



**Analisi della
capacità di ricostruzione e resistenza a lungo termine degli habitat forestali alle pressioni del
vento e alla presenza di ungulati.**

Dip. Scienze Agrarie e Ambientali dell'Università degli Studi di Milano
Gennaio 2025

Bui Thu Uyen, Giorgio Vacchiano

Indice

Indice	2
Valutazione della pressione degli ungulati e delle sue conseguenze sulla rinnovazione forestale	4
Introduzione	4
Metodi	5
Risultati e discussione	7
Conclusioni	16
Raccomandazioni per la gestione delle aree Natura 2000	17
Rinnovazione dopo gli schianti da vento	18
Introduzione	18
Obiettivi dello studio	19
Metodi	20
Risultati e discussione	23
Conclusioni	30
Raccomandazioni per la gestione delle aree colpite dagli schianti	31
Strategie di mitigazione per aree vulnerabili agli schianti futuri	31
Bibliografia	32

UNIMI – DISAA e la Comunità Montana Alto Verbano, nell'ambito del progetto Bosco Clima, approvato con Delibera dell'Assemblea n. 5 del 20.03.2023, hanno instaurato un rapporto di collaborazione scientifica di interesse comune nel settore forestale. L'obiettivo principale di questa collaborazione è l'attuazione dell'azione n. 1 “Analisi della capacità degli habitat di ricostruzione e resistenza a lungo termine alle pressioni, agli eventi calamitosi e alla presenza di ungulati” del progetto Bosco Clima, nei siti appartenenti alla Rete Natura 2000: ZSC IT201016 “Val Veddasca”, IT2010018 “Monte Sangiano” e IT2010019 “Monti della Valcuvia”, di cui la Comunità Montana è l'ente gestore.

Questo report di sintesi UNIMI-DISAA si propone i seguenti obiettivi:

- (i) valutare la pressione esercitata dagli ungulati sulla rinnovazione della vegetazione forestale
- (ii) studiare gli impatti sugli ecosistemi forestali in seguito agli eventi di schianti da vento avvenuti nell'ottobre 2020
- (iii) fornire consulenza scientifica per il ripristino delle foreste danneggiate e la gestione delle pressioni sulla salute delle foreste e sui loro servizi ecosistemici.

Le attività previste dal progetto di ricerca sono state articolate in due ambiti principali:

- (A) Valutazione della pressione degli ungulati e delle sue conseguenze sulla rinnovazione forestale,
- (B) Analisi della rinnovazione forestale nelle aree colpite da schianti da vento.

Valutazione della pressione degli ungulati e delle sue conseguenze sulla rinnovazione forestale

Introduzione

Il danno causato dagli ungulati influisce significativamente sulla rinnovazione forestale, modificando la composizione delle specie, i tassi di crescita e la resilienza complessiva dell'ecosistema. Il brucamento riduce l'incremento in altezza delle specie più appetite, compromettendone la capacità competitiva e limitandone la rinnovazione (Holzer et al., 2024). Ignorare la pressione di brucamento degli ungulati può portare a un cambiamento nella composizione delle specie arboree, riducendo la diversità complessiva a favore di specie meno appetibili e ostacolando la crescita di quelle più desiderabili, come *Fagus sylvatica* (D'Aprile et al., 2020; Candaele et al., 2023).

Inoltre, il brucamento può ridurre il numero di piante nelle classi di altezza più vulnerabili, mentre le piante molto piccole e quelle più grandi tendono a essere meno colpite grazie alla protezione offerta dallo strato erbaceo o alla loro inaccessibilità. Con il tempo, questo effetto può riflettersi nella struttura del bosco, determinando una carenza di alberi nello strato intermedio (Berretti & Motta, 2005). Il predominio di una singola classe di età o altezza può rendere la foresta più vulnerabile al collasso sotto pressione, compromettendone ulteriormente lo stato di conservazione. Se la limitazione della rinnovazione persiste, la foresta potrebbe subire un'alterazione permanente della composizione e della struttura originarie. Specie poco appetibili o resistenti al brucamento potrebbero diventare dominanti, con una possibile riduzione della qualità dell'habitat per le comunità native che dipendono dalla composizione e dalla dinamica forestale originaria. Questo effetto di "collo di bottiglia" minaccia la resilienza dell'ecosistema e potrebbe ostacolare la capacità della foresta di riprendersi da futuri disturbi (D'Aprile et al., 2020; Brüllhardt et al., 2021).

Lo scopo di questo studio è indagare l'impatto dell'attività degli ungulati sulla rinnovazione delle specie arboree cruciali per la conservazione degli habitat forestali. Un indicatore chiave considerato è la **pressione sulle plantule** (ossia la percentuale di plantule danneggiate rispetto al numero totale di plantule). Inoltre, lo studio analizza la pressione esercitata dagli ungulati in relazione a diverse variabili topografiche, con l'obiettivo di identificare le aree critiche di brucamento.

I risultati di questa ricerca sono fondamentali per il miglioramento delle strategie di conservazione degli habitat. Valutando l'impatto attuale dell'attività degli ungulati sulla rinnovazione forestale, lo studio fornirà informazioni utili per mitigare la pressione di brucamento e proporrà raccomandazioni gestionali concrete. Questi risultati contribuiranno allo sviluppo di strategie volte a mantenere la biodiversità, migliorare la resilienza forestale e garantire la sostenibilità a lungo termine degli ecosistemi forestali.

Metodi

La mappa delle zone ZSC è stata recuperata dalla cartografia della **Rete Natura 2000** disponibile su: [Geoportale Regione Lombardia](#). Le zone ZSC sono state suddivise in **quattro sotto-habitat**, in base alle principali categorie forestali: **Castagneti, Querceti, Robinieti e Faggete**.

La composizione floristica varia tra gli ecosistemi: *Fagus sylvatica* domina nei livelli superiori, spesso accompagnata da conifere come *Abies alba* e *Picea abies*, mentre ai livelli inferiori si trovano specie a foglia larga e uno strato erbaceo acidofilo, generalmente povero di specie nemorali e geofite. In alcune aree, le querce autoctone (*Quercus robur*, *Q. petraea*) e *Carpinus betulus* sono dominanti, associate a uno strato erbaceo meso-igrofilo ricco di specie nemorali e geofite. In altre zone prevalgono *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* e *Tilia cordata/platyphyllos*, talvolta con *Fagus sylvatica*, con una copertura vegetale variabile in base alla disponibilità di suolo. In condizioni xerofile, dominano *Quercus pubescens* e *Q. cerris*, spesso accompagnate da *Fraxinus ornus* e *Ostrya carpinifolia*. La copertura forestale più rada in questi ambienti favorisce la presenza di specie eliofile e basifile ai margini del bosco e nei prati, con una scarsa presenza di specie nemorali.

Sono state individuate casualmente **80 aree di campionamento**, mantenendo una distanza minima di **100 m** l'una dall'altra (Figura 1). L'allocazione del numero di siti di campionamento in ciascuna categoria forestale è stata proporzionale alla loro superficie rispetto all'area totale di monitoraggio (Tabella 1).

Tabella 1. Numero di aree di campionamento per categoria forestale.

Categoria forestale	Area (ha)	%	n. aree di campionamento
Castagneti	281.42	2.5	8
Faggete	6414.64	57.2	46
Robinieti	3893.95	34.7	23
Querceti	624.78	5.6	3
Totale	11214.79	100	80

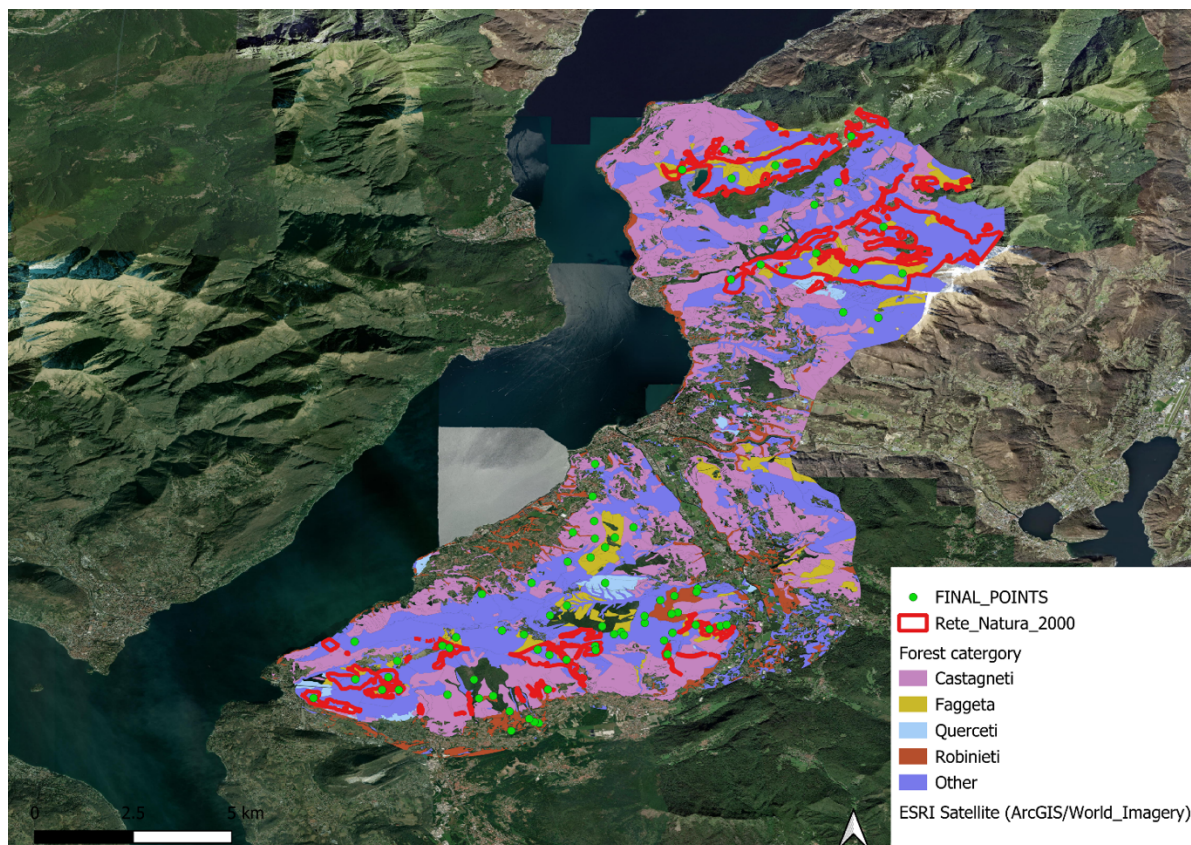


Figura 1: Punti di monitoraggio nelle diverse categorie forestali e nella rete Natura 2000.

In ciascun sito di campionamento è stata allestita una **superficie di 225 m²**, secondo le indicazioni per l'installazione di aree di rilievo nei siti di campionamento di habitat di tipo “puntiforme” (p.18, *Supporto tecnico-scientifico per le attività dell'Osservatorio Regionale per la Biodiversità della Lombardia*). I rilievi sul campo sono stati condotti in modo sistematico, seguendo le tecniche di monitoraggio specialistiche (sezione 3.2.1, *ibidem*). Le indagini di campo sono state eseguite nel **settembre 2024**. In ogni sito di campionamento sono stati registrati: la copertura per strato di altezza, le specie e il numero di individui con **DBH > 15 cm**, le specie e il numero di plantule (*altezza minima = 5 cm, altezza massima = 270 cm*).

I danni causati dagli ungulati alle plantule sono stati classificati in: (i) **brucamento**, (ii) **sfregamento**, (iii) **scortecciamento** (Berretti e Motta, 2005), e ulteriormente descritti come segue:

- Per il **brucamento**, sono state registrate la specie vegetale e l'altezza del danno.
- Per lo **sfregamento**, sono stati annotati la specie vegetale, il tipo di danno (*rimozione del palco o marcatura del territorio*), il diametro dell'albero, la percentuale di circonferenza danneggiata e l'altezza del margine superiore del danno.
- Per lo **scortecciamento**, sono stati registrati la specie vegetale, l'altezza dello scortecciamento, la percentuale di circonferenza danneggiata, la larghezza degli incisivi e la stagione dell'attività di scortecciamento.

Le conseguenze sono state classificate in **livelli di severità** (*brucamento costante, crescita anomala della plantula, defogliazione, morte*) e registrate in termini di **frequenza percentuale**. La **pressione sulle plantule** è stata valutata come il rapporto tra plantule danneggiate e numero totale di plantule, calcolato per ciascun punto di monitoraggio e successivamente sintetizzato a livello di specie e categoria forestale.

I fattori che influenzano la pressione degli ungulati sono stati analizzati considerando variabili topografiche e strutturali dei siti di monitoraggio, tra cui: altitudine, distanza dai corpi idrici più vicini, esposizione Est (*seno dell'azimut di esposizione*), esposizione Nord (*coseno dell'azimut di esposizione*), copertura delle chiome, pendenza, area basimetrica del popolamento, ricchezza specifica, distanza dalla strada più vicina, distanza dall'area aperta più vicina. Le variabili numeriche sono state standardizzate attraverso centratura e normalizzazione per garantire uniformità nei dati.

Per la modellizzazione è stato sviluppato un **modello di regressione Random Forest**, utilizzando tutte le osservazioni disponibili, con **1000 alberi** e un'ottimizzazione del parametro *mtry* per migliorare le prestazioni del modello. La performance è stata valutata utilizzando **R²**, **Mean Squared Error (MSE)** e **Mean Absolute Error (MAE)**. Inoltre, è stata analizzata l'importanza delle variabili e sono stati generati **grafici di dipendenza parziale** per visualizzare le relazioni tra i predittori e la variabile di risposta.

Risultati e discussione

La specie più comune nello strato di **rinnovazione** è risultata essere il **castagno**, con una media di **circa 250 plantule/ha** su tutti i rilievi, seguito da **robinia, faggio e acero** (Figura 1). Il **brucamento** è emerso come la forma di danno più diffusa, con i **querceti** che hanno registrato la pressione più elevata (**16.56%**), suggerendo significative difficoltà per la sopravvivenza e la rinnovazione delle plantule in questa categoria forestale. **Robinieti e castagneti** hanno mostrato livelli di pressione simili, pari rispettivamente a **14.76%** e **15.49%**.

