

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
DIPARTIMENTO TERRITORIO E SISTEMI AGRO-FORESTALI
Corso di laurea magistrale in Scienze forestali e ambientali LM
Curriculum Protezione del Territorio

Analisi delle dinamiche forestali pre e post Vaia in aree di monitoraggio permanente: un caso studio nelle Dolomiti d'Ampezzo

Relatore
Prof. Emanuele Lingua

Laureanda
Sara Marson
Matricola n.
1182215

ANNO ACCADEMICO 2019-20

“Dietro ogni problema c'è un'opportunità”

Galileo Galilei

Sommario

RIASSUNTO	3
ABSTRACT	5
1 INTRODUZIONE.....	7
1.1 Disturbi da vento	8
1.1.1 L'evento Vaia	15
1.1.2 Zonizzazione del rischio.....	19
1.2 Interventi post disturbo.....	20
1.2.1 Il <i>salvage logging</i>	21
1.2.2 L'opzione <i>no intervention</i>	23
1.2.3 Rinnovazione post disturbo	27
1.3 Obiettivi	29
2 MATERIALI E METODI	31
2.1 Inquadramento aree studio.....	31
2.1.1 Area Ospitale <i>no intervention</i>	32
2.1.2 Area Ospitale <i>salvage logging</i>	33
2.1.3 Area Valbona <i>no intervention</i>	34
2.1.4 Area Valbona <i>salvage logging</i>	34
2.2 Rilievi in campo.....	37
2.2.1 Rilievi su piante in piedi e schiantate	37
2.2.2 Allestimento aree di saggio	38
2.3 Elaborazioni dei dati di campo	39
2.3.1 Elaborazione dei dati sulla rinnovazione.....	39
2.3.2 Elaborazione dei dati sulle altezze necromassa nelle aree <i>no intervention</i>	40
2.4 Analisi statistiche sui dati di campo.....	41
2.4.1 Analisi statistiche sulla media.....	41
2.4.2 Analisi statistiche sul coefficiente di snellezza	41
2.4.3 Analisi statistiche sull'altezza d'ingombro a terra per diverse tipologie di trattamento	42

2.4.4	Analisi statistiche sull'area basimetrica per specie	42
2.5	Elaborazioni dei dati telerilevati.....	43
2.5.1	Analisi del DTM.....	44
2.5.2	Analisi del CHM per ricostruire il bosco pre Vaia	44
2.6	Gap pre e post Vaia	46
2.7	Analisi di confronto fra dati di campo e telerilevati.....	47
2.7.1	Analisi statistiche sulla media fra altezze rilevate in campo e altezze ricavate dal CHM.....	47
2.7.2	Analisi statistiche di correlazione fra dati di campo e risultati delle analisi del CHM.....	47
3	RISULTATI.....	49
3.1	Elaborazioni dei dati di campo	49
3.1.1	Elaborazioni dei dati sulle altezze necromassa nelle aree <i>No Intervention</i>	59
3.1.2	Mappa rinnovazione.....	62
3.2	Analisi statistiche sui dati di campo.....	63
3.2.1	Analisi statistiche sulla media.....	63
3.2.2	Analisi statistiche sul coefficiente di snellezza	65
3.2.3	Analisi statistiche sull'area basimetrica per specie	66
3.2.4	Analisi statistica dell'altezza d'ingombro a terra per diverse tipologie di trattamento.....	70
3.3	Elaborazioni dei dati telerilevati: Analisi del CHM per ricostruire il bosco pre Vaia.....	71
3.3.1	Approccio I per l'intera area.....	71
3.3.2	Approccio II con area Training.....	75
3.3.3	Confronto tra i due approcci	81
3.4	Analisi di confronto fra dati di campo e telerilevati.....	82
4	DISCUSSIONE	91
4.1	Elaborazioni dei dati di campo	91
4.2	Analisi statistiche sui dati di campo.....	93
4.3	Elaborazioni dei dati telerilevati.....	94
4.4	Analisi di confronto fra dati di campo e telerilevati.....	95
5	CONCLUSIONI	97
	Ringraziamenti.....	105

RIASSUNTO

Il 28-29 ottobre 2018 le regioni del Nord Est d'Italia sono state interessate dalla tempesta Vaia. Questo evento ha interessato 42.525 ettari di bosco, per un totale di circa 8,5 milioni di metri cubi di legname atterrato. Un evento con questa magnitudo è in assoluto la prima volta che accade nella storia recente del nostro paese.

I selvicoltori comunemente rispondono ai disturbi naturali di questo tipo esboscando e quindi recuperando il materiale schiantato (*salvage logging*), tuttavia questa non è l'unica opzione. In questo lavoro di tesi si sono analizzate le dinamiche forestali di breve periodo in quattro aree permanenti colpite da Vaia, localizzate in provincia di Belluno, nei distretti di Ospitale e Valbona delle Regole di Ampezzo.

Nelle aree di studio si è scelto di confrontare la tipologia di intervento *salvage logging* e l'opzione *no intervention* al fine di individuare le differenze e le conseguenze di queste due possibili alternative. Ulteriore obiettivo è stato quello di analizzare la situazione pre e post disturbo, studiare la rinnovazione insediatasi e la severità del disturbo sul popolamento. Per conoscere la situazione pre disturbo sono stati utilizzati dati derivanti dai rilievi LiDAR del 2008-2009 e dalla consultazione del Piano di Assestamento del 2004.

La struttura del popolamento è risultata essere importante nei riguardi della resistenza del popolamento. Infatti, le aree che avevano una struttura monoplana sono state quelle più danneggiate, rispetto a quelle che avevano una struttura biplana.

Nelle aree è stata trovata una buona densità di rinnovazione (con altezze <20 cm) e prerinnovazione (con altezze >20 cm). In tre aree su quattro infatti si sono stimate almeno 1200 piante ad ettaro sia di rinnovazione che di prerinnovazione. Solo in una delle aree a *salvage logging* si è trovata una bassa concentrazione di rinnovazione dell'anno. Questo indica che molto probabilmente il *salvage logging*, in quest'area, ha avuto un impatto negativo sulle condizioni microclimatiche del sito e sulle condizioni del suolo.

Le piante sradicate, rispetto a quelle stroncate, sono risultate essere mediamente caratterizzate da diametri maggiori. Ciò significa che le piante probabilmente erano molto alte e pesanti e il momento ribaltante conseguentemente ha avuto la meglio. Inoltre, si è infatti visto che le piante più grosse diametralmente e con un coefficiente di snellezza più alto siano state quelle più suscettibili agli schianti da vento.

In due aree permanenti, quelle a Valbona, si è visto che le conifere hanno subito più danni rispetto alle latifoglie.

Per quanto riguarda l'altezza dell'ingombro a terra nelle aree *no intervention*, a Ospitale l'altezza media è di 1,2 m e a Valbona di 1,4 m. I risultati trovati in queste aree sono di circa un metro più basse rispetto alle medie delle altezze della necromassa misurate in Svizzera dopo la tempesta Vivian del 1990. Più è alta questa altezza e maggiore sarà l'effetto per la protezione dal rischio valanghe.

Sono risultate delle correlazioni basse e non significative fra la variabile dell'ingombro e i parametri topografici. Probabilmente l'ingombro è legato al popolamento che c'era prima del disturbo e alle modalità con cui si sono schiantate le piante.

Solo in un'area la correlazione tra il numero di piante della prerinnovazione e i *gap* pre Vaia ha riscontrato un livello di significatività statistica e un coefficiente di correlazione pari a 0,64. Ciò vuol dire che la prerinnovazione si è insediata dove aveva più spazio, ossia all'interno delle buche preesistenti a Vaia.

Infine, si può dire di essere riusciti a identificare le altezze delle piante del popolamento pre Vaia per le due aree *salvage logging*, dall'elaborazione dei dati LiDAR. Confrontando questi dati con le altezze rilevate in campo non si è trovata una differenza statisticamente significativa.

L'insediamento di aree di monitoraggio di lungo periodo, per lo studio delle dinamiche della rinnovazione in seguito a diversi interventi post-Vaia, permetterà in futuro di ottenere importanti indicazioni sulla migliore modalità di intervento da adottare in seguito a disturbi con elevata severità.

Analysis of forest dynamics in permanent monitoring plots pre and post Vaia storm: a case study in the Ampezzo Dolomites

ABSTRACT

On October 28th -29th 2018, the Vaia storm hits the North-Eastern regions of Italy. This event has caused the complete destruction of 42,525 hectares of forests and the growing stock volume of fallen trees were about 8.5 millions of cubic meters. Such event with this magnitude is absolutely the first time that happens in the recent history of our country.

