone colpite dalla tempesta Vaia, in tutti gli aspetti considerati.

### 4.1. Cambiamenti nei livelli di biodiversità della vegetazione

L'aumento nel numero di specie rinvenute nei siti colpiti dalla tempesta Vaia è caratteristico della fase preliminare di ricolonizzazione post-disturbo, nella quale sia ha una dominanza di specie erbacee a rapido accrescimento (Horn, 1974). Il risultato delle analisi effettuate nel presente lavoro è dunque in linea con le aspettative: le specie di piante erbacee più presenti nelle aree di schianto sono *Fragaria vesca* e *Veronica officinalis*, presenti in almeno il 50% dei siti, seguiti da *Hieracium murorum* ed *Epilobium montanum*. Tuttavia, la biomassa di queste specie è generalmente molto bassa (es. *Fragaria vesca* presenta biomassa media del 3% per plot). Ciò significa che le comunità di piante nelle aree soggette a schianto presentano un gran numero di specie erbacee con bassi livelli di biomassa. Molte specie presenti nelle aree colpite dalla tempesta Vaia oggetto di studio, sono le medesime rinvenute in altri studi sulla ricolonizzazione forestale post-disturbo da vento (Fischer et al., 2002; Franklin et al., 2002).

L'interpretazione degli indici di  $\beta$ -diversità individua alta diversità tra le due tipologie di sito presi in esame, testimoniando che, nonostante la struttura dei gruppi funzionali sia simile, la composizione specifica nei siti soggetti a schianto è ampiamente differente rispetto alle comunità pre-disturbo. Questo conferma la presenza di una successione in atto nelle aree colpite.

Nel presente studio è stata inoltre studiata l'influenza delle variabili paesaggistiche e delle variabili topografiche sulla ricchezza di specie nelle aree disturbate.

I risultati mostrano che in versanti particolarmente scoscesi la diversità di specie è inferiore rispetto a siti campione più pianeggianti. Questo è dovuto principalmente alla differente pedologia delle aree ad elevata pendenza, caratterizzate da suoli sottili con orizzonti meno adatti alla sopravvivenza delle piante recentemente insediate.

Inoltre, la percentuale di aperture causate dal disturbo ha un effetto positivo sulla ricchezza specifica della vegetazione. In Figura 17 viene inoltre mostrato come un'estensione maggiore delle aree soggetto a schianto comporti l'insediamento di un numero superiore di specie vegetali durante la fase di ricolonizzazione post-disturbo, confermando una delle principali ipotesi del presente studio: la ricchezza di specie nelle aree disturbate ha subito un incremento rispetto alle aree non disturbate.

## **4.2. Risposta delle comunità di artropodi al disturbo**

I differenti taxa di artropodi hanno reagito in maniera differente alle nuove condizioni ecologiche imposte dallo schianto.

Specie appartenenti ai gruppi *Araneae* e *Carabidae* hanno riscontrato un notevole incremento in termini di abbondanza nei siti di schianto rispetto ai siti di controllo. Tale pattern è stato rilevato in altri studi (Nardi, Marini, 2021) nei quali viene dimostrata l'importanza delle aperture nella copertura forestale per le comunità di ragni a scala di paesaggio.

L'aumento nei siti di schianto registrato nei gruppi di artropodi è riconducibile non tanto alle nuove condizioni microclimatiche, quanto all'incremento nella ricchezza di specie nella vegetazione tipica degli ambienti aperti. L'abbondanza nei diversi taxa di artropodi considerata si è rivelata positivamente correlata alla ricchezza specifica della vegetazione nei siti soggetti a schianto.

Inoltre, si è rilevato come la presenza di artropodi sia maggiore al crescere della quota nelle zone colpite dalla tempesta Vaia. Ciò suggerisce che cambiamenti nella struttura e nella composizione degli habitat a quote elevate comportino effetti più marcati sulle comunità di artropodi e in particolare sulle comunità di ragni. Una riduzione si è invece registrata nei siti di schianto per il taxa *Opiliones*, comprendente specie maggiormente correlate a spazi

aperti. I pattern osservati per il gruppo *Opiliones* possono essere ricondotti alla ridotta mobilità rispetto agli altri gruppi di artropodi considerati (Giribet, 2007).

### 4.3. Risposta della rinnovazione forestale al disturbo

Dall'analisi della rinnovazione è stato possibile osservare quali specie arboree forestali abbiano trovato spazio nei nuovi habitat aperti dalla tempesta Vaia. Su 14 specie arboree, 12 sono state rinvenute nei siti colpiti dalla tempesta Vaia, mentre solamente 6 sono state rinvenute nei siti non colpiti.

*Salix appendiculata*, *Fraxinus ornus*, *Larix decidua* e *Robinia pseudoacacia* sono le specie rinvenute esclusivamente nei siti di schianto che presentano maggiori abbondanze, accompagnate in misura minore da *Laburnum anagyroides*, *Betula pendula*, *Ailanthus altissima* e *Quercus pubescens*.