Tutte le categorie forestali monitorate hanno evidenziato **elevati livelli di danno da brucamento da parte degli ungulati (>95% dei punti di monitoraggio)**, con impatti variabili sulla rinnovazione e sulla diversità delle specie (Tabella 2). La categoria **faggeta** ha subito le conseguenze più gravi, con **defogliazione e morte del 75-100% delle plantule a causa del brucamento costante**, segnalando un elevato livello di **erbivoria**. Questo risultato contrasta con i **robinieti**, dove il brucamento è altrettanto diffuso, ma le conseguenze e la loro frequenza sono meno gravi (**crescita anomala nell'80-90% dei germogli**, rispetto alla totale compromissione della rinnovazione in **querceti e faggete**).

I segni di **sfregamento e scortecciamento** sono risultati **minimi** nelle diverse categorie forestali. Solo **faggete e robinieti** hanno registrato tali danni, con una media di **tre segni di scortecciamento per ettaro** nelle faggete e **circa 15 segni di sfregamento e scortecciamento** stimati nei robinieti. Questi risultati confermano il **brucamento** come la principale forma di danno e evidenziano la variabilità dell'attività degli ungulati tra le diverse categorie forestali. Di conseguenza, il presente rapporto si concentra in modo approfondito sulla **pressione da brucamento**.

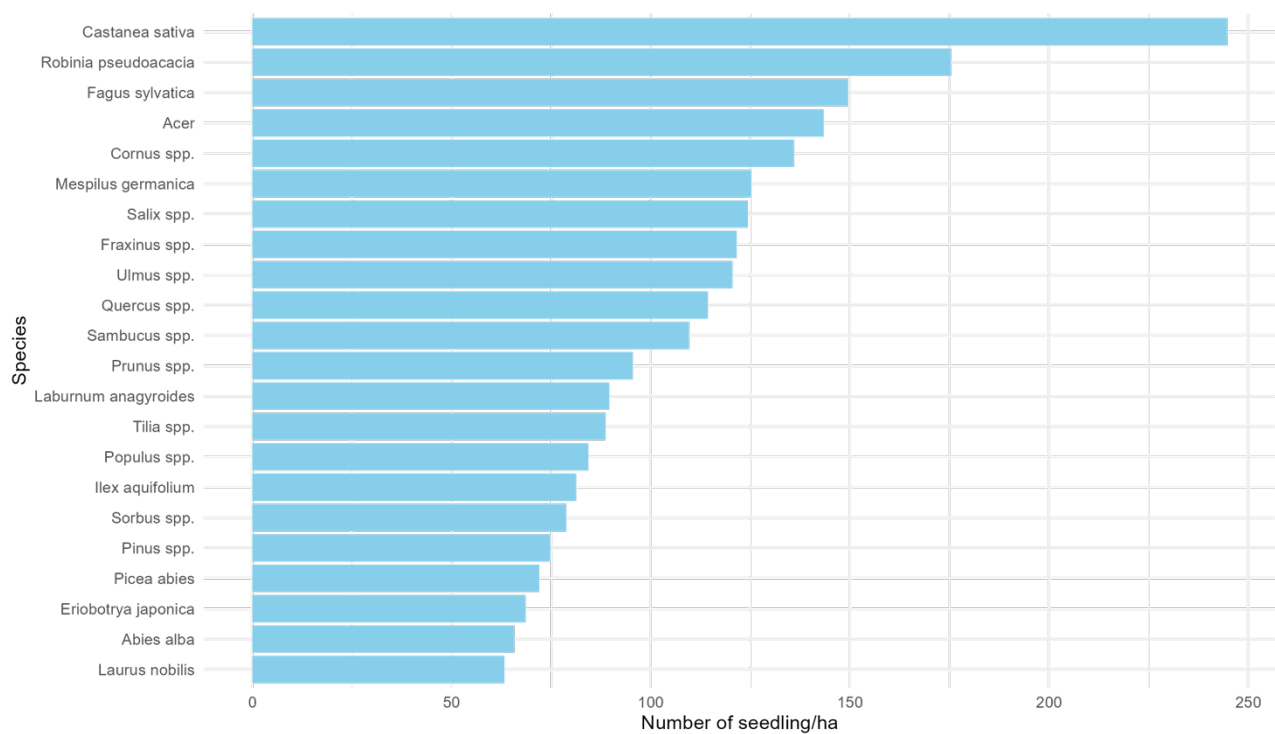


Figura 1: Numero di plantule per specie, tutti i plot

Tatabellable 2: Frequenza dei diversi tipi di danno e loro conseguenze a scala di plot

Categoria	% siti brucati	Pressione sulle plantule	% siti con sfregamento	% siti con scortecciamento	Conseguenze
Castagneti	100%	0.155	0	0	Nessuna
Faggete	95.7%	0.104	0	0	17.4% dei siti con brucamento totale o morte del 75-100% dei semenzali
Querceti	100%	0.166	0	0	33.3% dei siti senza rinnovazione
Robinicio	91.4%	0.148	4.3%	4.3%	13% dei siti con anomalie di crescita sull'80-90% delle plantule

I dati hanno evidenziato una **significativa variazione interspecifica** nella **pressione da brucamento**, con alcune specie che subiscono danni più elevati in specifici intervalli di altezza (Figura 3). Le specie più colpite dalla pressione sulle plantule causata dal brucamento sono risultate essere:

- *Fagus sylvatica* (34%),
- *Castanea sativa* (7%),
- *Acer* spp. (3%).

Confrontando la pressione sulle plantule di queste specie con la **soglia di Eiberle**—il livello oltre il quale il brucamento diventa dannoso per la rinnovazione forestale (Eiberle e Nigg, 1987)—il **faggio** è emerso come **particolarmente vulnerabile** (Figura 2). Questo risultato evidenzia la forte esposizione del *Fagus sylvatica* alla pressione esercitata dagli ungulati e sottolinea la necessità di adottare **strategie di gestione mirate** per mitigare questi impatti e favorire la sua rinnovazione.

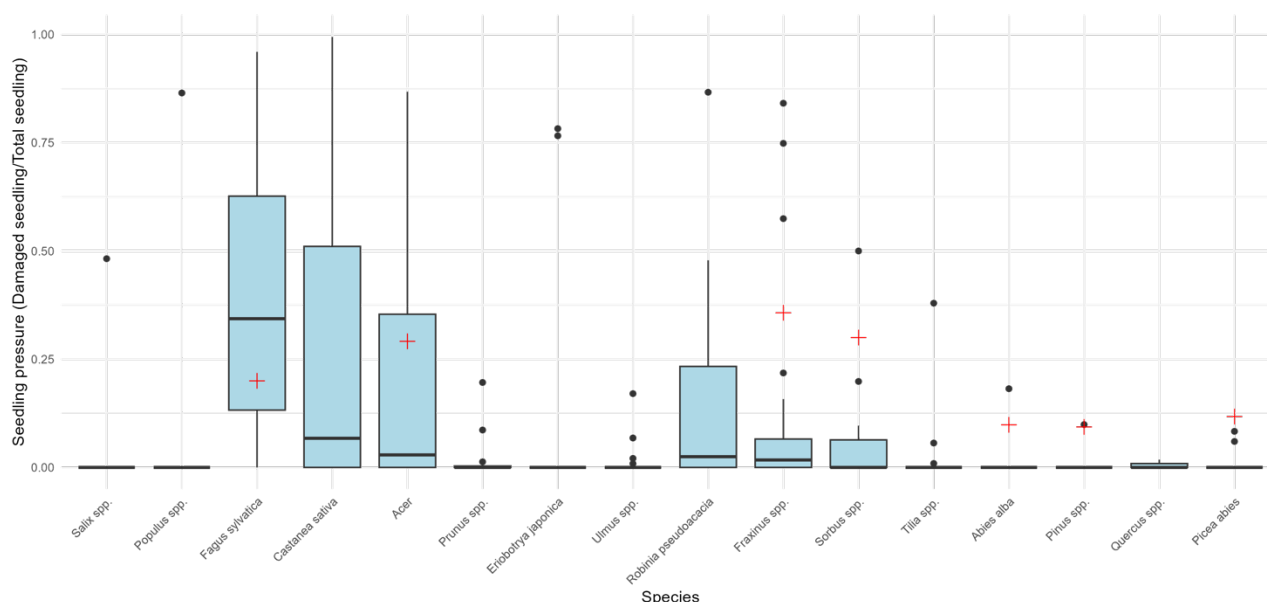


Figura 2: Pressione sulle plantule per specie. Le croci rosse indicano la soglia di Eiberle

Le intensità di brucamento più elevate si concentrano **principalmente al di sotto della soglia di 110 cm**, suggerendo che **capriolo e camoscio** siano i principali responsabili della pressione da brucamento. Al di sopra dei **110 cm**, si osservano **meno segni di danno e di dimensioni minori**, indicando una **pressione da brucamento inferiore da parte degli ungulati di maggiori dimensioni** (come il cervo). Specie come *Fraxinus*, *Sorbus*, *Picea* e *Ulmus* hanno mostrato un'ampia gamma di altezze di brucamento, con numerosi segni di danno sia **al di sopra che al di sotto** della soglia di altezza associata alle diverse specie di ungulati (Figura 4). Questo suggerisce che queste specie siano **predate sia dai cervi che dai caprioli/camosci**. Al contrario, altre specie hanno mostrato la maggior parte dei segni di brucamento **sotto la linea rossa**, indicando una predominanza del brucamento da parte di **capriolo e camoscio**.

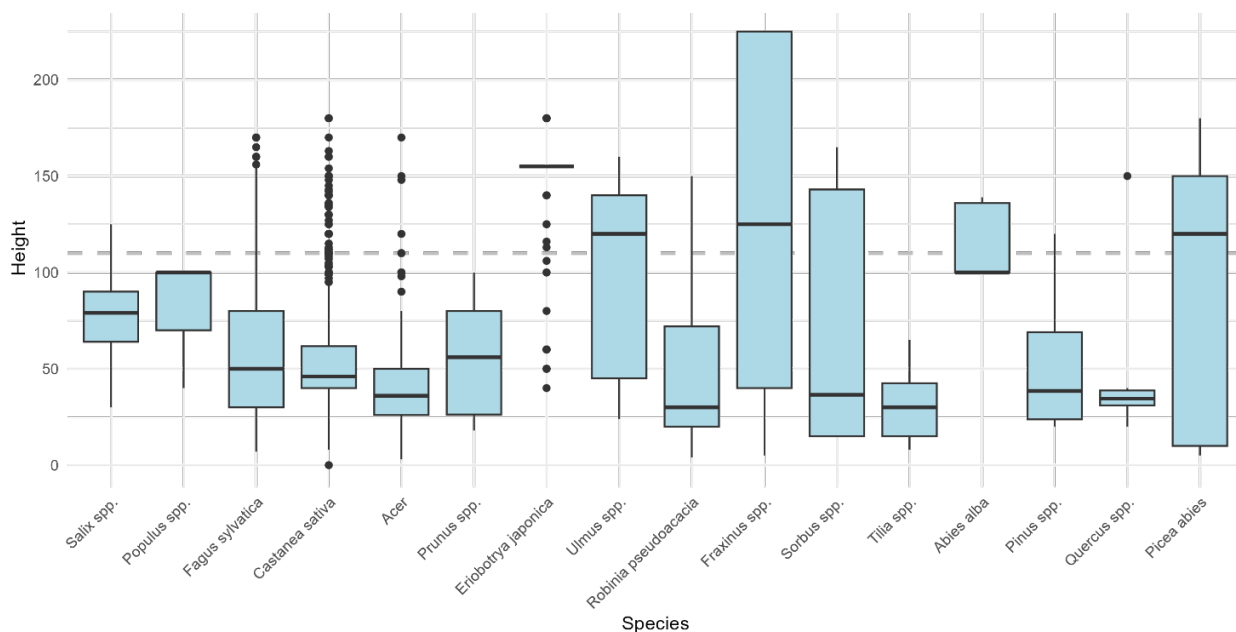


Figura 4: Altezza dei segni di brucamento per specie. La linea grigia indica la soglia di altezza del brucamento (110 cm), distinguendo i danni causati dai cervi (sopra la linea) da quelli indotti da caprioli e camosci (sotto la linea) (Berretti e Motta, 2005).

La pressione sulle plantule varia anche in funzione della **ricchezza specifica** della particella, riflettendo la disponibilità di diverse fonti alimentari per gli ungulati (Wang et al., 2010). Specie come ***Fagus*, *Castanea*, *Acer*, *Robinia* e *Fraxinus*** sono risultate **costantemente sottoposte a elevata pressione**, indipendentemente dalla ricchezza specifica della particella (Figura 5), indicando che queste specie rappresentano una **scelta preferenziale assoluta** tra tutte le risorse alimentari disponibili. Questa tendenza suggerisce che, in presenza di una maggiore varietà di fonti alimentari, il brucamento **si concentrerebbe comunque su alcune specie specifiche**, mentre altre verrebbero sfruttate in modo meno costante.

La **pressione sulle plantule** può variare anche in relazione alle diverse **fasce altitudinali**. In realtà, le specie ***Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Robinia* e *Fraxinus*** hanno mostrato livelli di pressione costanti a tutte le altitudini, riflettendo una forte **preferenza degli erbivori indipendentemente dalla quota** (Figura 6). Tuttavia, il **picco di pressione sulle plantule** per tutte le specie è stato osservato a **quote intermedie (300-800 m)**, dove un maggior numero di specie ha mostrato segni di danno e massimi livelli di pressione. Questo pattern potrebbe essere attribuito a una maggiore attività antropica, come **agricoltura, traffico, urbanizzazione e caccia** a quote più basse, che potrebbe dissuadere gli erbivori (Qureshi, 2023). Al contrario, la **limitata disponibilità di risorse alimentari e idriche** alle quote più elevate potrebbe **ridurre l'attività di brucamento** (Fluri et al., 2023).