Foresters commonly respond to natural disturbances of this type by logging and then recovering the material after a windstorm (salvage logging). However, this is not the only option. In this thesis work, short-term forest dynamics were analyzed in four permanent windthrow areas, located in the province of Belluno, in the districts of Ospitale and Valbona of the Regole d'Ampezzo.

In the study areas it was decided to compare the type of salvage logging intervention and the no intervention option, in order to identify their differences and the consequences of these two possible alternatives. Another objective is to analyze the pre and post disturbance situation, to study the renovation that took place and the severity of the disturbance on the population. To know the pre-disturbance situation, data deriving from the LiDAR data of the period 2008-2009 and from the consultation of the forest planning of 2004 were used.

The structure of the stand was found to be important regarding the resistance of the stand. In fact, the areas that had a monoplane structure were the most damaged, compared to those that had a biplane structure. In the areas, a good density of renovation (with heights <20 cm) and pre-renovation (with heights > 20 cm) was found. There were more than 1200 plants per hectare were estimated both for renovation and for pre-renovation in three quarters areas. Only in one of the salvage logging area was there a low concentration of renovation of the year. Which indicated that salvage logging, in this area, has probably had a negative impact on the site's microclimatic conditions and soil conditions.

The uprooted plants, compared to the snapping ones, were on average characterized by largest diameters. This can explain that the plants were probably very tall and heavy and the angular momentum consequently prevailed. Furthermore, it has been seen that the largest plants diametrically and with a highest height-diameter ratio have been the most susceptible to wind crashes.

In two permanent areas, those in Valbona, conifers have been shown to have suffered more damage than broad-leaved trees.

Regarding the height above ground of unsalvaged lying logs in the no intervention areas, in Ospitale the average height is about 1.2 m and in Valbona 1.4 m. The results found in these areas are about one meter

lower than the averages of the necromass heights measured in Switzerland after the Vivian storm in 1990. When the height is higher, the effect is greater for protection from avalanches hazard.

There were no significant correlations between the height above ground of unsalvaged lying logs and the topographical parameters. The size is probably linked to the forest that existed before the disturbance and to the ways in which the plants crashed.

Only in one area the correlation between the number of plants of the pre-renovation and the pre Vaia gaps found a level of statistical significance and a correlation coefficient equal to 0.64. This means that pre-renovation has settled where it had more space, that is, inside the existing gaps before Vaia.

Finally, we can say that we were able to identify the plant heights of the pre Vaia population for the two salvage logging areas, from the analysis of LiDAR data. Comparing these data with the heights measured in the field, no statistically significant difference was found.

Implementing long-term monitoring plots for studying the regeneration dynamics following different post-Vaia interventions, will allow obtaining fundamental information on the best practices to adopt after high severity disturbances.

1 INTRODUZIONE

Nel contesto europeo, un evento come Vaia non è la prima volta che si verifica. Infatti, nel corso degli anni i danni da vento sono aumentati (Figura 1.1). Normalmente gli schianti da vento, su grandi superfici, sono avvenuti nelle zone centro settentrionali del continente, nella maggior parte dei casi senza interessare l'Italia, grazie alla presenza delle Alpi che ci proteggono (Gardiner, et al., 2013). Soltanto Vivian, nel 1990, ha provocato degli schianti in Italia, interessando localmente la Valle d'Aosta e la Val di Susa (Regione Autonoma Valle d'Aosta - Regione Piemonte, 2006) (Figura 1.2).

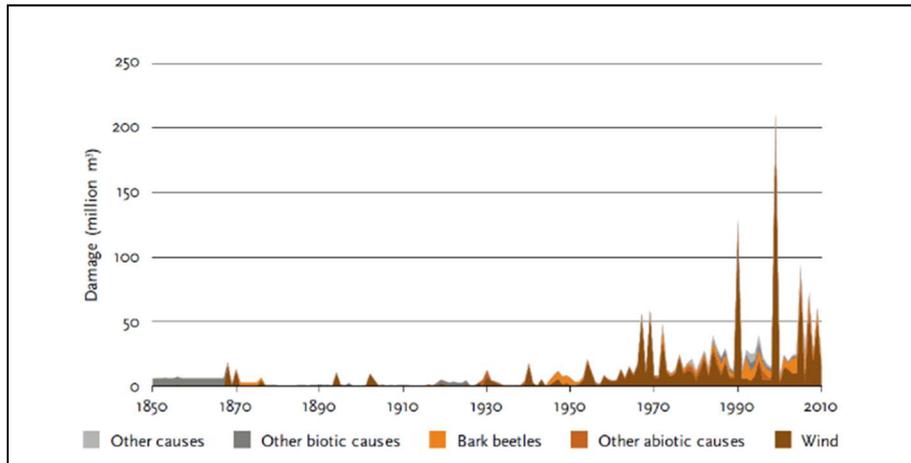


Figura 1.1 Danni totali verificatisi nelle foreste europee (milioni di m³) a causa di diversi disturbi. La categoria "other causes" include danni antropici, cause non identificate e cause miste (Gardiner, et al., 2013).

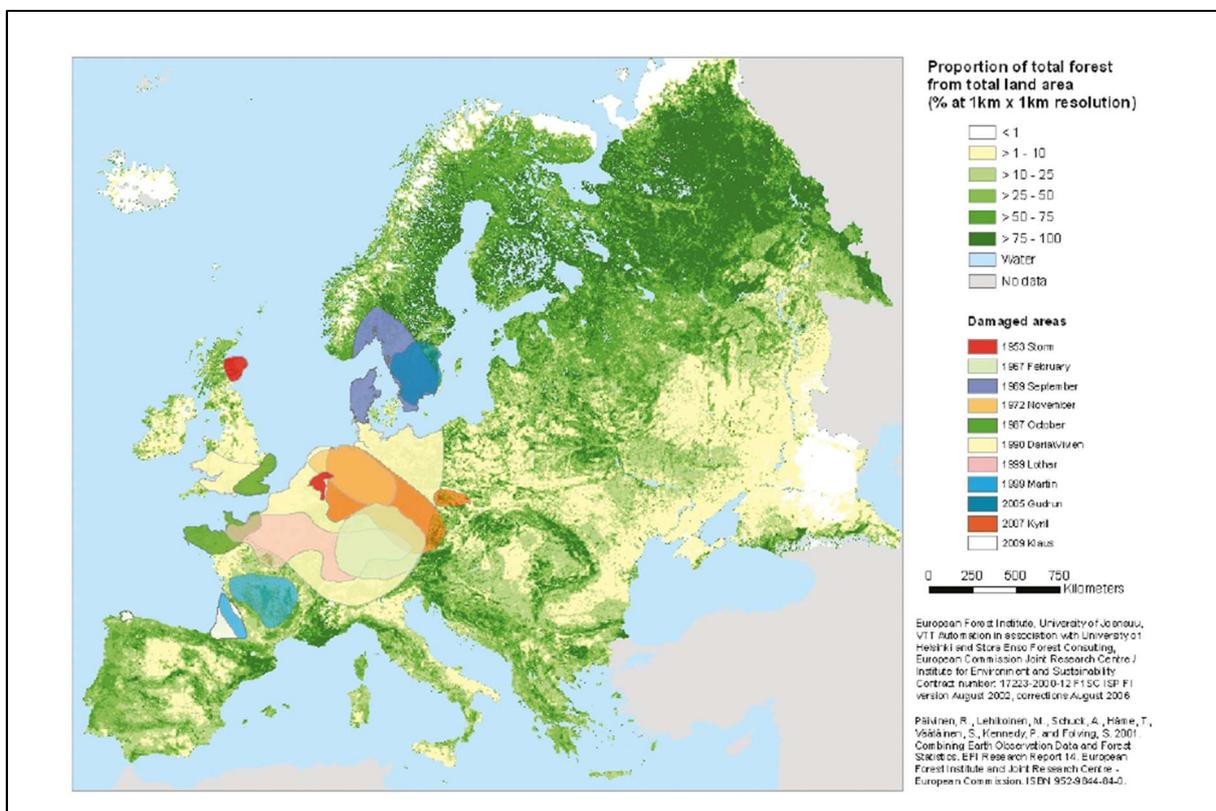


Figura 1.2 Zone stimate interessate da tempeste (Gardiner, et al., 2013).

Dalla Figura 1.1 si può vedere come ci sia stato un aumento degli schianti negli ultimi 50 anni, soprattutto in Europa centro settentrionale. Occorre però anche considerare che allo stesso tempo è aumentata la copertura forestale e la densità dei popolamenti, soprattutto in Italia (RaF Italia 2017-2018). Dunque, questo grafico va contestualizzato alla situazione attuale delle nostre foreste: abbiamo maggiori rischi di schianti perché ci sono più foreste e le foreste sono meno stabili perché sono più soggette a un carico del vento superiore.