La rinnovazione forestale, in accordo con la letteratura (Firm et al., 2009, Prieuwater et al., 2013), sembra essere influenzata dalle nuove condizioni microclimatiche istauratesi post-disturbo a causa dell'apertura del bosco, in particolare dalla disponibilità di luce, dalle temperature e dalle condizioni del suolo.

La vicinanza a siti boscati è correlata ad un numero maggiore di individui campionati, probabilmente a causa della maggior disponibilità di seme proveniente da queste aree.

Per quanto riguarda il grado di erbivoria riscontrato sulla rinnovazione, esso si concentra in piante di altezza 10-60 cm. I danni causati dall'attività trofica degli ungulati sono maggiori in zone con maggior presenza di foresta intatta in *buffer* di 1000 m dal sito e in relazione alla presenza di ambienti di riparo per la fauna (% di biomassa specie arbustive).

Gli impatti dei disturbi da vento e delle pratiche selvicolturali che ne conseguono (es. *salvage logging*) raramente sono valutati separatamente dai danni inflitti alla rinnovazione dalla fauna selvatica (Morimoto et al. 2021). Questa carenza di studi potrebbe avere ricadute sulla scelta delle politiche ambientali di ripristino post-disturbo. Sono dunque necessari ulteriori studi utili alla comprensione dell'impatto dell'erbivoria sulla rinnovazione forestale nelle zone soggette a disturbo da vento.

## 5. Conclusioni

In conclusione, il monitoraggio delle comunità vegetali e dell'artropofauna, durante la fase di riorganizzazione post-disturbo, può contribuire a dare una visione d'insieme sui processi evolutivi in atto negli ecosistemi forestali. La valutazione dei cambiamenti nei livelli di biodiversità di un sistema permette di avere elementi utili in fase di progettazione di nuove politiche ambientali e gestionali che tengano in considerazione tali aspetti come componenti del valore delle aree forestali.

Lo studio ha dimostrato come il livello di biodiversità nei gruppi tassonomici di artropodi e nei gruppi funzionali di vegetazione subisca variazioni rilevanti a seguito del fenomeno di disturbo preso in considerazione.

Tali variazioni sono più o meno marcate in relazione alle variabili topografiche e paesaggistiche considerate e a seconda del gruppo studiato.

Per questo motivo, differenti politiche ambientali dovrebbero essere considerate in relazione ai gradienti riscontrati nei livelli di biodiversità, al fine di preservare le comunità di artropodi e facilitare le dinamiche evolutive nella vegetazione insediatasi post-disturbo.

## Bibliografia

Anderson-Teixeira, K. J., Miller, A. D., Mohan, J. E., Hudiburg, T. W., Duval, B. D., & DeLucia, E. H. (2013). Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19(7), 2001–2021.

Bohac, J. (1999). Staphylinid beetles as bioindicators. In *Ecosystems and Environment* (Vol. 74).

Chirici, G., Giannetti, F., Travaglini, D., Nocentini, S., Francini, S., D'Amico, G., Marchetti, M. (2019). Forest damage inventory after the “Vaia” storm in Italy. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*.

Dokken, D. (2012). Special report of the intergovernmental panel on climate change managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation.

Franklin, J. F., Spies, T. A., Pelt, R. Van, Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., ... Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1– 3), 399–423.

Horn, H. S. (2016). *The Ecology of Secondary Succession: Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol . 5 ( 1974 ), pp . 25-37 Published by: Annual Reviews Stable.

IPCC (2012). *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK,

IPCC (2018). *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate*

change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)].

IPCC (2019). Summary for Policymakers. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]

IPCC (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.

Jactel, H., Nicoll, B. C., Branco, M., Gonzalez-Olabarria, J. R., Grodzki, W., Långström, B., ... Vodde, F. (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science*, 66(7), 1–18.

Lindner, M., & Rummukainen, M. (2013). *Climate change and storm damage risk in European forests. (What Science Can Tell Us; Vol. 3)*. European Forest Institute.

Pearce, J. L., & Venier, L. A. (2006). The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. In *Ecological Indicators* (Vol. 6, Issue 4, pp. 780–793).

Prach, K., & Walker, L. R. (2011). Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(3), 119–123.

- Seidl, R., & Turner, M. G. (2022). Post-disturbance reorganization of forest ecosystems in a changing world. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(28).
- Seidl, R., Schelhaas, M. J., & Lexer, M. J. (2011). Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology*.
- 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.
- 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.
- Thorn, S., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P. J., Cahall, R., Campbell, J. L., Castro, J., Choi, C. Y., Cobb, T., Donato, D. C., Durska, E., Fontaine, J. B., Gauthier, S., Hebert, C., Hothorn, T., Hutto, R. L., Lee, E. J., Leverkus, A. B., Lindenmayer, D. B., ... Müller, J. (2018). Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 55, Issue 1, pp. 279–289). Blackwell Publishing Ltd.
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: What is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, 319–344.
- 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.
- 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). *Forest Snow and Landscape Research*, 77(1–2), 17–47.