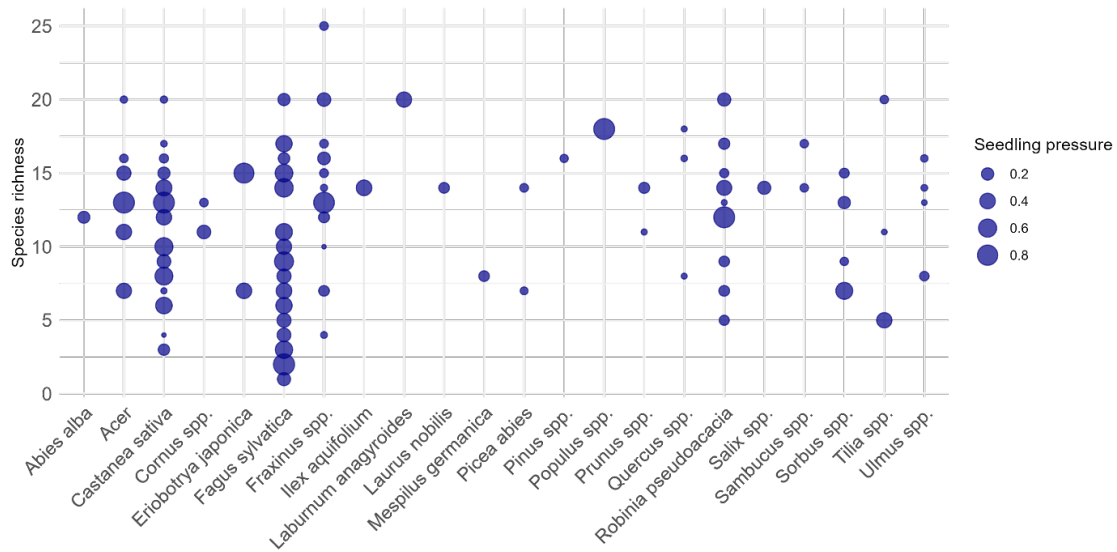


Figura 5: Pressione sulle plantule in funzione di diversi livelli di ricchezza delle specie

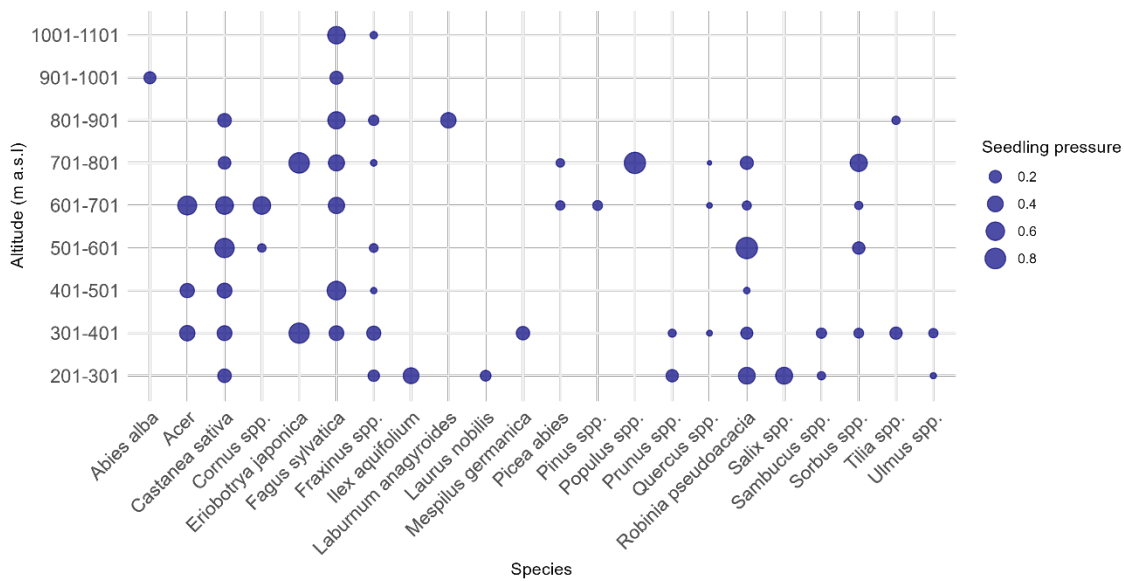


Figura 6: Pressione sulle plantule in funzione della quota

Le pressioni di bricamento più elevate non sono risultate significativamente legate ai fondivalle (Figura 7). Il modello **Random Forest** ha spiegato circa il **45,06%** della variazione nella pressione da brucamento, con un **MSE di 0,015** e un **MAE di 0,099**.

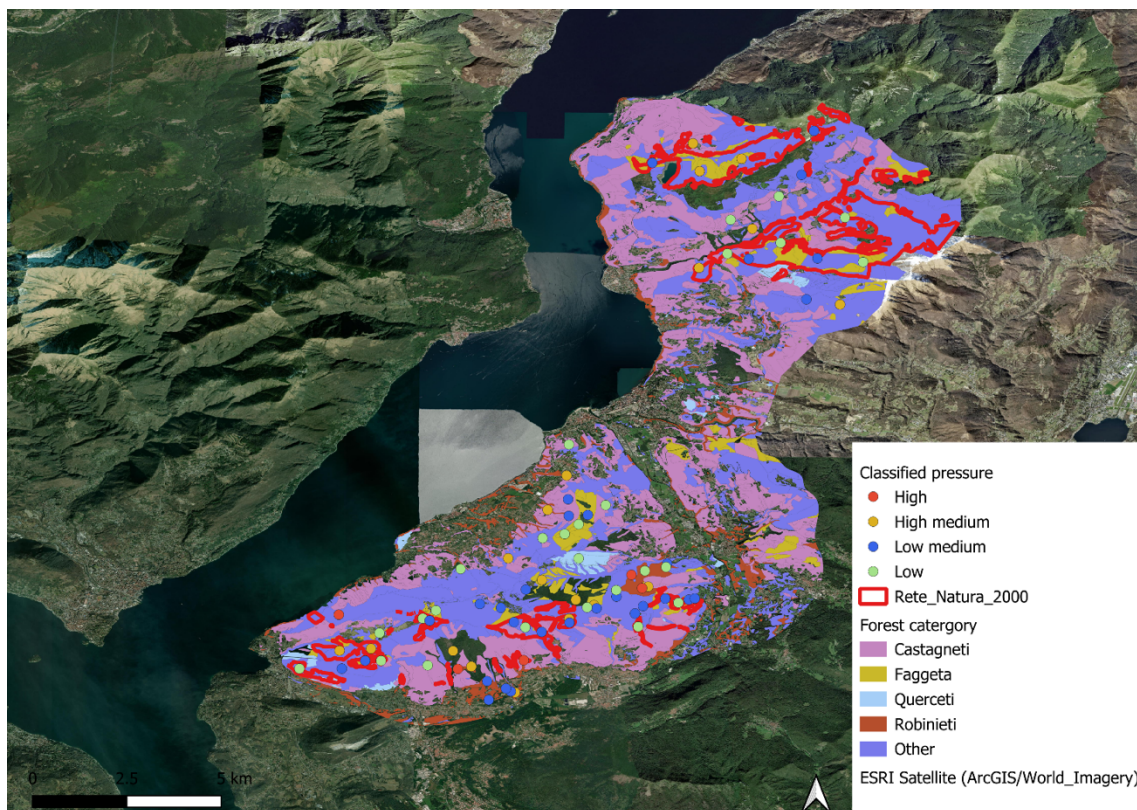


Figura 7: Classificazione della pressione da brucamento in tutti i siti di campionamento: bassa (<5%), media (5-15%), alta (15-35%), severa (>35%).

L'analisi dell'importanza delle variabili e i grafici di dipendenza parziale suggeriscono che i principali predittori siano **copertura della chioma** e **prossimità alle risorse idriche** (Figura 8). La **pressione da brucamento** tende a essere più elevata in aree con copertura arborea sia **scarsa che densa**, mentre è più bassa in aree con copertura **moderata** (Figura 9). Una **copertura rada** favorisce la crescita delle plantule grazie a una maggiore disponibilità di luce, aumentando quindi la risorsa alimentare per gli ungulati (Pajunen et al., 2012). Al contrario, una **copertura densa** può offrire un habitat più sicuro per le popolazioni di ungulati, portando a un incremento della pressione da brucamento nelle aree dove questi animali risiedono stabilmente (Treydte et al., 2011).

Un risultato inaspettato riguarda l'**aumento della pressione da brucamento all'aumentare della distanza dalle fonti idriche**. Questo contraddice l'ipotesi iniziale secondo cui la **prossimità all'acqua** dovrebbe naturalmente attrarre i mammiferi (Scaglia et al., 2024). Tuttavia, si ipotizza che la **maggiore importanza delle fonti idriche, combinata con un incremento delle opportunità di caccia**, porti spesso a una **maggiore presenza di predatori nei pressi delle risorse idriche** (Martin-Diaz et al., 2017; Kaczensky et al., 2024). Questa maggiore presenza predatoria potrebbe indurre gli ungulati a evitare le zone vicine all'acqua come aree di brucamento.

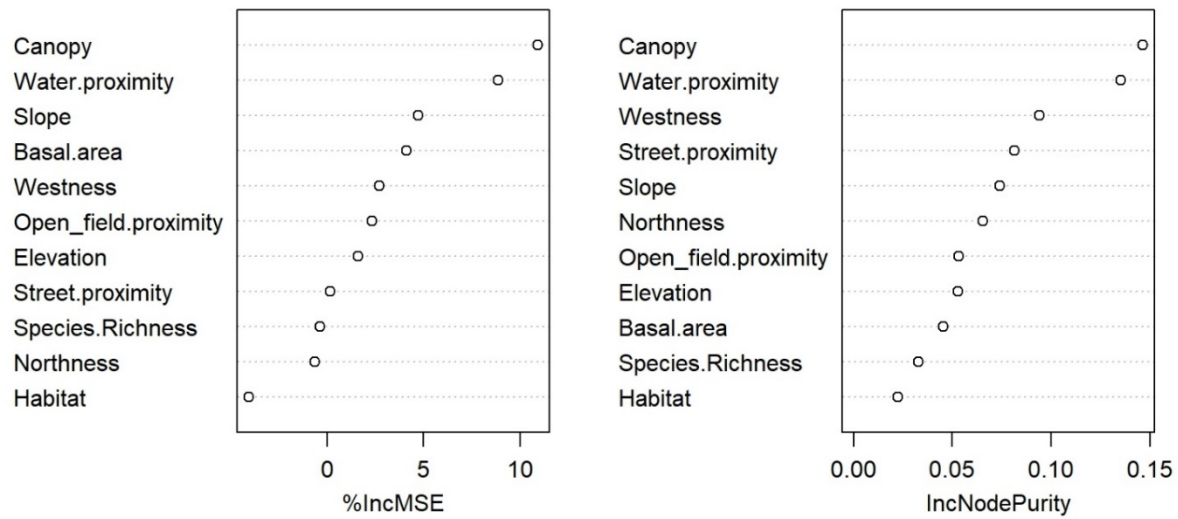


Figura 8: Importanza dei fattori responsabili della pressione di brucamento.

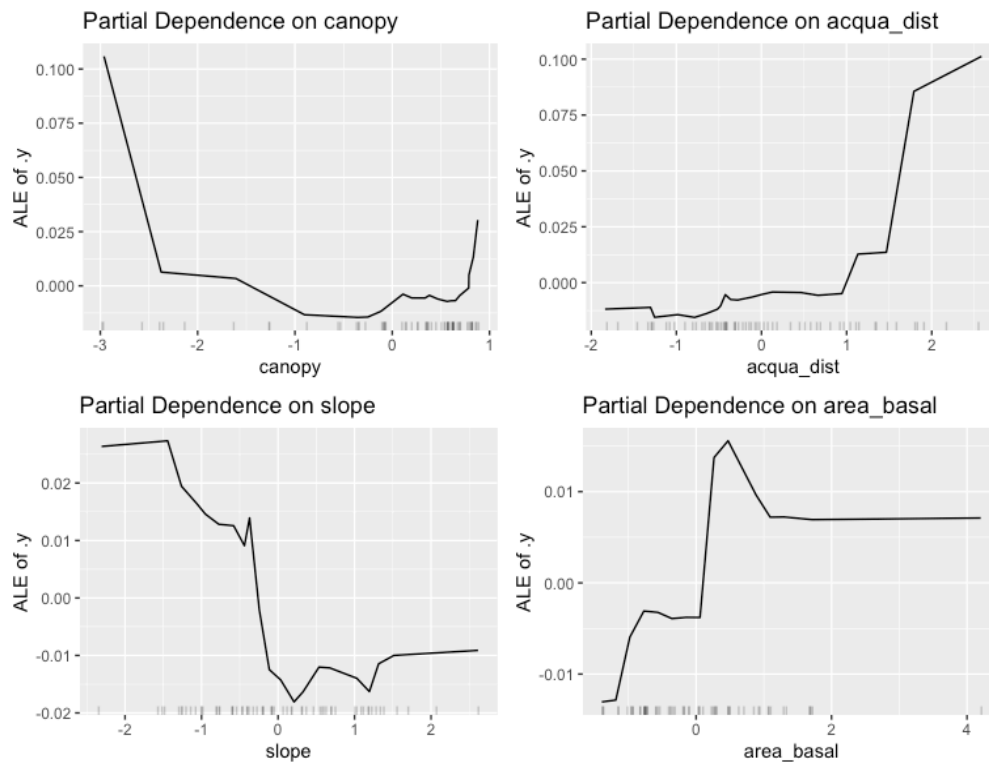


Figura 9: Correlazione attesa tra pressione di brucamento e quattro fattori causali (copertura delle chiome, distanza dai corpi idrici, pendenza, area basimetrica del popolamento)

Tra le categorie forestali monitorate, la **faggeta** ha mostrato la **percentuale più alta di conseguenze indotte dal brucamento**, con il **74% dei segni di brucamento** associati a qualche forma di danno e solo il **26% senza conseguenze**. Le conseguenze più frequenti osservate in questa categoria forestale sono state **crescita anomala dei germogli, mortalità, defogliazione e progressione dalla defogliazione alla morte**. I **robinieti** si sono classificati al secondo posto, con il **55% dei segni di brucamento** che hanno mostrato conseguenze, prevalentemente **crescita anomala dei germogli, defogliazione e mortalità** (in ordine di frequenza). I **querceti** si sono posizionati al terzo posto, con il **25,5% dei segni di brucamento** associati a conseguenze, distinguendosi per una maggiore incidenza di **crescita a baionetta**, oltre a **mortalità e defogliazione**. Infine, i **castagneti** hanno riportato il livello più basso di conseguenze indotte dal brucamento (**20% dei segni di brucamento**), con una prevalenza di **mortalità e defogliazione** (Tabella 3, Figura 10).

Nonostante il **faggio** sia la specie con la **maggiore pressione sulle plantule**, **non ha registrato la più alta percentuale di conseguenze indotte dal brucamento**. Al contrario, **Salix** ha mostrato un'incidenza estremamente elevata, con il **98% dei segni di brucamento** associati a conseguenze, in gran parte **defogliazione**, considerata un impatto severo (Figura 11). Questo suggerisce che gli interventi per la rinnovazione forestale non dovrebbero concentrarsi solo sulle specie più soggette a brucamento, ma anche sulla **proporzione di danni indotti e sulla severità delle conseguenze per ciascuna specie**.