Si è osservato come negli ultimi vent'anni almeno 2 eventi come la tempesta Vaia all'anno hanno interessato le foreste europee, atterrando grandi quantità di legname. Ad esempio, eventi importanti come Lothar e Martin del 1999, con raffiche di vento che hanno raggiunto 250 km/h, hanno schiantato 240 milioni m³, Vivian del 1990 ha interessato 60 milioni di m³ (Figura 1.2). In Italia, Vaia ha riguardato in totale circa 8,5 milioni di m³ di legname (Chirici, et al., 2019) ed è il primo importante evento manifestatosi con così alta magnitudo nel nostro paese.

Su questi grandi eventi, Lothar e Vivian soprattutto, sono stati realizzati diversi studi: sono state insediate diverse aree permanenti in cui è stato effettuato un monitoraggio della rinnovazione e studi sulla necromassa. L'idea è di utilizzare lo stesso approccio e lo stesso tipo di analisi e monitoraggio nelle nostre aree, che ricadono all'interno del territorio delle Regole di Ampezzo, in cui sono stati schiantati circa 400 ha¹. In altre parole, questo evento verrà sfruttato come un'opportunità per monitorare e, per la prossima volta, essere preparati e sapere già a priori quali siano gli interventi migliori da effettuare in aree attraversate da un disturbo di questo tipo.

1.1 Disturbi da vento

Il vento in foresta non sempre provoca un disturbo. Infatti, il vento in foresta ha diversi ruoli: ha effetti sulla riproduzione con la dispersione del polline, sull'impollinazione anemofila e sulla disseminazione anemocora. Ha poi effetti fisiologici nella traspirazione e, infine, effetti sulla morfologia delle piante. Dunque, si può dire che il vento gioca un ruolo favorevole su un popolamento forestale. Le piante si sono evolute sulla base di queste caratteristiche, ma ciò vale fino a velocità inferiori a 50 km/h (Del Favero, Lingua, & Pividori, 2019). Infatti, se il vento aumenta di intensità, può diventare un agente di stress e quindi un fattore limitante. Da un punto di vista fisiologico può incidere sulla traspirazione, sullo sviluppo e la crescita ed anche per l'estensione delle coperture forestali (Holtmeier & Broll, 2010). Salendo ancora di intensità, sopra i 100 km/h, il vento cambia il suo ruolo e va ad agire sull'ecosistema della foresta, arrivando fino ad atterrare l'intero popolamento.

Il vento, quindi, diventa un fattore di disturbo quando è un fenomeno discreto che avviene con immediata intensità da creare un danno. Per cui è importante discendere da quando il vento è un fattore limitante,

¹ Dato presentato durante il 55° Corso di Cultura in Ecologia - Foreste e danni da vento, 3-5 giugno 2019, Centro Studi Ambiente Alpino - San Vito di Cadore (BL)

quando per esempio abbiamo gli alberi a forma di bandiera, da quando è invece un fattore di disturbo. Vaia è stato un disturbo in quanto è stato un evento discreto, non continuo nel tempo, che ha alterato la struttura dei boschi, modificando la disponibilità delle risorse (Pickett & White, 1985).

La velocità del vento, ossia la sua intensità, cambia perché alla base c'è un principio fisico. I venti sono dati dalle masse d'aria che si spostano, rispetto alla superficie terrestre, con una componente prevalentemente orizzontale, da zone ad alta pressione, dette anticicloniche, a zone a bassa pressione, ossia cicloniche. Più è alta la differenza di pressione e più la velocità del vento sarà alta. La velocità del vento, dunque, è legata al gradiente barico, definibile come la differenza di pressione che esiste in un determinato momento, fra due diversi punti lungo una superficie orizzontale. Quando si ha un gradiente barico, le molecole d'aria tendono a spostarsi nel senso del gradiente, cioè dalle zone a pressione maggiore verso quelle a pressione minore.

La velocità del vento però dipende anche dall'altezza rispetto al suolo. Infatti, il profilo del vento (Figura 1.3) ci indica come a contatto con il suolo le velocità siano basse, invece più saliamo di quota, più la velocità aumenta in quanto la superficie provoca attrito. Sopra la copertura forestale e sotto esiste una differenza di velocità del vento perché la struttura del popolamento forestale va ad influire il profilo del vento (Santana, Dias-Júnior, Vale, Tóta, & Fitzjarrald, 2017). Le piante più soggette al carico del vento sono quelle più alte perché la pressione esercitata dal vento aumenta proporzionalmente con il quadrato della sua velocità (Stathers, 1994).

Come è stato evidenziato in precedenza, sopra i 100 km/h il vento può avere forti ripercussioni su un popolamento forestale. Infatti, sopra questa soglia di velocità, il vento può provocare lo schianto di un albero. Principalmente, si possono avere due tipologie di schianto (Figura 1.4):

- Sradicamento o ribaltamento (*uprooting*) che consiste nel cedimento dell'ancoraggio radicale che causa un ribaltamento del piatto radicale con un'estrusione dell'apparato radicale, con una parte più o meno cospicua di suolo connesso alle radici.
- Stroncamento (*snapping*): che consiste nella rottura del fusto al di sopra del colletto, a diverse altezze. La resistenza a livello radicale è superiore al carico, in questo caso, ma la resistenza meccanica del fusto è inferiore. Lo stroncamento alla base della pianta lo si ha con piante morte o quando ci sia un deterioramento della pianta già in atto. Se lo stroncamento è nella parte più alta della pianta (>50 % dell'altezza del fusto) si parla di sveltamento.

Lo sradicamento è favorito da suoli umidi e friabili; in caso di suoli gelati o secchi e compatti la pianta resiste o viene stroncata. Il suolo ha un ruolo importante: con suolo gelato si ha un aumento della resistenza del comparto suolo-radice; quindi l'abete rosso, che tenderebbe a sradicare, con suolo gelato potrebbe stroncarsi (Nicoll, Gardiner, Rayner, & Peace, 2006).

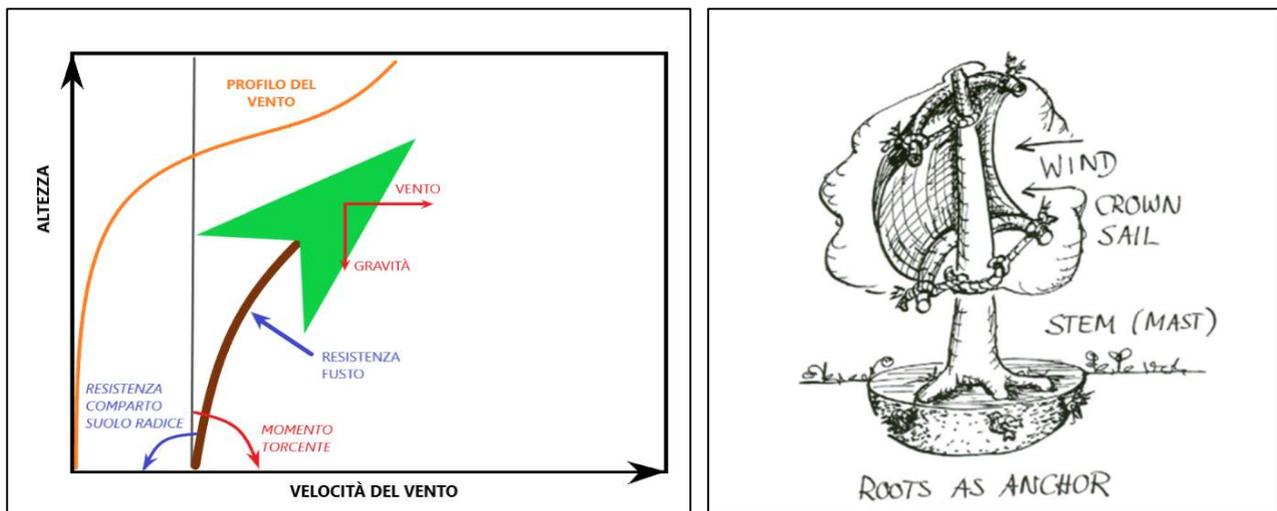


Figura 1.3 Nell'immagine a sinistra, le frecce in rosso indicano le forze che inducono alla caduta dell'albero, i fattori determinanti sono: la velocità del vento, l'ampiezza della chioma, densità della chioma, massa della chioma, massa del fusto, elasticità del fusto, altezza dell'albero. In blu sono indicate le resistenze e i fattori che influenzano sulla resistenza al vento e alle forze gravitazionali sono: forza dell'albero, elasticità dell'albero, diametro del fusto, profondità delle radici (da Stathers (1994), ridisegnata da Sara Marson). A destra, vignetta in cui un albero viene paragonato ad una barca vela: la chioma dell'albero è la vela, il fusto è l'albero maestro ed il comparto suolo radice è l'ancora (Mattheck and Breloer, 1993).



Figura 1.4 Tipologie di schianto, a sinistra pianta stroncata ed a destra due piante sradicate. Area VBNI (Foto di Sara Marson, scattata il 16 agosto 2019).

Per capire meglio la dinamica per cui una pianta si schianta, ci viene in aiuto la Figura 1.3 (la seconda) in cui una pianta soggetta al carico del vento può essere paragonata ad una barca a vela. Si può vedere come la chioma dell'albero venga paragonata ad una vela, il fusto all'albero maestro e il comparto suolo radici ad un'ancora. Quando c'è vento, esistono delle forze che agiscono sull'albero e dobbiamo considerare di carico del vento come ad una pressione, con una componente orizzontale, che esercita sulla superficie della chioma.

Esiste poi anche una componente verticale data dalla forza di gravità. Ovviamente conta anche la resistenza dell'albero maestro, che dipende dalla dimensione del fusto, dalla sua rastremazione. Contano anche le caratteristiche strutturali e tecnologiche proprie di ogni specie. Infatti, esistono specie più o meno resistenti alla rottura del fusto (Stokes, et al., 2005).

Altri due fattori importanti sono l'altezza della pianta e quanto la pianta si inclina dal baricentro. La forza che agisce viene trasferita alla pianta e si crea un momento ribaltante, a livello del comparto suolo radice. Salendo lungo il tronco, si ha poi un momento flettente. Quindi è una sommatoria di forze che agisce sulla pianta e per calcolarle dobbiamo considerare queste forze alle diverse altezze rispetto al suolo. Dividendo in sezioni la pianta, quindi bisogna calcolare la forza orizzontale del vento per ogni singola sezione.

La formula generale è quella dell'energia cinetica, con altre componenti (Stathers, 1994):

$$F = \frac{\rho * A * C * v^2}{2} \quad [1]$$

Dove:

- ρ è densità dell'aria:
- A è l'area della chioma per ogni singola sezione
- C è il coefficiente di permeabilità della chioma:
- v è la velocità del vento che agisce al quadrato.

Più l'aria è fredda, più sarà densa e più ci sarà una forza esercitata dal vento. Dunque, le tempeste invernali potenzialmente possono creare più danni. Per il coefficiente di permeabilità, se fosse prossimo all'unità vuol dire che tutta l'area della chioma farebbe effetto vela. In realtà la chioma ha sempre un minimo di permeabilità e quindi il vento riesce a passarci attraverso. Per quanto riguarda la velocità, non si può usare una velocità media in quanto c'è un profilo da considerare, che cresce salendo (Figura 1.3). La parte distale avrà una velocità maggiore di quella basale e generalmente raggiunge i massimi sopra i 20 m di altezza.

Quando una pianta inizia ad essere soggetta al carico del vento, siccome è abbastanza elastica, inizia a flettersi. È una sorta di adattamento perché in questo modo la pianta riduce la superficie esposta al vento e conseguentemente l'area e il carico del vento diminuisce (Gardiner, Berry, & Moulia, 2016). Allo stesso tempo però il baricentro si sposta e quindi ogni sezione, citata prima, avrà il baricentro che si discosterà dal punto di origine. Per calcolare questa nuova componente verticale legata alla gravità bisogna moltiplicare la massa di ogni singola sezione per la costante della gravità e per la distanza dal baricentro. Tutte queste forze devono essere moltiplicate per l'altezza di ogni singola sezione.

Conoscere e calcolare con precisione tutte queste componenti è difficile. L'importante però è comprendere perché una pianta schianta e qual è il contributo delle parti della chioma che più determinano il carico del vento. Inoltre, bisogna comprendere quando una chioma si presenta più pesante: quando ha le foglie e una

chioma densa, quando c'è la neve sulla chioma o semplicemente è bagnata dalle precipitazioni piovose. Alla tipologia di specie è indubbiamente correlata l'intercettazione della neve da parte delle chiome: nelle piante sempreverdi si presenta un grado di intercettazione significativamente maggiore rispetto a specie caducifoglie (Lingua, Marzano, & Berger, 2017). Questa massa va ad insistere sul peso della chioma e sposta i baricentri. Per cui diventerà sempre più importante la componente verticale della gravità. Generalmente, finché non c'è una flessione del fusto di 15 gradi, il carico del vento è solo della componente orizzontale (Stathers, 1994). Al di sopra, la componente gravitativa diventa molto importante, a volte quella preponderante.

Quindi, ci sono diversi fattori che fanno comprendere come le piante più alte, siano quelle più soggette al carico del vento e quindi più suscettibili allo schianto. La pianta cerca di resistere ovviamente ed a certe intensità ci riesce: con l'apparato radicale ben ancorato con il comparto suolo e poi con la resistenza del fusto.

All'interno di un popolamento possiamo avere delle differenze sostanziali a seconda delle specie. Dopo l'uragano Lothar, in cui sono state registrate le più alte velocità del vento, che superavano i 240 km/h, in seguito alle analisi effettuate sugli schianti hanno costruito queste curve di Figura 1.5. Si può vedere come le latifoglie, in questo caso *Fagus sylvatica*, abbia avuto danni minori, e le conifere, *Picea abies* e *Abies alba*, danni maggiori. Tendenzialmente le latifoglie sono più resistenti delle conifere, ci sono però delle eccezioni che dipendono dall'apparato radicale. In questo caso specifico le conifere sono state quelle più soggette allo schianto soprattutto perché l'uragano Lothar è avvenuto d'inverno, per cui il faggio era senza foglie, quindi l'area della chioma soggetta al carico del vento era limitata alla sola sezione dei rami.

Un elenco delle specie più vulnerabili si trova nella prima colonna di Figura 1.6, in cui troviamo l'abete rosso che ha diverse peculiarità che lo caratterizzano come pianta che propende per lo schianto, soprattutto allo sradicamento, avendo un apparato radicale superficiale. Fra le specie resistenti si hanno: *Larix decidua*, *Abies alba*, *Acer pseudoplatanus*, che sono caratterizzati dall'aver un apparato radicale fittonante.

Però bisogna considerare anche dove la pianta cresce, non bisogna incorrere nell'errore di generalizzare. Infatti, bisogna considerare le caratteristiche intrinseche del suolo, se per esempio è poco profondo. Dalle condizioni del suolo dipenderà la propensione allo stroncamento o allo sradicamento e alla resistenza della pianta stessa (Nicoll, Gardiner, Rayner, & Peace, 2006). All'inizio delle precipitazioni tutto il sistema diventa più stabile: il comparto suolo radice, fino ad una certa soglia di precipitazioni, aumenta la stabilità della pianta, perché il suolo aumenta di peso. Di conseguenza il comparto suolo radici aumenta la stabilità della pianta. Tuttavia, questo diminuisce quando le precipitazioni sono troppo abbondanti, perché viene a mancare quella che è la coesione tra le radici e il suolo e quindi sarà più facile il ribaltamento. Uno stesso popolamento, con medesima età, stessa altezza, su suoli diversi avrà una propensione allo schianto differente.

Anche la temperatura gioca un ruolo importante perché con suoli gelati, si hanno meno sradicamenti e più stroncamenti. Il suolo gelato aumenta la resistenza del comparto suolo radici. Quindi la pianta resiste al momento ribaltante e a quel punto bisogna vedere il momento flettente del fusto.

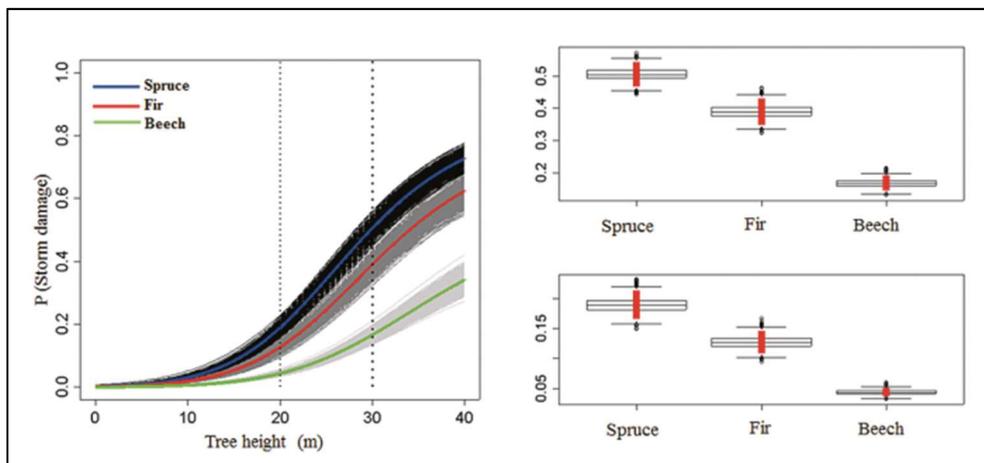


Figura 1.5 Probabilità di danno per diverse specie di alberi dall'analisi del danno nella tempesta Lothar (Gardiner, et al., 2013).