Tra le tipologie di conseguenze, la **defogliazione** è risultata essere la più comune. Al contrario, la **crescita anomala dei germogli** sembra essere una conseguenza secondaria, particolarmente evidente in **Fagus** e **Castanea**. Questa risposta potrebbe rappresentare un **meccanismo adattativo** di queste specie alla pressione da brucamento persistente e intensa (Agrawal, 2010). L'**esclusiva manifestazione della crescita anomala dei germogli in queste specie** potrebbe indicare una **reazione fisiologica allo stress continuo imposto dagli ungulati**, potenzialmente portando a modificazioni nei modelli di crescita come strategia di rinnovazione.

Tabella 3: Conseguenze del brucamento e loro frequenza a ettaro

Categoria forestale	Frequenza di tutti i danni	Morte	Defogliazione	Crescita anomala	Germoglio a baionetta	Defogliazione letale
Castagneti	1688.89	283.33	55.56	0	0	0
Faggete	870.53	201.93	147.83	2044.44	0.97	5.8
Querceti	193.24	34.78	19.34	0	13.53	0
Robinieti	13792.59	1288.89	8000	9022.22	74.07	0

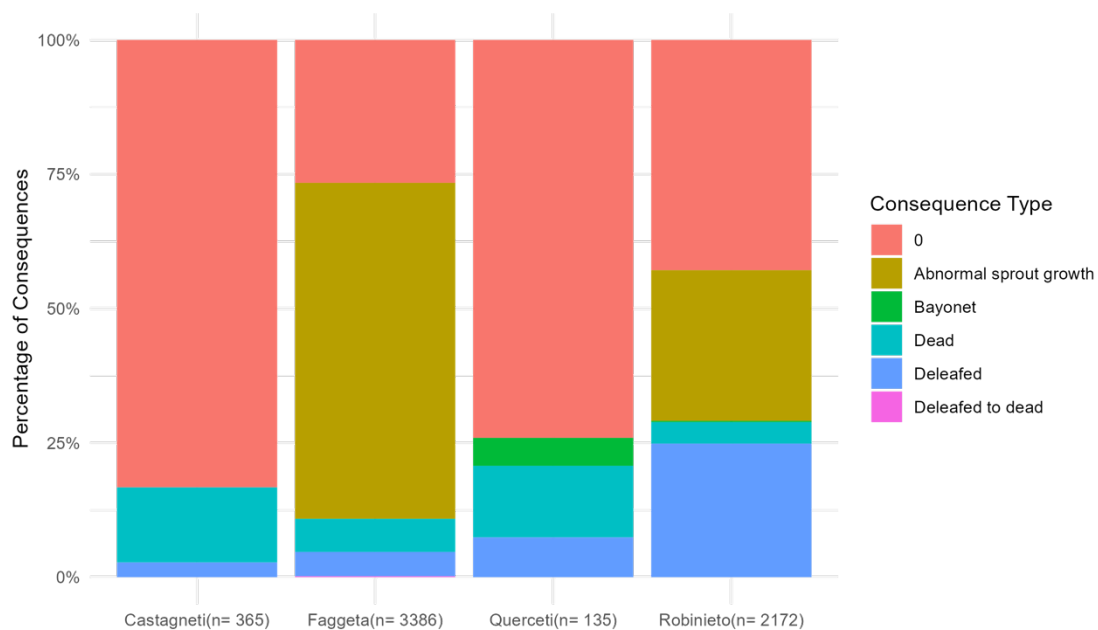


Figura 10: Frequenza relativa delle conseguenze da brucamento per categoria (0: nessuna conseguenza; n = frequenza assoluta dei danni da brucamento)

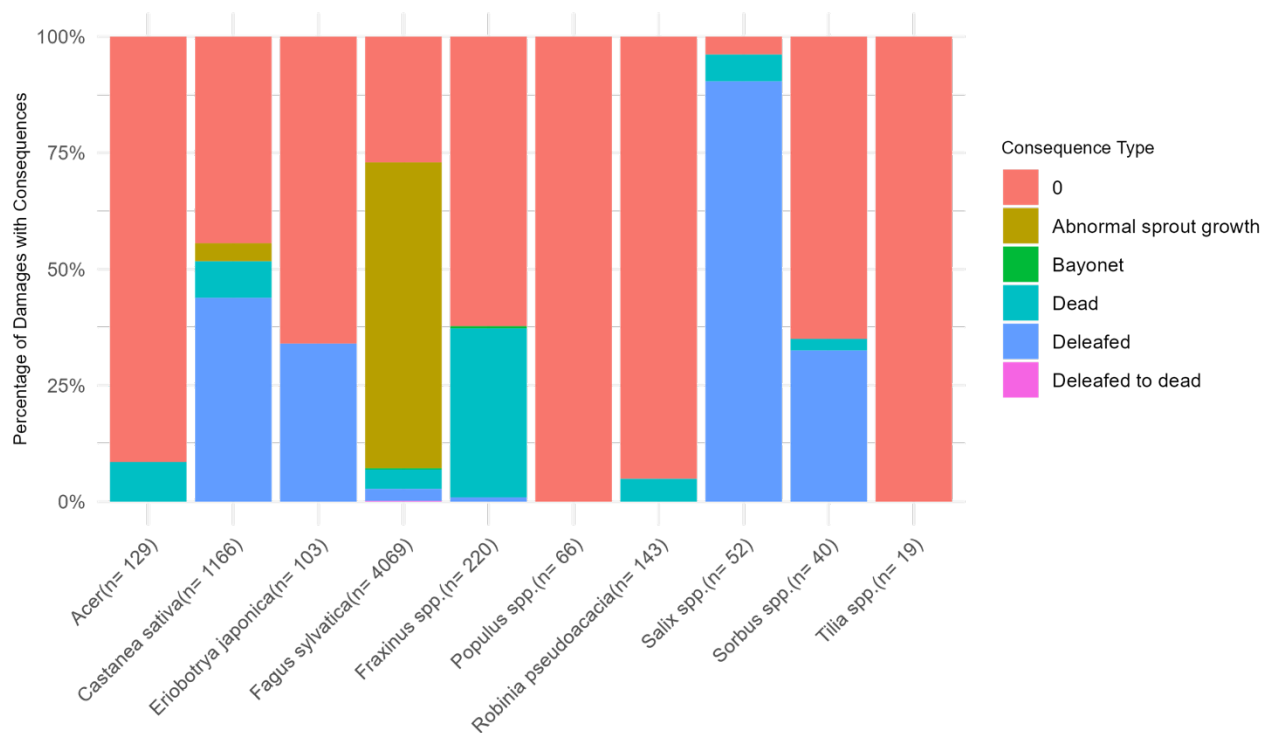


Figura 11: Frequenza relativa delle conseguenze da brucamento per specie (0: nessuna conseguenza; n = frequenza assoluta dei danni da brucamento)

Conclusioni

I risultati di questo studio forniscono **importanti approfondimenti sull'interazione tra brucamento degli ungulati, rinnovazione forestale e composizione delle specie**, offrendo implicazioni cruciali per la gestione delle aree di conservazione della **Rete Natura 2000**.

L'intensa attività di brucamento osservata in tutte le categorie forestali evidenzia l'**importante influenza degli ungulati sulla rinnovazione**. Il danno sproporzionatamente elevato nelle **faggete**, nonostante la loro bassa diversità specifica, suggerisce che alcuni tipi di foresta siano particolarmente vulnerabili alla pressione da brucamento. Questo dato è coerente con ricerche precedenti che indicano come **le coperture forestali più dense attirino gli ungulati**, offrendo **rifugio e risorse trofiche**, e rafforza la necessità di strategie di gestione **specifiche per habitat**. Gli **impatti severi sulla rinnovazione del *Fagus sylvatica***, inclusi defogliazione e morte, indicano una **necessità critica di intervento**. L'eccessivo brucamento delle plantule di faggio, al di sopra dei livelli di rinnovazione sostenibile, minaccia la **sopravvivenza a lungo termine di questa specie chiave**, fondamentale per l'integrità ecologica e strutturale di questi ecosistemi forestali.

L'**alta selettività della pressione sulle plantule**, in particolare su *Fagus* e *Castanea*, evidenzia inoltre un rischio di **omogeneizzazione della composizione forestale**. Se la pressione da brucamento non viene controllata, le specie **meno appetibili e più resilienti** potrebbero diventare dominanti, riducendo l'**eterogeneità dell'habitat** e compromettendo le funzioni ecologiche supportate da questi ecosistemi.

Gli impatti osservati sulla **diversità specifica**, con specie dominanti e indicatrici sottoposte a pressioni differenziate, richiedono un approccio **multi-fattoriale alla gestione della rinnovazione**. Gli sforzi dovrebbero concentrarsi non solo sulle specie più colpite, come il **faggio**, ma anche sulle conseguenze più gravi della pressione da brucamento. Ad esempio, il **salice** ha mostrato una vulnerabilità estrema, con il **98% dei segni di brucamento associati a defogliazione**, considerata un impatto particolarmente severo. Questo suggerisce che gli interventi di protezione o ripristino della rinnovazione **non debbano limitarsi alle specie più impattate**, ma considerare anche **la proporzione di danni e la loro gravità per ciascuna specie**.

L'analisi delle aree con **maggiore pressione** fornisce anche indicazioni preziose per individuare le **zone critiche di brucamento**, dove l'attività degli ungulati è massima a causa di condizioni ambientali specifiche. In particolare:

- Le aree a **copertura delle chiome densa** forniscono rifugio agli ungulati, rendendole più soggette a brucamento costante. Le aree a **bassa copertura** favoriscono invece l'abbondanza di plantule grazie alla ridotta competizione per la luce, aumentando la disponibilità di risorse per il brucamento.
- Le aree più lontane dalle fonti idriche sono **più vulnerabili alla pressione da brucamento**, probabilmente a causa della **minor presenza di predatori**.

Raccomandazioni per la gestione delle aree Natura 2000

Alla luce di questi risultati, si raccomanda un approccio **multifattoriale** per garantire che la rinnovazione forestale sia coerente con gli obiettivi di conservazione della **Rete Natura 2000**:

1. Protezione mirata della rinnovazione

- Favorire la rinnovazione di **specie vulnerabili** come *Fagus sylvatica* e *Salix*, nonché di specie favorevoli come *Castanea*, *Acer*, *Robinia* e *Fraxinus*.
- **Ridurre la pressione da brucamento** attraverso:
 - Zone di **esclusione temporanea** per proteggere le plantule durante le fasi critiche di crescita.
 - Introduzione di **plantule da vivaio** per rafforzare la rinnovazione naturale.
 - **Misure di contenimento delle popolazioni di ungulati** (ad esempio, regolazione della densità tramite caccia).
 - **Barriere fisiche** come recinzioni selettive o *slash walls* nei periodi critici di crescita.

2. Gestione specifica degli habitat

- Adattare gli interventi alle **caratteristiche dell'habitat**, ad esempio:
 - **Riduzione della densità della copertura forestale** nelle aree più brucate.
 - Utilizzo di **pendii più ripidi** come rifugi naturali per la rinnovazione delle plantule.

3. Controllo delle popolazioni di ungulati

- Implementare misure di **controllo della densità degli ungulati**, mantenendo livelli sostenibili per ridurre la pressione da brucamento.
- Le azioni di gestione dovrebbero concentrarsi in particolare sul **capriolo e sul camoscio**, i principali responsabili della pressione su questi ecosistemi forestali.

4. Monitoraggio e adattamento

- Monitorare **costantemente gli impatti del brucamento** e adattare le strategie di gestione per rispondere ai cambiamenti nella composizione specifica e nel successo della rinnovazione forestale.

L'integrazione di queste strategie consentirà di **allineare gli sforzi di conservazione** nelle aree più soggette a pressione con **l'obiettivo primario della Rete Natura 2000: preservare la biodiversità**. Inoltre, questo approccio aiuterà a fronteggiare le sfide poste dal brucamento degli ungulati, assicurando la **resilienza e l'integrità ecologica a lungo termine** di questi ecosistemi forestali, supportando sia la conservazione degli habitat sia la diversità delle specie.

Rinnovazione dopo gli schianti da vento

Introduzione

Nella notte tra il **2 e il 3 ottobre 2020**, la **tempesta Alex** ha attraversato le montagne del **Varesotto**, colpendo in particolare le aree tra **Valcuvia e Campo dei Fiori**. La tempesta ha portato **piogge torrenziali** e potenti venti di **scirocco**, con raffiche fino a **113 km/h**, registrate presso l'**Osservatorio Astronomico G. Schiaparelli** (Punta Paradiso del Monte Campo dei Fiori) *prima che la caduta di alberi causasse interruzioni di corrente, rendendo inattivi gli strumenti di rilevazione*. Questo evento estremo ha provocato danni estesi alle foreste della regione, causando la **caduta di migliaia di alberi**.

Gli **schianti su larga scala** (*windthrow*) alterano profondamente gli ecosistemi forestali, creando **aperture** che aumentano la disponibilità di luce nel sottobosco e innescano una serie di cambiamenti ecologici (Turton e Alamgir, 2024). Questi effetti vanno dalla perdita di alberi maturi a **cambiamenti nelle comunità microbiologiche del suolo**, trasformando la struttura e la funzione dell'habitat originale. Anche la **qualità, quantità e distribuzione delle nicchie per la biodiversità** risultano alterate: la ricchezza e la diversità complessive possono inizialmente aumentare grazie alla creazione di habitat aperti, ma le specie forestali specializzate tendono a ridursi, migrare o scomparire a lungo termine. Se il processo di rigenerazione viene interrotto, la **mancata ricrescita della vegetazione** nelle aree disturbate può portare a **grave erosione del suolo e riduzione della sostanza organica**, alterando i sistemi di humus e influenzando significativamente le comunità edafiche (Visentin et al., 2024). Data la portata di questi impatti, il *windthrow* rappresenta una **sfida ecologica critica** per le aree forestali. Comprendere i fattori che influenzano la vulnerabilità delle foreste agli schianti, gli effetti sulle caratteristiche dell'habitat e le strategie per prevenirne o mitigarne le conseguenze è essenziale per valutare la resilienza degli ecosistemi forestali.