Vulnerable	Intermediate	Resistant
<i>Picea abies</i>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Larix decidua</i>
<i>Picea sitchensis</i>	<i>Pinus nigra ssp laricio</i>	<i>Abies alba</i>
<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Cedrus atlantica</i>
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Pinus contorta</i>	<i>Prunus avium</i>	<i>Quercus petraea</i>
<i>Populus nigra, P. trichocarpa,</i> and hybrids	<i>Betula pendula</i>	<i>Tilia cordata</i>
<i>Populus tremula</i>	<i>Betula pubescens</i>	<i>Carpinus betulus</i>
<i>Pinus radiata</i>	<i>Castanea sativa</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>
<i>Eucalyptus globulus</i>		<i>Acer pseudoplatanus</i>

Figura 1.6 Una classifica della vulnerabilità di importanti specie arboree delle foreste europee ai danni del vento (Gardiner, et al., 2013).

Dunque, riassumendo, le piante più resistenti sono quelle giovani, con apparato radicale profondo, chioma piccola e diametro grosso. In realtà sappiamo che le piante con chioma profonda sono più stabili, ma questo va in contrapposizione con quanto detto fin ora. Queste piante saranno più soggette al carico del vento ma saranno piante che avranno più superficie fogliare, perché fotosintetizzeranno di più, aumentando l'incremento diametrico piuttosto che ipsometrico, per cui si stabilizzano. Una pianta con tanta chioma, dunque, non è più instabile ma è più soggetta al carico del vento.

È importante vedere anche dove si ubica il nostro popolamento forestale, perché sul territorio il vento può cambiare direzione e quindi a seconda dell'orografia può accelerare o decelerare. Ci sono due situazioni particolari: se la direzione è perpendicolare o parallela alle valli o alle linee di cresta (Figura 1.7). Se il vento è perpendicolare avremo velocità massime, e quindi probabilità massime dei popolamenti forestali sulle creste e sulle selle, ma non all'interno della valle. Se invece il vento si incanala nella valle, le velocità massime saranno raggiunte nel fondo valle e ancora sulla cresta. Le creste sono quelle più soggette. Poi c'è l'effetto Venturi che si può generare quando il vento arriva all'interno di un restringimento dello spazio disponibile al

flusso che determina un rinforzo del vento. Nel punto più stretto il vento rinforza, mentre una volta superato il passo si assiste ad una diminuzione della velocità e sono possibili vortici e turbolenze a seconda della conformazione orografica (Cesti, 2011).

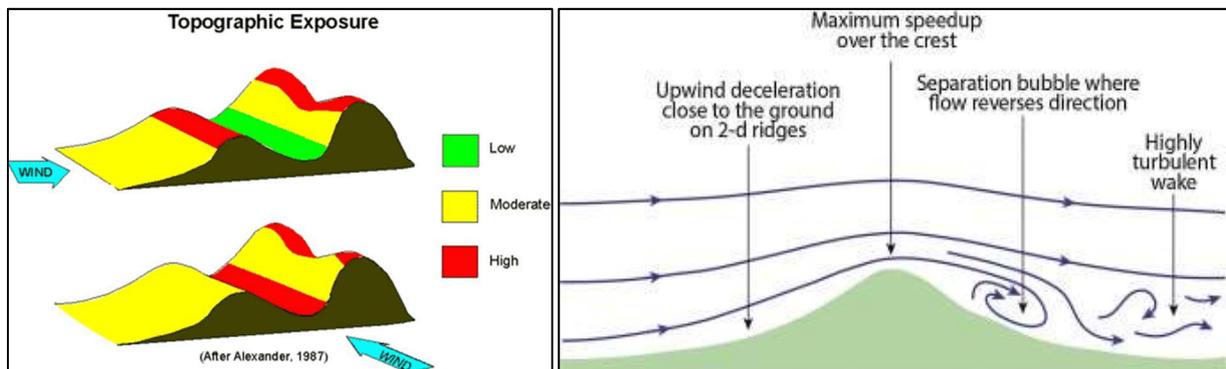


Figura 1.7 Effetto della topografia sulla velocità del vento. A sinistra: Quando la direzione del vento è perpendicolare al rilievo, il vento ha velocità basse nella valle ed ha una velocità massime nelle creste. Quando la direzione del vento è parallela ai rilievi montuosi, le velocità del vento saranno massime nel fondovalle e in corrispondenza delle creste. A destra: effetto sul vento di un piccolo rilievo isolato: si possono vedere le dinamiche delle turbolenze e vortici sottovento (Gardiner, Berry, & Moulia, 2016).

C'è un altro fattore che ha determinato un aumento degli schianti a livello europeo: la resistenza ai disturbi non rimane costante per tutta la durata della vita del popolamento, bensì diminuisce con l'età. Man mano che l'età del popolamento avanza la sua resistenza al disturbo diminuisce. Questo vale non solo per gli schianti da vento, ma per tutti i disturbi naturali, di natura biotica e abiotica.

Da un punto di vista ecologico una pianta che schianta ha il suo ruolo ecologico perché può diventare un sito di germinazione preferenziale, questo vale soprattutto per l'abete rosso. Nelle dinamiche naturali di questa specie, la rinnovazione normalmente si insedia sulle ceppaie sradicate. È il concetto del *pit and mound*, in cui si ha una micro-topografia di dossi e avvallamenti che sono nient'altro che le ceppaie ribaltante in cui si vanno ad insediare con il tempo la rinnovazione (Figura 1.8).

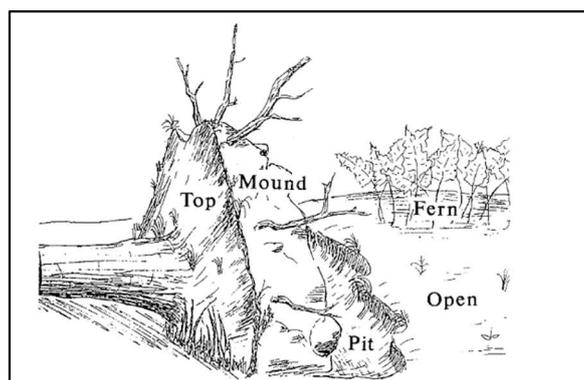


Figura 1.8 Micro-topografia pit and mound (Carlton & Bazzaz, 1998)

Un altro concetto simile è quello del *nurse logs*, ossia quando la rinnovazione si insedia sul tronco a terra, ovviamente in avanzato stato di decomposizione. Questo perché il *log* a terra offre un luogo ideale in cui la rinnovazione riesce a svilupparsi e crescere. Nelle foreste vergini centroeuropee, in cui si hanno le stesse

nostre specie quali abete rosso, abete bianco e faggio, la rinnovazione avviene principalmente nelle piante atterrate per gli schianti.

Inoltre, le piante schiantate possono svolgere un'altra funzione, quello di proteggere la rinnovazione da altri fattori, soprattutto quando il popolamento si trova a quote elevate, dove le dinamiche di rinnovazione sono molto più lente, e quindi la rinnovazione si insedia dove c'è più protezione.

Gli schianti possono interessare diverse aree, quindi si può parlare di severità dello schianto non solo dell'intensità del vento e del suo carico. I forti venti danneggiano la foresta in modo differenziato: possiamo avere schianti su vaste superfici, quelli che vengono chiamati *stand replacing disturbance*, e schianti di singole piante distanziate che vengono stroncate o schianti a gruppi all'interno del bosco, detti *minor disturbances* (Del Favero, Lingua, & Pividori, 2019). Gli schianti di ridotte dimensioni, quelli che creano delle buche, sono il motore della rinnovazione dei popolamenti centroeuropei. Nelle foreste miste, queste buche permettono di mantenere un mix di specie. Infatti, all'interno dei *gap* riescono ad insediarsi sia specie competitive che meno competitive, come l'acero o il faggio, che altrimenti non avrebbero spazio per rinnovarsi all'interno del popolamento. A seconda delle dimensioni dei *gap*, la disponibilità di risorse come luce, acqua o sostanze nutritive può variare considerevolmente. Di norma viene ancora considerato *gap*, quando l'altezza delle piante che hanno occupato la buca è inferiore alla metà della altezza delle piante mature. Le condizioni microclimatiche dei *gap* vengono modificate e la diversità delle piante viene promossa nei primi anni successivi al disturbo (Oheimb, Friedel, Bertsch, & Härdtle, 2007).

1.1.1 L'evento Vaia

Normalmente i grandi schianti da vento in Europa si concentrano durante il periodo invernale e si hanno a gennaio e a dicembre (Figura 1.9). In genere gli schianti si hanno d'inverno perché sono legati alla neve. Gli schianti da vento d'estate, invece, sono legati ai temporali estivi. (Gardiner, et al., 2013).

L'evento Vaia ha avuto inizio sabato 27 ottobre ed è terminata con le prime ore di martedì 30 ottobre 2018, ma è stato soprattutto nel lunedì 29 che si ha avuto la massima intensità e magnitudo, soprattutto sulle Alpi orientali (Chirici, et al., 2019). Già circa 8 giorni prima dell'evento si vedeva la presenza di una perturbazione in arrivo, di uno scambio di masse d'aria molto importante. Dal nord Europa l'aria scendeva verso sud, in direzione Spagna e Africa e di risposta l'aria calda risaliva. Giovedì 26 ottobre il Centro Funzionale Decentrato della Protezione Civile a Marghera ha diramato il primo avviso di "fase operativa di attenzione" su costa e pianura limitrofa e su zone montane e in quota, con prescrizione di valutare, a livello locale, il passaggio alla "fase operativa di pre-allarme o allarme" a seconda dell'intensità del vento. Ciò vuol dire che a pochi giorni dall'evento si sapeva che l'evento sarebbe stato importante.

La vera depressione “Vaia” si è sviluppata sabato 27 ottobre 2018, tra il Baltico e il Mediterraneo occidentale, ed ha stazionato sui mari tra le Baleari e la Sardegna fino al mattino di lunedì 29 (Figura 1.10)².

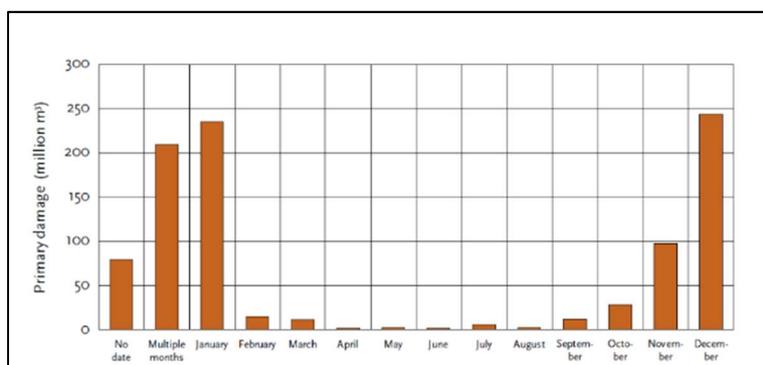


Figura 1.9 Danni provocati dalle tempeste europee alle foreste entro il mese dell'anno (Gardiner, et al., 2013).

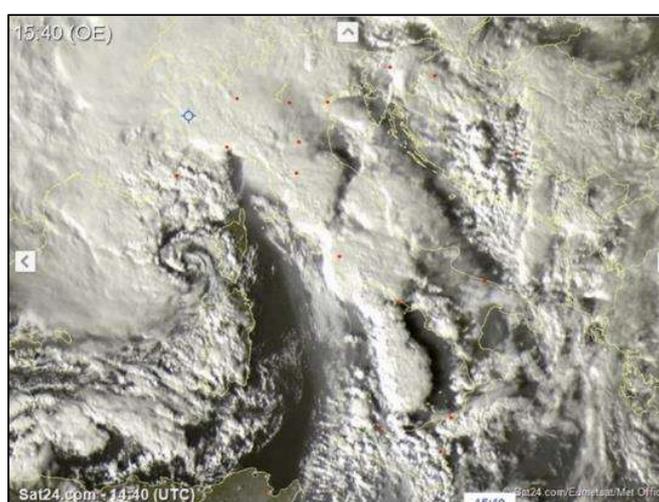


Figura 1.10 Immagine satellitare Meteosat-11 nel canale visibile (ore 15:40 locali). Si può notare anche il "ricciolo" del profondo minimo barico poco a Ovest della Corsica (Fonte Eumesat).

Come riporta il Report di Arpa Veneto, il giorno 29 ottobre 2018 rimarrà nella memoria collettiva per le abbondanti precipitazioni. Quasi tutti i settori montani erano oltre i 100 mm, a causa dell’intenso Scirocco e soprattutto per il fronte freddo che ha determinato una fase di precipitazioni particolarmente intense, assieme a venti tempestosi (ArpaVeneto, 2019).

La mappa di Figura 1.11 mostra le precipitazioni cadute sul Veneto tra il 27 ed il 30 ottobre 2018. Si può vedere come in alcune zone si sono superati i 600 mm di pioggia. Per diverse stazioni del bellunese, i quantitativi di precipitazione registrati in quei giorni costituiscono dei record assoluti almeno dal 1992, anno

² Intervento di Andrea Costantini alla 1^a rassegna pubblica divulgativa “Le Nuvole” - Comunicare il clima e i suoi mutamenti, 12 aprile 2019, Vittorio Veneto.

di attivazione della rete di monitoraggio Arpav. Di seguito, alcuni dati registrati sul quantitativo di pioggia, in 96 ore, da alcune stazioni:

- Soffranco: 715,8 mm
- Col di Prà: 636,0 mm
- Sappada: 572,2 mm
- Agordo: 565,4 mm

Per fare un paragone, l'evento Vaia, da un punto di vista delle precipitazioni, si è rivelato peggiore rispetto all'alluvione del 1966, con maggiori quantitativi di pioggia. Fortunatamente il territorio ha reagito meglio, grazie alla siccità precedente e alle molte opere di difesa idraulica che sono state completate in questi ultimi anni (ArpaVeneto, 2019).

Per quanto riguarda le velocità del vento registrate, nei pressi di Passo Rolle si sono rilevate le massime raffiche, cioè la velocità in un determinato istante, che sono state registrate il 29 ottobre, tra le ore 19.00 e le 20.00 con 217,3 km/h e tra le 20.00 e le 21.00 con 193,1 km/h. In entrambi i casi in direzione Sud-Est. Questi dati sono raffiche e non velocità media, però sufficienti per abbattere le piante.

Il picco degli schianti è stato il 29 Ottobre tra le 18.00 e le 22.00. Dalle prime stime sui danni al patrimonio forestale si è visto che la tempesta Vaia ha interessato 494 comuni, con la completa distruzione di 42.525 ettari di bosco, per un totale di circa 8,5 milioni di m³ di legname a terra (Chirici, et al., 2019). Le regioni più colpite, in ordine di superficie di foreste danneggiate dalla tempesta, sono state Trentino, Veneto, Lombardia, Alto Adige, Friuli-Venezia Giulia, e marginalmente Valle d'Aosta e Piemonte. Ci sono stati in Veneto 12 mila ettari di schianti (Figura 1.12), non solo schianti totali ma anche diffusi e 2,2 milioni di m³ di legname a terra.

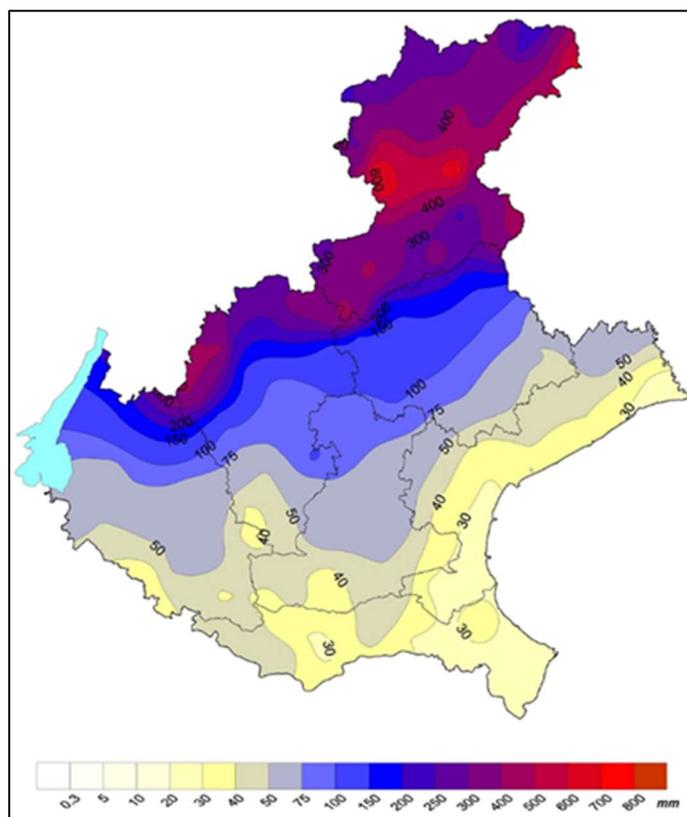


Figura 1.11 le precipitazioni (in mm) cadute sul Veneto tra il 27 ed il 30 ottobre 2018 (ArpaVeneto, 2019).