La probabilità che una foresta subisca danni da vento dipende da una combinazione di **fattori ambientali, topografici e strutturali**. La **pendenza** e l'esposizione dei versanti influiscono significativamente sulla distribuzione degli schianti. Le foreste su pendii con **pendenza tra 16 e 30°** e quelle esposte ai venti dominanti sono più soggette a danni. Anche la **quota** gioca un ruolo importante, con alcune fasce altitudinali più vulnerabili (Ciocirlan e Câmpu, 2024; Strzyżowski, 2019). La **densità e la struttura del suolo** influenzano la stabilità degli alberi. Un'elevata **densità del suolo** riduce lo spazio poroso e limita l'espansione delle radici, indebolendo l'ancoraggio meccanico e aumentando il rischio di sradicamento durante le tempeste. L'**eccessiva compattazione del suolo**, spesso dovuta a interventi umani, riduce la permeabilità e la penetrazione radicale, compromettendo la resistenza degli alberi (Arshad et al., 1996).

Le **monocolture di specie a radicazione superficiale**, come l'**abete rosso** (*Picea abies*), sono **altamente suscettibili agli schianti di vento** e mostrano una minore resilienza post-evento, a causa della scarsità di semi di specie pioniere (Ciocirlan e Câmpu, 2024). Anche le **latifoglie** possono essere vulnerabili, poiché la loro maggiore superficie esposta al vento aumenta le forze di trascinamento, soprattutto durante i periodi in cui le foglie sono presenti (Bebi et al., 2023; Angst et al., 2003). La **variabilità delle altezze degli alberi** all'interno di un popolamento influisce sulla turbolenza del vento: una forte eterogeneità può destabilizzare alberi alti e snelli, con **basso rapporto tra chioma e tronco** o **condizioni di salute compromesse** (Quine et al., 2021). Inoltre, popolamenti con maggiore densità possono fornire una protezione collettiva contro i danni da vento (Saeid & Moslem, 2017).

Dopo un evento di schianto, la gestione forestale deve trovare un equilibrio tra **ripristino e conservazione dell'habitat**. Le scelte a disposizione dei gestori sono in genere tre:

- **Esbosco di emergenza (*salvage logging*)**: viene spesso utilizzato per motivi **economici, di sicurezza o estetici**, ma ha impatti negativi: **degrada la struttura del suolo, elimina microhabitat essenziali e riduce la rinnovazione naturale**, rimuovendo le fonti di semi e la protezione fornita dal legno morto, fondamentale anche per la biodiversità.
- **Impianto artificiale di plantule**: accelera la **ricostituzione della copertura forestale**, ma se **non eseguito correttamente**, rischia di ridurre la diversità genetica e favorire specie non adatte alle condizioni locali.
- **Rinnovazione naturale**: è il metodo più efficace per promuovere la **resilienza ecologica**, favorendo specie adattate alle condizioni specifiche del sito, anche se la composizione potrebbe **differire da quella pre-disturbo**. Tuttavia, è un processo più **lento** e può esporre i popolamenti a **specie invasive e pericoli da erosione o dissesto idrogeologico** se il ripristino non avviene in tempo utile.

Una **strategia adattativa** in aree habitat dovrebbe quindi **monitorare la rinnovazione naturale, conservare il legno morto e intervenire selettivamente solo dove i processi naturali falliscono**. La ricerca scientifica conferma che **minimizzare i disturbi e supportare le dinamiche naturali** è fondamentale per la biodiversità, mettendo in discussione l'uso diffuso del *salvage logging* e dei **rimboschimenti su larga scala** in contesti di conservazione.

Obiettivi dello studio

Questo studio si propone di:

1. **Analizzare i processi di ripristino negli habitat danneggiati**, valutando lo **sviluppo della rinnovazione, gli effetti del disturbo e la composizione delle specie** nelle aree colpite dagli schianti. Lo studio si concentra sulle **dinamiche strutturali e compositive** della foresta in fase di rinnovazione per comprendere la risposta a lungo termine agli eventi estremi.
2. **Valutare i fattori ambientali, topografici e strutturali che influenzano la severità del danno da vento**, per **prevedere il rischio di futuri schianti** e orientare misure selvicolturali preventive.

I risultati di questa ricerca sono fondamentali per informare le strategie di conservazione degli habitat prima e dopo eventi climatici estremi. Valutando lo stato attuale della rinnovazione forestale, lo studio contribuirà a identificare **misure per ottimizzare i processi di rigenerazione** e rafforzare la **resilienza della foresta agli eventi stocastici futuri**. Fornendo una valutazione del rischio per i siti Natura 2000 (IT201016 “*Val Veddasca*”, IT2010018 “*Monte Sangiano*” e IT2010019 “*Monti della Valcuvia*”, gestiti dalla Comunità Montana Alto Verbano), lo studio aiuterà a **individuare le aree più vulnerabili**, che dovrebbero essere prioritarie per **azioni di mitigazione del rischio futuro**. Questi approfondimenti guideranno le politiche di conservazione per garantire la **stabilità ecologica a lungo termine** e preservare i servizi ecosistemici essenziali delle foreste.

Metodi

L'evento di schianto da vento del 2020 ha interessato principalmente i territori del **Sasso del Ferro** e del **Monte Nudo**. Per un'analisi più dettagliata, l'area del **Sasso del Ferro** è stata ulteriormente suddivisa, isolando una **sottozona vicino alla Locanda Scereda**. Questa area è stata identificata come un habitat **ecologicamente distinto** dal resto del Sasso del Ferro, giustificando un'analisi separata. Le sue caratteristiche uniche potrebbero determinare **dinamiche di rinnovazione differenti** e una **diversa vulnerabilità agli schianti da vento** rispetto al resto della regione. Dal punto di vista della vegetazione colpita, nel **Monte Nudo** il **75.5% dei danni** ha riguardato **boschi di cnifere**; nelle aree di **Scereda e Sasso del Ferro**, invece, **tutta la vegetazione danneggiata era costituita da latifoglie**.

Alcuni interventi di **esbosco di emergenza (salvage logging)** e **stabilizzazione del suolo** sono già stati realizzati nel **Monte Nudo** e in alcune zone del **Sasso del Ferro**. Secondo il **piano di esbosco** ottenuto dal proprietario dell'azienda incaricata dei lavori, **sig. Livio Bozzolo**, sul **Monte Nudo** è già stato rimosso circa **l'80%** dell'area danneggiata. Al **Sasso del Ferro**, le operazioni di esbosco sono state più limitate, con una **rimozione stimata del 20%** dell'area colpita. Nella zona di **Scereda**, le attività di esbosco sono state **quasi assenti** a causa di una **frana** che ha reso difficile l'accesso al sito.

Per identificare e mappare le **aperture della copertura forestale causate dagli schianti** sono state utilizzate immagini satellitari **Sentinel-2**, selezionate per la loro **alta risoluzione spaziale (10 m)** e la capacità di **analisi su larga scala**. Le immagini sono state pre-filtrate sulla base dei seguenti criteri: **Accuratezza nell'identificazione dei gap forestali**, **coerenza cromatica** tra le diverse immagini, e **copertura nuvolosa minima** (<10%) per garantire una visione ottimale.

L'immagine più adatta ai fini dell'analisi è risultata essere la **Sentinel-2 L2A true-color del 10 giugno 2021**. A partire da questa immagine, sono stati **digitalizzati manualmente 19 siti** di schianto (**area stimata: 189 283.1 m²**) e **13 aree non schiantate** di controllo (**area stimata: 240 517.445 m²**). Questi dati sono stati utilizzati per **generare un dataset di addestramento automatico**, impiegato per l'individuazione automatizzata degli schianti nel resto dell'immagine. Per classificare le aree di schianto è stato addestrato un **modello Random Forest (RF)**, utilizzando le **bande Red, Blue e Green** dell'immagine Sentinel-2 True Color. L'esecuzione dell'algoritmo è stata effettuata su **RStudio**. Successivamente, è stato applicato un **filtro post-classificazione** per escludere gap **non associati agli schianti da vento** (es. **aree agricole o suoli nudi**). Il filtering è stato eseguito in **QGIS Maidenhead 3.36.3**, integrando dati aggiuntivi provenienti dai **layer Copernicus (giugno 2019)** su suolo nudo e uso del suolo agricolo. Questo processo ha garantito che il **dataset finale** rappresentasse in modo accurato i **veri gap da schianto** generati dall'evento del 2020 (Figura 12). I passaggi principali sono stati:

1. **Caricamento e georeferenziazione dei layer Copernicus.**
2. **Classificazione della copertura del suolo** attraverso **calcolatore raster**:
 - **Suolo nudo:** *Band 1 (Red)* < 8.
 - **Copertura forestale:** *Band 1 (Red)* < 200 & *Band 3 (Blue)* < 55.
3. **Conversione dei raster classificati in poligoni.**
4. **Intersezione dei poligoni classificati con le aree di schianto mappate**, escludendo superfici **non riconducibili agli schianti da vento** (es. aree agricole e pascoli).

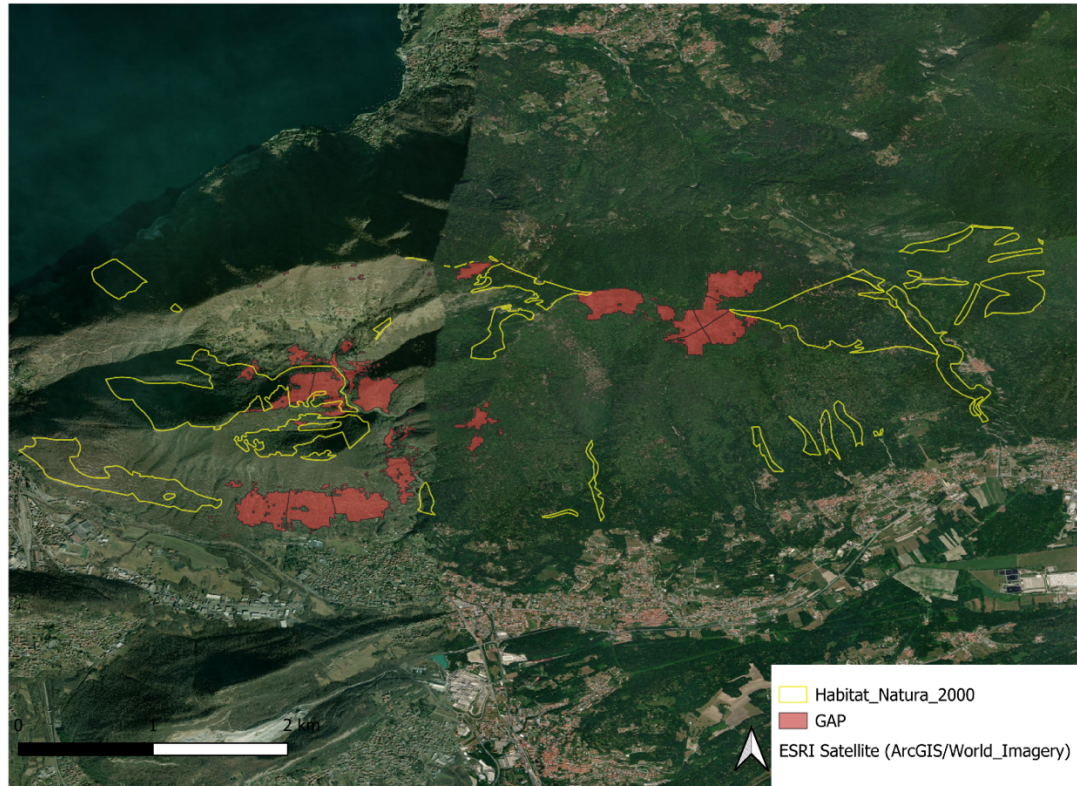


Figura 32: Ricostruzione delle aree colpite da schianto (GAP)

Per raccogliere dati dettagliati sulla **rinnovazione forestale** nelle aree colpite dagli schianti da vento, sono stati istituiti **26 punti di monitoraggio a terra**. Le aree **esboscate dopo il disturbo** sono state escluse dal campionamento. La distribuzione dei punti di campionamento è stata proporzionale all'estensione dell'area colpita dagli schianti: **11 punti casuali** sono stati assegnati al **Monte Nudo**, **4 punti casuali** a **Scereda** e **11 punti** al **Sasso del Ferro**. Ogni punto di monitoraggio è stato caratterizzato da un **rilievo su una superficie di 10x10 m**. Per evitare **sovrapposizioni spaziali**, i punti di campionamento sono stati posizionati ad almeno **100 metri di distanza l'uno dall'altro**. Per ciascuna area di campionamento, sono stati registrati i seguenti parametri:

- **Rinnovazione forestale** (*altezza compresa tra 5 e 330 cm*): Specie, Copertura % di ogni specie, Copertura % totale delle plantule, Altezza media delle plantule
- **Legno morto (*Deadwood, DW*)**: Copertura (%), Biomassa stimata, **Stadio di decomposizione** secondo la classificazione di Waddell (2002) (Tabella 1).

Per integrare i rilievi terrestri, è stato utilizzato un drone **DJI Mavic Pro 2** per raccogliere immagini ad **alta risoluzione** delle aree colpite dagli schianti. Il drone ha documentato **I pattern spaziali della rinnovazione forestale, la distribuzione del legno morto e le condizioni del suolo nelle aree di difficile accesso**. Le immagini drone sono state analizzate per estrarre le seguenti metriche:

- **Rinnovazione forestale**: Area totale coperta da rinnovazione; Identificazione e quantificazione delle specie dominanti in rinnovazione
- **Legno morto**: Copertura del suolo (%); Stima visiva della biomassa del legno morto; Classificazione degli stadi di decomposizione, basata sulle caratteristiche delle immagini.

L'approccio multisorgente (rilievi a terra + analisi drone) ha permesso di ottenere **una visione completa delle dinamiche di rinnovazione forestale e delle caratteristiche del legno morto** nell'area di studio.

Le informazioni raccolte sono state sintetizzate identificando le **specie presenti** e la loro **occupazione relativa** in ciascun sito. Per analizzare il rapporto tra **indici di legno morto** (copertura del suolo, biomassa e stadio di decomposizione) e **indici di rinnovazione** (copertura e altezza media delle plantule) sono stati impiegati **modelli lineari generalizzati (GLM)**. I GLM sono stati **pre-selezionati** sulla base del **Bayesian Information Criterion (BIC)**, valutando la capacità esplicativa e la parsimonia delle combinazioni di variabili predittive.

Per approfondire il rapporto causa-effetto tra legno morto e rinnovazione, abbiamo invece modelli di **Equazioni Strutturali (SEM)**, ipotizzando sia una **Influenza Diretta** tra il legno morto e la rinnovazione, sia una influenza attraverso variabili intermedie, come la **microtopografia** e la pressione di **brucamenti sulle plantule**. I dati sul **danno da ungulati** sono stati estratti interpolando un raster con il **metodo inversamente proporzionale alla distanza** dai punti noti (IDW), utilizzando i dati di pressione sulle plantule illustrati nella sezione precedente di questo report.