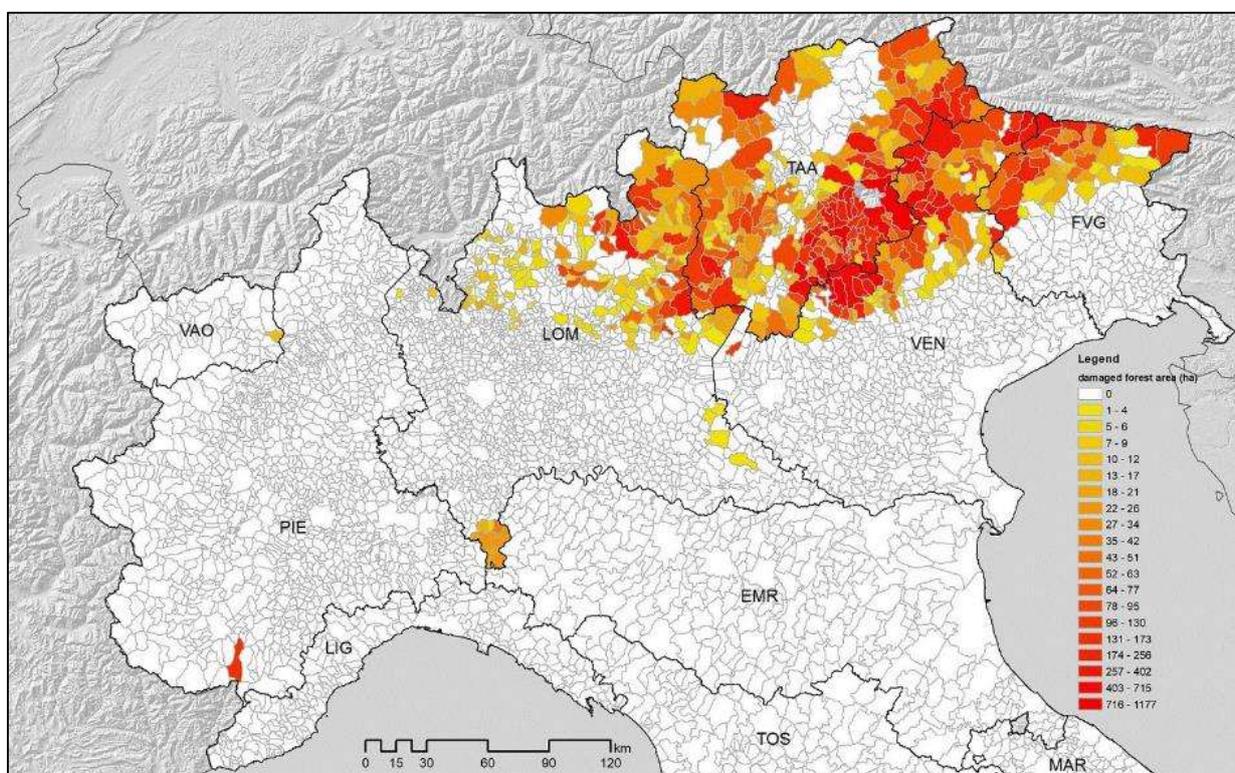


Figura 1.12 Superficie forestale distrutta dalla tempesta Vaia per Comune (Chirici, et al., 2019).

1.1.2 Zonizzazione del rischio

Da un punto di vista della gestione selvicolturale, gli schianti da vento sono un fenomeno rilevante perché comportano perdite di materiale legnoso, maggiori costi di utilizzazione, compromettono la pianificazione forestale ed alterano il paesaggio. Per limitare queste situazioni qualcosa è possibile fare preventivamente, in quanto si sanno quali siano le condizioni che determinano maggiormente lo schianto, tra cui il più importante di tutti è l'altezza del popolamento. Dunque, mantenendo i popolamenti in zone di rischio basso, ossia con un rapporto di snellezza contenuto, si avranno popolamenti con maggiore stabilità. Inoltre, i diradamenti sono un ottimo strumento che il selvicoltore ha per aumentare la stabilità dei popolamenti forestali (Del Favero, Lingua, & Pividori, 2019).

Se da una parte sappiamo come diminuire il rischio di danno rendendo più resistente un popolamento, dall'altra sarebbe interessante mappare le aree maggiormente interessate al rischio di danni da vento, creando una zonizzazione del rischio. Sulla spinta dei diversi eventi che hanno causato diversi danni diretti ed indiretti alle foreste europee e non, si sono sviluppati con il tempo diversi modelli di previsione del rischio da vento.

Questi simulatori sono in grado di modellizzare il processo fisico di schianto e sradicamento. Uno dei modelli più noti è ForestGALES. Si tratta di un modello britannico che come risultato restituisce il calcolo della velocità del vento che si prevede possa danneggiare un popolamento, il rischio attuale di ribaltamento e rottura degli alberi e la variazione del rischio durante l'intero turno del popolamento forestale. Come dati di partenza il modello utilizza le caratteristiche dell'albero medio, quindi la specie, altezza, diametro, le informazioni del sito, come la tipologia di suolo, e la forza e la direzione del vento. Il dato della velocità del vento viene importato sulla base di una classificazione di punteggio, che viene fatto a livello locale, chiamata DAMS. DAMS è un punteggio di ventosità modellato che tiene in considerazione anche gli aspetti topografici quali elevazione, aspetto, esposizione, forma e direzione di una vallata.

In Italia, questi modelli non sono ancora stati studiati ed utilizzati, ma si spera che questo possa un giorno avvenire in quanto le informazioni che si possono avere da questi modelli possono essere utili e decisivi per la gestione selvicolturale³.

Un altro approccio, molto interessante, per lo studio dei danni da vento è stato creato dalla combinazione di dati di scansione laser terrestre (TLS) e le analisi degli elementi finiti. Questo è stato realizzato per studiare nel dettaglio i danni da vento nelle latifoglie, ricostruendo con precisione la geometria tridimensionale di un albero (Figura 1.13). In pratica, con questo modello, è possibile effettuare una simulazione meccanica in grado di prevedere la deformazione e la velocità critica del vento alla quale gli alberi si romperanno (Jackson, et al., 2019).

³ Dall'intervento "*Managing Wind Risk in European Forestry: history and development*" di Tommaso Locatelli, al 55° Corso di Cultura in Ecologia - Foreste e danni da vento, 3-5 giugno 2019, Centro Studi Ambiente Alpino - San Vito di Cadore (BL)

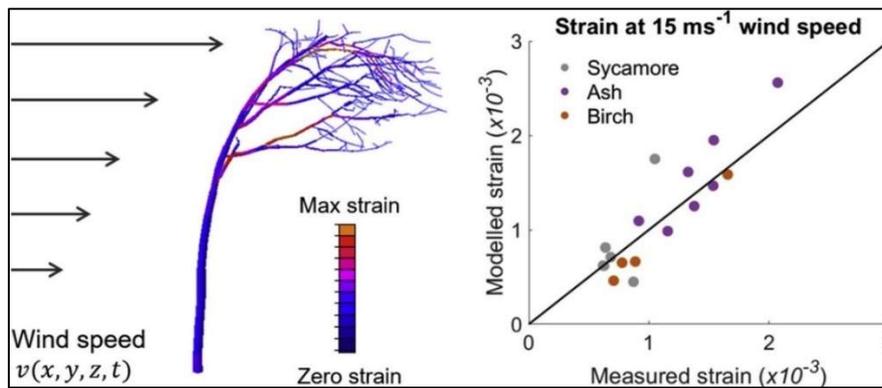


Figura 1.13 Modello per lo studio della deformazione e la velocità critica del vento, alla quale gli alberi si romperanno (Jackson, et al., 2019).