Infine, per ciascun **pixel** forestale dell'area di studio sono stati estratti i fattori potenziali di vulnerabilità agli schianti futuri, relativi a pendenza e esposizione (da DTM Lombardia 5x5 m), **densità della copertura arborea pre-schianto (2018)** (*Copernicus Land Monitoring Service, 10m*), **Altezza della copertura forestale (2020)** (*GEDI Global Canopy Height Dataset, 10m*), **Tipo di vegetazione dominante (2018)** (*Copernicus Land Monitoring Service, 10m*), **Densità apparente e compattezza del suolo** (0–10 cm e 10–20 cm) (Panagos et al., 2024), e parametri descrittivi del **Regime del vento** dominante (*Global Wind Atlas, 100m*). Tutti i dataset sono stati **riproiettati nel sistema EPSG:4326 - WGS 84** per garantire **coerenza spaziale** e compatibilità con gli standard globali di analisi geospaziale. Per migliorare la precisione spaziale, i dati sono stati **riscalati a 10 metri di risoluzione** utilizzando l'**interpolazione bilineare** in QGIS.

I valori di ciascun predittore sono stati **estratti per ogni pixel** nelle aree classificate come *gap* e *no-gap*. È stato eseguito un **t-test** per valutare il contributo di ciascuna variabile alla classificazione *gap* vs. *no-gap*. Inoltre, dopo aver suddiviso il dataset in un set di **calibrazione (70%)** e **validazione (30%)**, è stato addestrato un modello **Random Forest** per identificare i **fattori chiave che influenzano la formazione dei gap e prevedere la probabilità di creazione di nuovi gap**, applicandolo a tutta l'area dei siti **Natura 2000** studiati. Questa analisi ha permesso di produrre una **carta della vulnerabilità agli schianti da vento**, evidenziando le aree che, in caso di eventi simili alla **tempesta Alex**, sarebbero più soggette a danni.

Risultati e discussione

L'identificazione delle specie dominanti nello strato di rinnovazione è risultata coerente tra i rilievi sul campo e le analisi delle immagini da drone (Tabella 4, Tabella 5). A **Monte Nudo**, le specie pioniere come *Betula* e *Larix* dominano lo scenario della rinnovazione, ma la variabilità in altezza di *Betula* e la bassa copertura di *Larix* suggeriscono un successo della rinnovazione disomogeneo. *Corylus avellana*, in quanto specie pioniera, si è affermato stabilmente occupando la seconda posizione in termini di copertura. *Corylus* mostra inoltre una crescita vigorosa dove presente, creando potenzialmente microambienti favorevoli per le specie a successione tardiva. Le specie definitive, come *Fagus* e *Picea*, sono presenti ma non ancora in modo significativo nella rinnovazione del sito e probabilmente si trovano nella fase iniziale di insediamento. Questo suggerisce una fase precoce di recupero della foresta a Monte Nudo, in cui le specie pioniere giocano un ruolo chiave nella stabilizzazione del sito. A **Sasso del Ferro**, la specie pioniera *Betula* è ben affermata in termini di altezza. *Corylus avellana* mostra una crescita vigorosa ed è un contributore significativo alla rinnovazione, indicando la transizione dal dominio delle pioniere a quello delle specie a successione precoce. La proporzione di copertura è più sbilanciata verso le specie a successione tardiva rispetto agli altri siti: queste specie sono ampiamente diffuse e attivamente in rinnovazione, anche se la loro altezza ridotta suggerisce che siano ancora in competizione con le specie a crescita più rapida. Questo sito rappresenta quindi una fase di transizione della rinnovazione, in cui le specie pioniere sono ben consolidate, quelle a successione precoce sono in espansione e quelle a successione tardiva stanno diventando sempre più significative. Nel sito di **Scereda**, la specie pioniera dominante è *Ailanthus altissima*, una specie invasiva a crescita rapida che si impone sulle altre specie in rinnovazione. L'assenza di specie autoctone a successione precoce potrebbe essere il risultato dell'elevata competitività di *Ailanthus*, che ostacola la rinnovazione naturale delle specie precoci locali. Non sono state registrate altre specie pioniere o a successione precoce.

Tabella 4: Caratteristiche della rinnovazione nelle aree schiantate (rilievi in campo)

Sito	Genere	Fase successionale	Copertura (m ²)	Abbondanza (%)	Alt. media (cm)
M. Nudo	<i>Betula</i>	Pioniera	62	69.27%	75.8± 126
M. Nudo	<i>Fagus</i>	Definitiva	3	3.35%	30±22.3
M. Nudo	<i>Larix</i>	Piniera- intermedia	1.5	1.68%	11± 5.66
M. Nudo	<i>Corylus</i>	Pioniera	20	22.35%	350±84.2
M. Nudo	<i>Picea</i>	Intermedia- definitiva	3	3.35%	6.5± 2.12
S.Ferro	<i>Betula</i>	Pioniera	120	15.13%	153.75± 69.9
S.Ferro	<i>Fagus</i>	Definitiva	260	43.70%	87.71± 53
S.Ferro	<i>Corylus</i>	Pioniera	215	36.13%	390± 36.1
Scereda	<i>Ailanthus</i>	Pioniera invasiva	10	90.91%	300±62.1
Scereda	<i>Castanea</i>	Intermedia	1	9.09%	50±13.5

Tabella 5: Caratteristiche della rinnovazione nelle aree schiantate (rilievi da drone)

Sito	Genere	Fase successionale	Copertura (m ²)	Abbondanza (%)
M.Nudo	<i>Acer</i>	Intermedia- definitiva	14	1.50%
M.Nudo	<i>Betula</i>	Pioniera	454	48.50%
M.Nudo	<i>Fagus</i>	Definitiva	371	39.64%
M.Nudo	<i>Larix</i>	Pioniera- Intermedia	97	10.36%
S.Ferro	<i>Fagus</i>	Definitiva	672	97.11%
S.Ferro	<i>Robinia</i>	Pioniera	20	2.89%
Scereda	<i>Ailanthus</i>	Pioniera invasiva	150	100.00%

Le correlazioni tra la rinnovazione e il legno morto permettono di analizzare il ruolo della necromassa sull'abbondanza della rinnovazione in ciascun sito (Tabella 6). A Monte Nudo, la copertura e l'altezza della rinnovazione sono risultate **significativamente e negativamente correlate** con la copertura e la massa del legno morto, indicando che, in questo sito, maggiore è la copertura di legno morto, minore è la copertura e l'altezza della rinnovazione. A Sasso del Ferro, la copertura della rinnovazione ha mostrato una correlazione negativa con la copertura del legno morto, evidenziando lo stesso rapporto osservato a Monte Nudo, anche se in modo meno marcato. Ciò significa che, per lo stesso aumento della copertura di legno morto, la riduzione della rinnovazione è meno intensa. Questo risultato sottolinea l'importanza di un intervento per **rimuovere il legno morto per migliorare la rinnovazione**, con priorità a Monte Nudo, seguito da Sasso del Ferro. A Scereda, la correlazione negativa tra la copertura della rinnovazione e la massa del legno morto indica che, all'aumentare della rinnovazione, la massa del legno morto diminuisce. Di conseguenza, anche in questo sito sarebbe necessario un intervento di **salvage logging parziale**. Inoltre, è emersa una correlazione positiva tra l'altezza della rinnovazione e la classe di decomposizione del legno morto. Queste due variabili suggeriscono una **sincronizzazione temporale** tra il processo di decomposizione del legno morto e l'insediamento della rinnovazione: più tempo è trascorso dall'evento di schianto, maggiore è l'altezza raggiunta dalla rinnovazione. Questo risultato indica che un'azione di gestione mirata, come **tagliare o sminuzzare i tronchi in pezzi più piccoli per accelerarne la decomposizione**, potrebbe favorire una crescita più rapida della rinnovazione.

Tabella 6: correlazioni sito-specifiche tra indici di necromassa (DW) e rinnovazione (Reg.). Gli asterischi indicano correlazioni parzialmente significative (*), significative (**) e molto significative (***)

	Cover Reg. – cover DW	Cover Reg. – massa DW	Cover Reg.– decay DW	Altezza Reg.– cover DW	Altezza Reg. – massa DW	Altezza Reg.– decay DW
M.Nudo	-0.56 ***	-0.31 ***	-0.11	-0.71 ***	-0.34	-0.27
Scereda	-0.32	-0.31**	-0.51	-0.38	0.04	0.71*
S.Ferro	-0.41***	0.04	0.10	-0.47	-0.03	0.07

I GLM hanno mostrato che il **fattore più importante** per determinare l'**altezza della rinnovazione** e la **copertura della rinnovazione** è la **copertura del suolo da legno morto**. La relazione tra **altezza o copertura della rinnovazione** e la **copertura del suolo da legno morto** ha rivelato **effetti negativi significativi su entrambe le variabili di risposta** (Tabella 7). Nonostante il legno morto possa avere un ruolo importante sia per la biodiversità che per la protezione delle plantule da brucamento, siccità e erosione, l'**accumulo eccessivo di legno morto**, specialmente dopo un evento di schianto da vento, **limita la luce e lo spazio disponibili per la rinnovazione**, aumentando la competizione tra gli individui in rigenerazione. Questa competizione può inibire la crescita delle plantule, riducendo sia l'**altezza della rinnovazione** sia la sua **copertura**, nonostante la presenza di un suolo arricchito di nutrienti derivanti dalla decomposizione del legno (Piasczyk et al., 2021; Mayer et al., 2022).

L'accumulo di legno morto **influisce anche sulle condizioni microclimatiche**, in particolare su **temperatura e umidità del suolo**, con effetti sulla rinnovazione forestale. Sebbene il legno morto possa offrire **isolamento termico contro temperature estreme**, può anche generare effetti localizzati di **raffreddamento** sfavorevoli all'insediamento delle plantule (Harmon et al., 1986). Ad esempio, nelle aree con **alta densità di legno morto**, le **temperature del suolo potrebbero rimanere più basse in primavera**, ritardando la **germinazione e la crescita**. Un altro impatto rilevante è legato all'**eccessiva umidità del suolo**, che può creare condizioni **anaerobiche**, limitando la disponibilità di ossigeno e inibendo i processi metabolici necessari per la germinazione, causando la morte dei semi. Inoltre, livelli elevati di umidità favoriscono la proliferazione di **patogeni fungini e batterici**, aumentando il rischio di infezioni che possono danneggiare o uccidere i semi prima che germinino. In condizioni di suolo molto umido, i semi possono anche subire **danni fisici dovuti al movimento del suolo o alla compattazione**, ostacolando l'emergenza delle plantule e riducendo la loro vitalità complessiva.

Tabella 7: Risultati del GLM

Variabile	Effetto (β)	Std.Error (SE)	p-value
<u>Altezza rinn.</u>			
Intercetta	226.13	32.02	<0.001
Copertura DW	-274.25	64.34	0.00016
<u>Cover rinn.</u>			
Intercetta	37.41	6.68	<0.001
Copertura DW	-43.05	13.43	0.003

Specie diverse mostrano relazioni differenti tra le **metriche di rinnovazione (altezza e copertura)** e la **presenza di legno morto**, riflettendo dinamiche ecologiche specifiche per ciascuna specie (Tabelle 8-9). Per il faggio, la copertura di legno morto ha un'influenza più limitata sull'**altezza della rinnovazione** ($\beta = -169,37$; $p = 0,06$) rispetto al modello che considera tutte le specie. Questo suggerisce che la **presenza di legno morto abbia un ruolo meno dominante nel determinare l'altezza degli individui rigeneranti di faggio**. Tuttavia, l'effetto sulla **copertura della rinnovazione** ($\beta = -95,92$; $p = 0,046$) è più marcato rispetto al modello generale. Per la betulla, la **presenza di legno morto risulta significativa solo per l'altezza della rinnovazione**, con un coefficiente assoluto minore rispetto al modello che include tutte le specie. Questo indica che l'**altezza della rinnovazione di Betula è meno sensibile alla presenza di legno morto** rispetto ad altre specie.

Tabella 8: Risultati del GLM per il faggio

Variabile	Effetto (β)	Std.Error (SE)	p-value
<u>Altezza rinn.</u>			
Intercetta	140.84	30.92	0.004
Copertura DW	-169.37	75.89	0.06
<u>Cover rinn.</u>			
Intercetta	67.05	15.58	0.005
Copertura DW	-95.92	38.25	0.046

Tabella 9: Risultati del GLM per la betulla

Variabile	Effetto (β)	Std.Error (SE)	p-value
<u>Altezza rinn.</u>			
Intercetta	226.37	46.82	0.0013
Copertura DW	-242.68	87.36	0.024
<u>Cover rinn.</u>			
Intercetta	30.523	8.004	0.005
Copertura DW	-26.96	14.935	0.1

È fondamentale considerare che i popolamenti **più densi prima dello schianto**, oggi caratterizzati da una **maggiore copertura di tronchi a terra**, potrebbero aver già **ostacolato la rinnovazione prima dell'evento di schianto**, a causa della forte competizione per le risorse. Al contrario, popolamenti **più radi prima dello schianto** potrebbero aver già ospitato una **rinnovazione avanzata**, che è stata poi ulteriormente favorita dall'evento di schianto, con una crescita opportunistica delle **specie pioniere e, in alcuni casi, di specie aliene**. Questo suggerisce che gli effetti osservati sulla rinnovazione **non dipendono esclusivamente dal volume di legno morto**, ma anche dalle **caratteristiche strutturali della foresta prima del disturbo**. Infatti, la **densità della copertura forestale prima dello schianto** è stata dimostrata essere una delle variabili strutturali primarie che rendono un'area più vulnerabile agli eventi di schianto.

Il modello SEM diretto ha rivelato una **correlazione significativa e negativa tra la copertura del legno morto e la copertura della rinnovazione** ($\beta = -0.532$; $p < 0.001$), indicando che una **maggiore copertura di legno morto è associata a una minore copertura della rinnovazione**. Tuttavia, **altri indici del legno morto**, come la **massa del legno morto** e lo **stadio di decomposizione**, **non hanno mostrato un effetto significativo sulla rinnovazione**. La **massa del legno morto** ha avuto un **effetto marginalmente significativo sulla composizione delle specie dominanti in rinnovazione** ($\beta = -0.059$; $p = 0.059$), suggerendo che potrebbe influenzare **quali specie si rigenerano**. Questo effetto potrebbe derivare da una **covariazione implicita tra la massa del legno morto e la composizione delle specie pre-schianto**, che a sua volta condiziona fortemente le specie che si rigenerano. Altri indici del legno morto non hanno mostrato un'influenza diretta significativa sulle specie in rinnovazione (Figura 13A).

Nel **modello indiretto** (Figura 13B), nessuno degli **indici di legno morto** ha mostrato un **effetto significativo** come variabile intermedia sulla **pendenza del microsito**. Tuttavia, lo **stadio di decomposizione del legno morto** è risultato significativamente diverso tra i siti ($p = 0.001$), con una decomposizione più avanzata associata a **Sasso del Ferro**, mentre Monte Nudo e Scereda presentavano uno **stadio di decomposizione meno avanzato**. Lo **stadio di decomposizione** ha anche influenzato in modo significativo la **pressione degli ungulati** ($\beta = -3.048$; $p = 0.047$), indicando che **un maggiore avanzamento nella decomposizione è associato a una riduzione della pressione da parte degli ungulati**. La **pendenza** ha avuto un **effetto positivo, seppur modesto, sulla copertura della rinnovazione** ($\beta = 0.016$; $p = 0.032$). Anche il **sito** ha avuto un **effetto positivo (0.325) e significativo ($p = 0.003$)**, suggerendo che la **copertura della rinnovazione è più elevata a Sasso del Ferro e Monte Nudo rispetto a Scereda**. Per quanto riguarda la **composizione della rinnovazione**, tutte le **variabili intermedie hanno avuto un'influenza significativa**. La **pendenza** ha avuto un **effetto positivo sulla composizione della rinnovazione**, indicando che le **plantule di determinate specie preferiscono condizioni di pendenza diverse**. La **pressione degli ungulati** ha avuto un **effetto negativo sulla composizione della rinnovazione**, mostrando che gli **ungulati hanno un impatto soppressivo su alcune specie in rigenerazione nelle prime posizioni della gerarchia delle specie, come *Castanea*, *Ailanthus* e *Betula***.

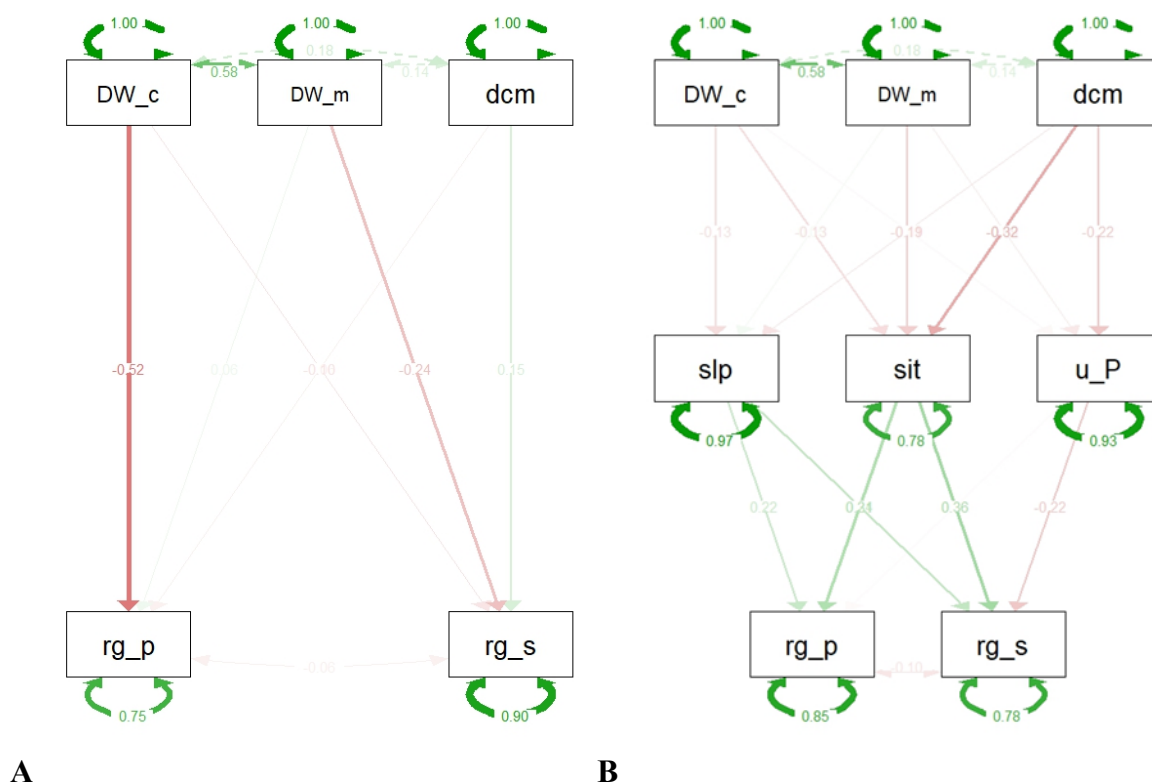


Figura 13: Modelli SEM per (A) Impatti diretti degli indici di legno morto sugli indici di rinnovazione e (B) Impatti indiretti degli indici di legno morto sulla rinnovazione attraverso la pendenza, il sito e la pressione degli ungulati. Abbreviazioni: DW_c: Copertura del suolo da legno morto; DW_m: Massa del legno morto; dcm: Stadio di decomposizione del legno morto; rg_p: Copertura della rinnovazione; rg_s: Specie in rinnovazione); slp: Pendenza; sit: Sito; u_P: Pressione degli ungulati

Da una prospettiva complessiva dei due modelli, emerge chiaramente che la copertura del suolo da legno morto ha **un'influenza diretta molto forte** sulla copertura della rinnovazione: più suolo è occupato da legno morto, minore è la copertura della rinnovazione. Questa relazione non mostra effetti intermediati da nessuna delle variabili analizzate, il che significa che l'influenza negativa è efficace indipendentemente dal gradiente di pendenza, dal sito o dai livelli di pressione degli ungulati. Altri indici del legno morto hanno influenzato la rinnovazione attraverso la loro interazione con le caratteristiche del sito, della pendenza e della pressione degli ungulati. Questi risultati evidenziano la complessità delle interazioni tra le caratteristiche del legno morto e le dinamiche della rinnovazione forestale, sottolineando la necessità di **strategie di gestione mirate** per ottimizzare il recupero delle foreste colpite dagli schianti.

Per quanto riguarda la **vulnerabilità agli schianti futuri**, sono emerse **differenze significative tra aree schiantate (0) e aree non schiantate (1)** in diversi fattori, tra cui densità apparente del suolo (a 10 e 20 cm di profondità), tipo arboreo dominante (le conifere sono più vulnerabili), altezza delle chiome, eterogeneità delle altezze, pendenza, densità della copertura arborea e velocità media attesa del vento (Figura 14, Tabella 5).

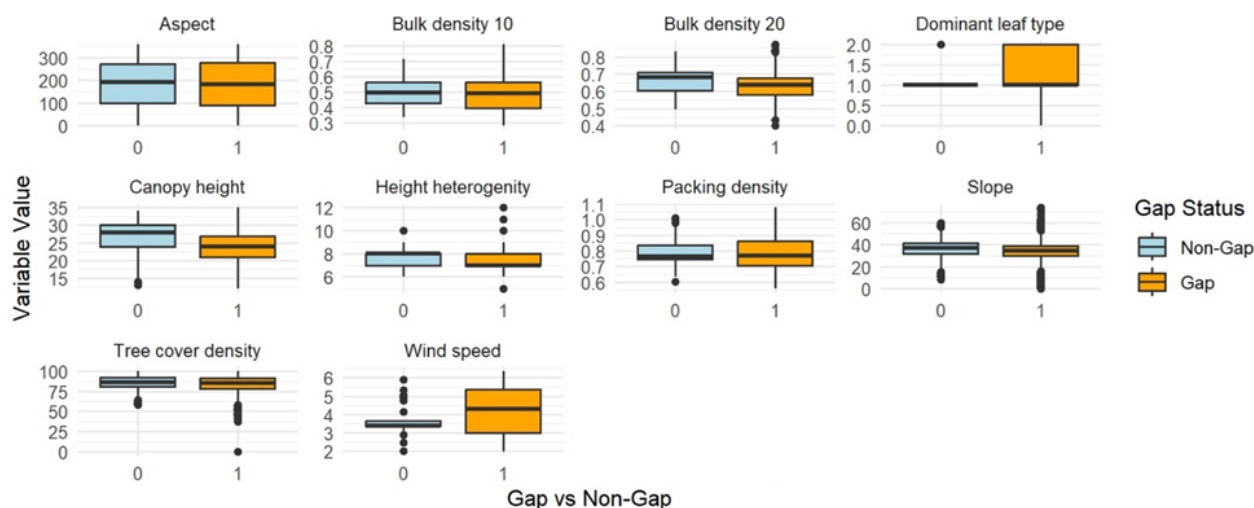


Figura 14: Valori dei fattori di vulnerabilità al vento in aree schiantate vs. non schiantate

Le variabili significativamente diverse sono state **selezionate come predittori** per la costruzione del **modello di suscettibilità Random Forest**. Come previsto e in linea con studi precedenti, la **velocità del vento** emerge come il **fattore determinante più critico** per la probabilità di schianto, mentre l'**altezza delle chiome** evidenzia l'importanza delle caratteristiche strutturali della foresta e la **densità del suolo** sottolinea il ruolo delle condizioni topografiche (Figura 15). L'applicazione del modello a tutta l'area di studio ha evidenziato le seguenti aree con **elevata vulnerabilità agli schianti da vento**: **Monte Gradisea, Alpe Chedo, Monte Colmegnino, Alpe Ca' del Sasso, Monte Sirti e il Nord del Lago Delio** nella parte **settentrionale**, e **Sasso del Ferro, Monte Nudo, Alpe San Michele, San Martino e Pian Cuvinicc** nella parte **meridionale** (Figura 16). Queste aree necessitano di **interventi prioritari** per ridurre la loro vulnerabilità al rischio di schianti da vento.

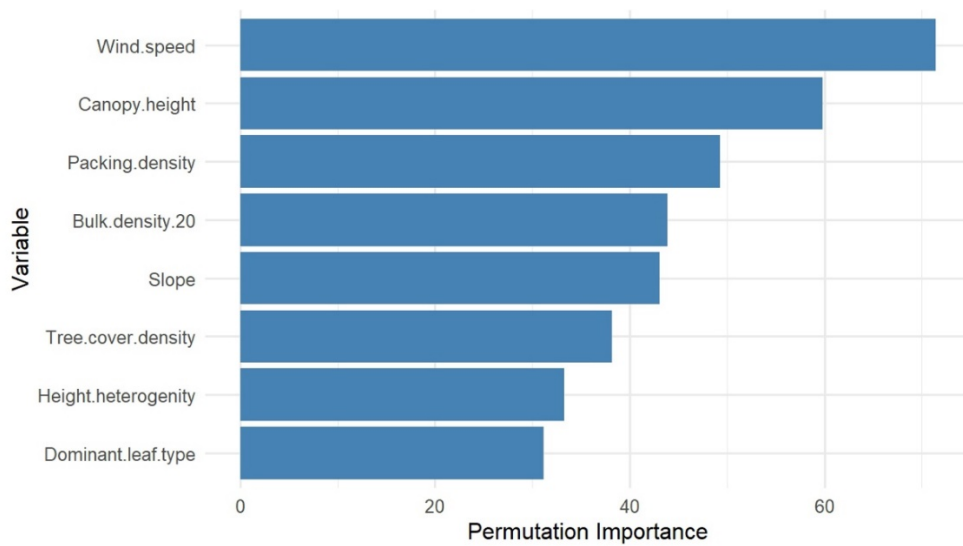


Figura 15: Importanza dei fattori predittivi nel modello della vulnerabilità agli schianti da vento

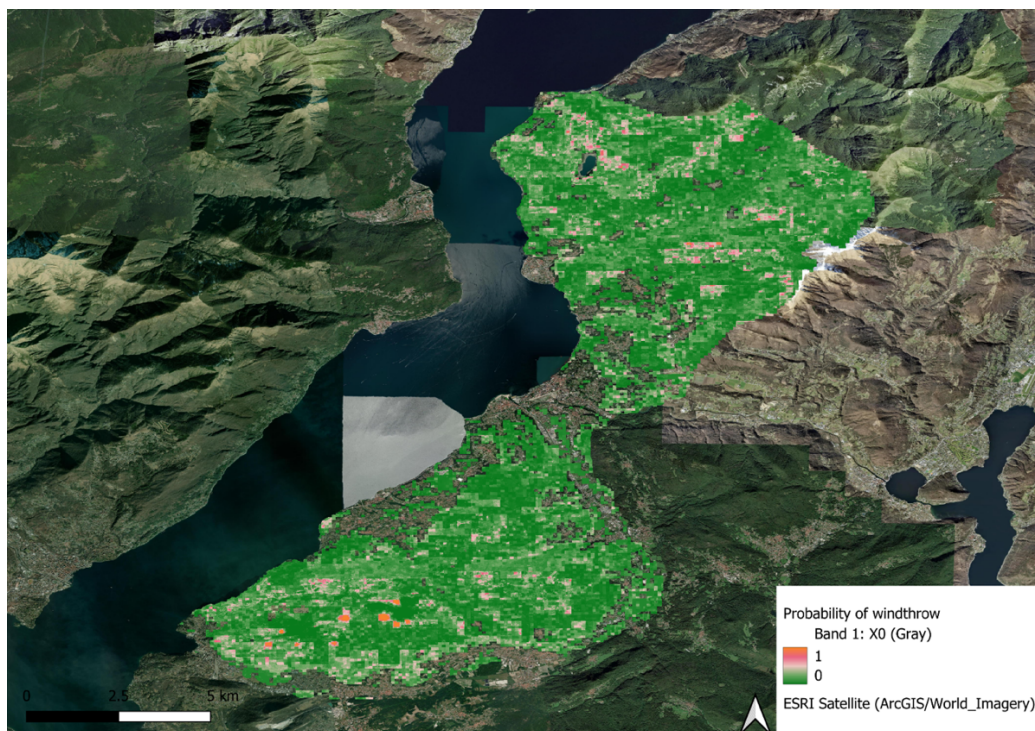


Figura 16: Probabilità attesa di schianto da vento.

Conclusioni

Il **profilo di rinnovazione** nei tre siti di studio—**Monte Nudo, Sasso del Ferro e Scereda**—rivela **fasi distinte di ripristino forestale**, ciascuna delle quali richiede strategie di gestione mirate per favorire una rinnovazione efficace.

- **Monte Nudo** è nella **fase iniziale di recupero**, caratterizzata dalla dominanza di specie pioniere come *Betula* e *Larix*, insieme alla precoce affermazione del **nocciolo** (*Corylus avellana*). Tuttavia, il **successo della rinnovazione è irregolare**, con una variabilità nell'altezza delle betulle e una scarsa copertura di larice. La correlazione negativa tra **copertura del legno morto e rinnovazione** suggerisce che la **rimozione o la gestione del legno morto** potrebbe favorire una crescita più uniforme della rinnovazione.
- **Sasso del Ferro** si trova in una **fase di transizione** della rinnovazione. La **presenza consolidata di *Betula* e *Corylus***, insieme alla crescente affermazione del **faggio**, indica una progressione verso una struttura forestale più matura. Sebbene la rinnovazione sia in corso, **una riduzione del legno morto** potrebbe ulteriormente favorire la crescita del faggio, che compete con specie a crescita più rapida.
- **Scereda** presenta un **ambiente più disturbato**, caratterizzato dalla **dominanza dell'invasiva *Ailanthus altissima***. L'assenza di specie pioniere autoctone suggerisce che *l'Ailanthus* sta **inibendo la rinnovazione naturale**. Qui la gestione dovrebbe concentrarsi sulla **rimozione delle specie invasive** per facilitare il recupero della vegetazione autoctona. Inoltre, **favorire la decomposizione del legno morto** potrebbe contribuire ad aumentare l'altezza della rinnovazione e promuovere un recupero forestale più robusto nel lungo periodo.

I risultati dei **GLM e SEM** hanno evidenziato un **effetto limitante del legno morto sulla rinnovazione**: una maggiore copertura di legno morto è **associata a una ridotta copertura di rinnovazione**. Questo effetto è **indipendente da sito, pendenza e pressione degli ungulati**, suggerendo che la **gestione della copertura di legno morto** dovrebbe essere **prioritaria in tutti i siti** per favorire la rinnovazione. Inoltre, sebbene la **massa e lo stadio di decomposizione del legno morto** non abbiano mostrato effetti diretti sulla rinnovazione, essi influiscono **indirettamente attraverso variabili intermedie**. Di conseguenza, andrebbero considerati interventi come la **rimozione selettiva dei tronchi** per ridurre la massa di legno morto o lo **sminuzzamento** per accelerarne la decomposizione e migliorare la disponibilità di nutrienti. Sebbene il legno morto sia fondamentale per il **ciclo dei nutrienti e la conservazione della biodiversità**, il suo impatto sulla rinnovazione quindi **richiede attenzione**, specialmente nelle aree con elevata copertura di necromassa.

Oltre al legno morto, anche **sito e pendenza** giocano un ruolo cruciale nella rinnovazione forestale. La **copertura della rinnovazione è significativamente più alta nei siti di Sasso del Ferro e Monte Nudo**. Le **pendenze più elevate** favoriscono la rinnovazione, probabilmente grazie a una **minore competizione tra specie e una minore pressione degli ungulati**. La **pressione degli ungulati limita la rinnovazione** di specie precoci come *Castanea* e *Ailanthus*, suggerendo che azioni mirate per ridurre questa pressione potrebbero facilitare il recupero forestale.

Raccomandazioni per la gestione delle aree colpite dagli schianti

Il salvage logging potrebbe essere realizzato in alcune aree del **Sasso del Ferro**, dove la **copertura di legno morto supera il 20%**, la **disponibilità di luce e spazio è limitata per la rinnovazione**, e **il suolo risulta compattato dall'accumulo di legno morto**. Tuttavia, la rimozione del legno morto dovrebbe essere **mirata**, lasciando una percentuale sufficiente per mantenere il ciclo dei nutrienti e la biodiversità. Un valore ottimale sarebbe tra il **20-30% della superficie basimetrica totale**, in modo da equilibrare le esigenze ecologiche e la necessità di garantire spazio per la rinnovazione.

Nel caso di **Scereda**, il **salvage logging dovrebbe essere evitato**, poiché la presenza di *Ailanthus* suggerisce che la priorità dovrebbe essere il **controllo delle specie invasive piuttosto che l'estrazione del legno morto**. Un'esbosco eccessivo potrebbe **favorire ulteriormente l'Ailanthus**, aumentando la competizione contro le specie pioniere autoctone.

Il ripristino della vegetazione può essere accelerato con l'impianto di plantule, **da limitarsi** ai siti dove il processo di ripristino naturale è troppo lento per assicurare il mantenimento della protezione del suolo o il ritorno della vegetazione nativa. Le specie da piantare dovrebbero essere selezionate in base alle loro caratteristiche ecologiche:

- **Monte Nudo:** Specie **tardive**: *Fagus sylvatica*, *Picea abies*; Specie **precoci** per creare microambienti: *Corylus avellana*. **Aree target:** zone dove *Fagus* e *Picea* sono presenti ma non contribuiscono significativamente alla rinnovazione.
- **Sasso del Ferro:** Specie **tardive**: *Fagus sylvatica*, *Picea abies*; Specie **precoci** se si osservano lacune nella copertura della rinnovazione. **Aree target:** zone in cui *Fagus* potrebbe beneficiare di un'integrazione con piantumazioni aggiuntive.
- **Scereda:** Specie pioniere autoctone come *Betula pendula*, per competere con *Ailanthus* e favorire la biodiversità. **Aree target:** zone dominate da *Ailanthus*, dove le specie autoctone precoci sono assenti.

Strategie di mitigazione per aree vulnerabili agli schianti futuri

L'analisi della vulnerabilità ha identificato le seguenti aree a **rischio elevato di futuri schianti**: Monte Gradisca, Alpe Chedo, Monte Colmegnino, Alpe Ca' del Sasso, Monte Sirti, Lago Delio (nord); Sasso del Ferro, Monte Nudo, Alpe San Michele, San Martino, Pian Cuvinicc. Per mitigare il rischio, si raccomanda di integrare misure **proattive** nella gestione forestale. In particolare, in aree con **chiome molto alte**, applicare diradamenti **dall'alto di modesta intensità** per **aumentare la resistenza al vento** e prevenire gli schianti. Il diradamento aiuta a migliorare la resistenza della foresta, riducendo la competizione e permettendo agli alberi rimanenti di rafforzarsi.

L'integrazione di queste strategie può migliorare il **recupero delle foreste colpite dagli schianti**, ridurre la vulnerabilità a eventi futuri e promuovere la **resilienza ecologica a lungo termine**. Un approccio che bilanci gestione del **legno morto**, **riduzione della pressione da ungulati**, **rinfoltimenti mirati** e **prevenzione degli schianti futuri** è essenziale per garantire la **stabilità degli habitat forestali della Rete Natura 2000**.

Bibliografia

- Angst, C., Bürgi, A., Duelli, P., Egli, S., Heiniger, U., Hindenlang, K., Lüscher, P., Rickli, C., Wohlgemuth, T., & Zeh, R. (2004). Waldentwicklung nach Windwurf in tieferen Lagen der Schweiz 2000–2003: Schlussbericht eines Projektes im Rahmen des Programms "Lothar Evaluations- und Grundlagenprojekte". Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. 98 pp.
- Bebi, P., Piazza, N., Ringenbach, A., Caduff, M., Conedera, M., Krumm, F., & Rigling, A. (2023). Schutzwirkung und Resilienz von Gebirgswäldern nach natürlichen Störungen. In: P. Bebi & J. Schweizer (Eds.), WSL Berichte: Vol. 144. Aus Störungen und Extremereignissen im Wald lernen. Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. 41-48.
- Bernard, M., Barrere, J., Morin, X., Saïd, S., Boulanger, V., Granda, E., Benavides, R., Jactel, H., Heurich, M., Rabasa, S.G., Valladares, F., & Kunstler, G. (2024). Elevation affects both the occurrence of ungulate browsing and its effect on tree seedling growth for four major tree species in European mountain forests. *Annals of Forest Science* 81, 13 (2024).
- Berretti, R., & Motta, R. (2005). Ungulati selvatici e foresta: I danni prodotti alla rinnovazione forestale del Parco. Ente Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino.
- Brūmelis, G., Dauškane, I., Elferts, D., Strode, L., Krama, T., & Krams, I. (2020). Estimates of tree canopy closure and basal area as proxies for tree crown volume at a stand scale. *Forests* 11(11), 1180.
- Candaele, R., Ligot, G., Licoppe, A., Lievens, J., Fichet, V., Jonard, M., ... & Lejeune, P. (2023). Interspecific growth reductions caused by wild ungulates on tree seedlings and their implications for temperate *Quercus-Fagus* Forests. *Forests* 14(7), 1330.
- Ciocirlan, M., & Câmpu, V.R. (2024). Characteristics of forest windthrow produced in Eastern Carpathians in February 2020. *Forests* 15(1), 176.
- Costa, M., Marchi, L., Locatelli, T., & Lingua, E. (2022). Trees susceptibility to wind damages: the effect of slope. EGU General Assembly 2022 Conference Abstracts, pp. EGU22-9514.
- D'Aprile, D., Vacchiano, G., Meloni, F., Garbarino, M., Motta, R., Ducoli, V., & Partel, P. (2020). Effects of twenty years of ungulate browsing on forest regeneration at Paneveggio Reserve, Italy. *Forests* 11(6), 612.
- Eiberle, K., & Nigg, H. (1987). Grundlagen zur Beurteilung des Wildverbisses im Gebirgswald. *Schweiz. Z. Forstwes.* 138, 747–785.
- Fluri, J., Anderwald, P., Korner-Nievergelt, F., Wipf, S., & Amrhein, V. (2023). The Influence of wild ungulates on forest regeneration in an alpine national park. *Forests* 14(6), 1272.
- Haimei, H., Guangyu, Z., Wu, M., Feihu, L., & Xiongqinh, Z. (2021). Additivity of stand basal area predictions in canopy stratifications for natural oak forests. *Forest Ecology and Management* 492, 119246.
- Harmon, M., Franklin, J., Swanson, F., Sollins, P., Gregory, S., Lattin, J., Anderson, N., Cline, S., Aumen, N., Sedell, J.R., Lienkaemper, G., & Cromack, K. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 34, 59-234.
- Holzer, D., Bödeker, K., Rammer, W., & Knoke, T. (2024). Evaluating dynamic tree-species-shifting and height development caused by ungulate browsing in forest regeneration using a process-based modeling approach. *Ecological Modelling* 493, 110741.
- Kaczensky, P., Ranc, N., Hatlauf, J., & Payne, J.C. (2024). Large carnivore distribution maps and population updates 2017–2022/23. Report to the European Commission under contract N° 09.0201/2023/907799/SER/ENV. D. 3 "Support for Coexistence with Large Carnivores".

- Lang, N., Jetz, W., Schindler, K., & Wegner, J. D. (2023). A high-resolution canopy height model of the Earth. *Nature Ecology & Evolution* 7, 1778–1789.
- Martín-Díaz, P., Gil-Sánchez, J.M., Ballesteros-Duperón, E., Barea-Azcón, J. M., Virgós, E., Pardavila, X., & Moleónb, M. (2018). Integrating space and time in predator-prey studies: The case of wildcats and rabbits in SE Spain. *Mammalian Biology* 88, 114-122.
- Mayer, M., Rosinger, C., Gorfer, M., Berger, H., Deltedesco, E., Bässler, C., ... & Godbold, D.L. (2022). Surviving trees and deadwood moderate changes in soil fungal communities and associated functioning after natural forest disturbance and salvage logging. *Soil Biology and Biochemistry* 166, 108558.
- Pajunen, A., Virtanen, R., & Roininen, H. (2012). Browsing-mediated shrub canopy changes drive composition and species richness in forest-tundra ecosystems. *Oikos* 121(10), 1544-1552.
- Panagos, P., De Rosa, D., Liakos, L., Labouyrie, M., Borrelli, P., & Ballabio, C. (2024). Soil bulk density assessment in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 364, 108907.
- Piaszczyk, W., Lasota, J., Gaura, G., & Błońska, E. (2021). Effect of deadwood decomposition on the restoration of soil cover in landslide areas of the Karpaty Mountains, Poland. *Forests* 12(2), 237.
- Quine, C. P., Gardiner, B. A., & Moore, J. (2021). Wind disturbance in forests: The process of wind created gaps, tree overturning, and stem breakage. In: *Plant disturbance ecology* (pp. 117-184). Academic Press.
- Ray, D.G. (2013). Not all basal area is created equal: the influence of species and stand development on canopy cover of four common southern pines. In: Guldin, James M. (ed.) *Proceedings of the 15th biennial southern silvicultural research conference*. Gen. Tech. Rep. SRS-GTR-175. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. pp. 541-542.
- Scaglia, J.A., Flores, D.G., Tapia, R., & Martinelli, M. (2024). Effects of geomorphology and distribution of water sources for livestock on the floristic composition and livestock receptivity of the Arid Chaco. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo* 52(1), 12-25.
- Shabani, S., & Akbarinia, M. (2017). Prediction of spatial patterns of windthrow phenomenon in deciduous temperate forests using logistic regression and random forest. *Cerne* 23(3), 387-394.
- Strzyżowski, D. (2019). The role of topography, canopy gaps, and forest edges in the distribution of windthrow damage in the Western Tatra Mountains, Poland. *Geographia Polonica*, 92(2), 173-187.
- Treydte, A., Beek, J., Perdok, A., & Wieren, S. (2011). Grazing ungulates select for grasses growing beneath trees in African savannas. *Mammalian Biology* 76(3), 345-350.
- Turton, S.M., & Alamgir, M. (2024). Ecological effects of strong winds on forests. In: Peh K.S.H., Corlett R.T., Bergeron Y. (eds.) *Routledge Handbook of Forest Ecology*, 2nd Edition. Routledge, pp. 133-147.
- Visentin, F., Remelli, S., Zanella, A., & Menta, C. (2024). Windthrow impact on alpine forest humipledon: soil microarthropod communities and humus dynamics five years after an extreme windstorm event. *Land* 13(9), 1458.
- Waddell, K.L. (2002). Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological Indicators* 1(3), 139-153.
- Waldron, K., Ruel, J. C., & Gauthier, S. (2013). The effects of site characteristics on the landscape-level windthrow regime in the North Shore region of Quebec, Canada. *Forestry* 86(2), 159-171.
- Wang, L., Wang, D., He, Z., Liu, G., & Hodgkinson, K. C. (2010). Mechanisms linking plant species richness to foraging of a large herbivore. *Journal of Applied Ecology* 47(4), 868-875.