1.2 Interventi post disturbo

Una volta passata l'emergenza civile, dopo un evento come quello di Vaia, bisogna procedere ad una stima dei danni, al ripristino e successivamente ad una riduzione del rischio con una adeguata pianificazione. I selvicoltori comunemente rispondono ai disturbi naturali nelle foreste esboscando e quindi recuperando il materiale dopo uno schianto da vento (Bottero, Garbarino, Long, & Motta, 2013). Questo implica esportare del materiale dal bosco con operazioni di *salvage logging*, per recuperare più legname possibile. È importante inoltre anche per il discorso relativo al rischio connesso alle popolazioni di scolitidi, che dal secondo e il terzo anno da Vaia dovremmo aspettarci un picco delle pullulazioni⁴.

Effettuare il *salvage logging*, oltre a non essere l'unica opzione, non sempre è la cosa migliore perché se asportiamo tutto il materiale, eliminiamo quella funzione di protezione data dalla necromassa al suolo. A meno che non si facciano degli interventi artificiali permanenti. Oppure si può lasciare il materiale a terra e in più rimboschire, accorciando il tempo del mancato svolgimento della funzione protettiva. Se invece si vuole accelerare le dinamiche della foresta, si asporta il materiale e in più si effettua un rimboschimento in modo da accorciare il periodo di attesa (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017) (Figura 1.14).

⁴ Dal convegno: "La tempesta Vaia: disastro o opportunità per le foreste del nord-est?", 8 febbraio 2019, Belluno.

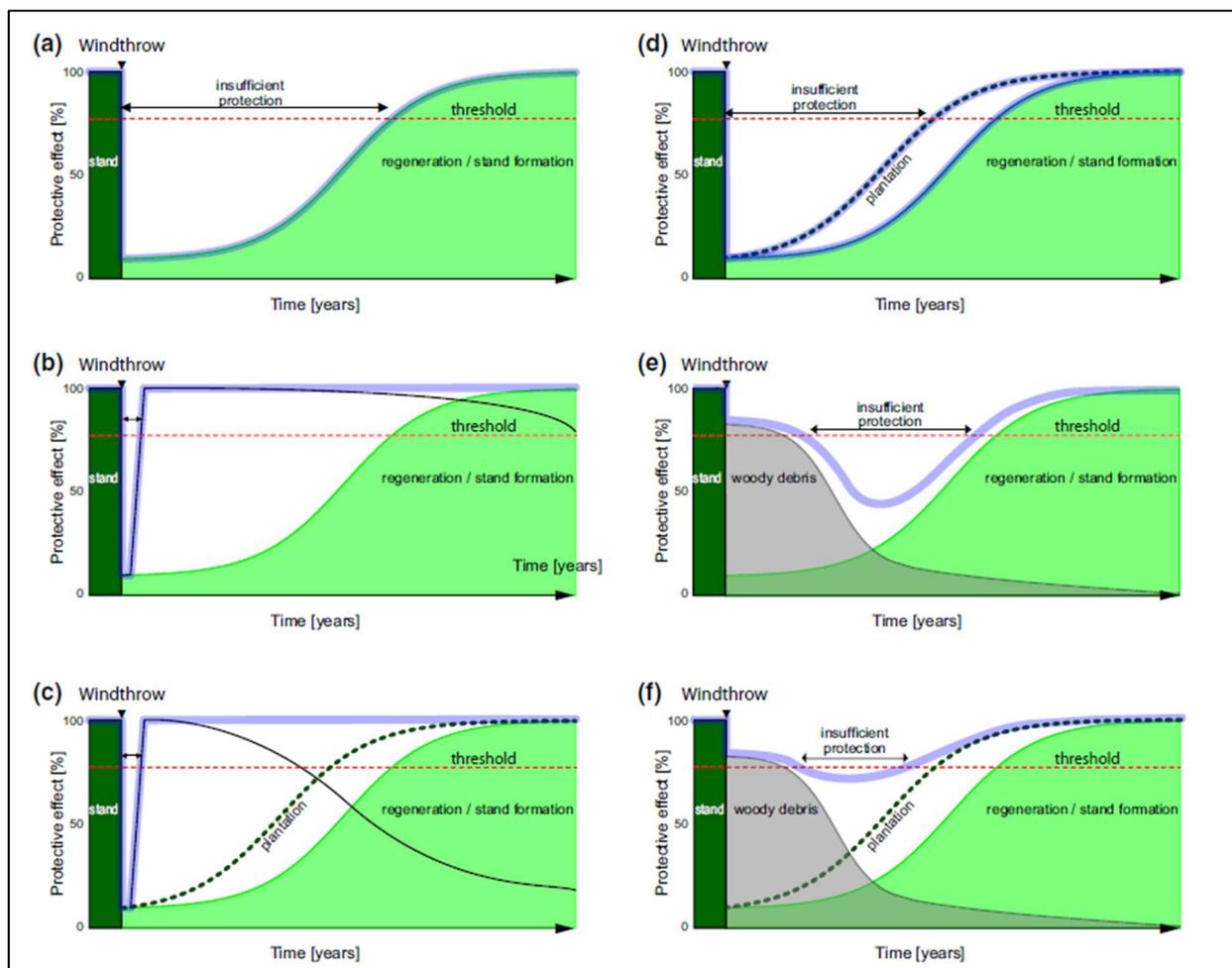


Figura 1.14 Sviluppo dell'effetto protettivo (linea blu), materiale atterrato (in grigio) e rinnovazione (in verde chiaro) in funzione del tempo dopo l'evento di disturbo da vento in Svizzera. In rosso è indicata la soglia ipotetica dell'effetto protettivo minimo contro le valanghe in caso di considerevole accumulo di neve. Trattamenti: a) salvage logging con rinnovazione naturale, b) salvage logging con costruzione permanente in acciaio, c) salvage logging con costruzione di legno temporanea e rimboschimento, d) salvage logging e rimboschimento, e) nessun intervento di salvage logging, f) nessun intervento di salvage logging e rimboschimento. (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017).

1.2.1 Il salvage logging

Per *salvage logging* si intende la pratica dell'esbosco di un'area boschiva dopo un disturbo naturale (Noss & Lindenmayer, 2006) (Figura 1.15). Da un punto di vista economico, l'obiettivo è quello di salvare l'investimento e quindi di recuperare il materiale. Per far ciò, occorrono grandi aree di accatastamento dove conservare il materiale, per poterlo poi immettere nel mercato.

Da un punto di vista ecologico, tali operazioni possono ridurre, alterare o eliminare le *biological legacies*, che sono gli elementi di origine biologica che derivano dal popolamento precedente, sia vivi che morti. Queste sono molto importanti perché condizionano le dinamiche di successione direttamente ma anche indirettamente. Per esempio, se rimane in piedi una pianta pioniera dopo un qualsiasi disturbo, si avrà l'innescio immediato nelle prime fasi successionali. Ci sono poi delle componenti che andranno ad avvantaggiare in maniera indiretta la successione: per esempio in una pianta morta in piedi, gli uccelli la

useranno come zona di appoggio, per cui favoriranno una disseminazione zoocora (Noss & Lindenmayer, 2006).

Inoltre, il trattamento *salvage logging* può modificare delicati habitat già interessati dal disturbo, alterare la composizione del popolamento, compromettere il recupero della vegetazione naturale e facilitare la colonizzazione di specie invasive. Inoltre, riduce l'eterogeneità strutturale con conseguenze per la diversità dell'habitat (Lindenmayer & Noss, 2006).

È una pratica usata anche nel post incendio, ma a causa del suo impatto negativo sulle condizioni microclimatiche che incidono sulla disponibilità di micrositi, preferenziali per l'insediamento della rigenerazione, non dovrebbe essere considerata come l'unico intervento da applicare (Marcolin, Marzano, Vitali, Garbarino, & Lingua, 2019). Anche per gli schianti da vento è lo stesso poiché il *salvage logging* fa diminuire la micro-topografia *pit and mound*, riducendo considerevolmente l'eterogeneità strutturale di valore ecologico (Bottero, Garbarino, Long, & Motta, 2013).

Inoltre, le operazioni di *salvage logging* nelle aree forestali schiantate sono difficili da fare in quanto le tensioni che vengono liberate dai fusti, nel momento del taglio, sono difficili da prevedere. In un cantiere forestale la sicurezza è di primaria importanza e purtroppo si è stimato che durante lo sgombero del materiale, dopo le tempeste Lothar e Martin, ci sono stati maggiori decessi rispetto alle morti avvenute durante l'evento stesso (Gardiner, et al., 2013).



Figura 1.15 Area a Volbona dopo il trattamento a *salvage logging* (VBSL). Da notare la presenza della ramaglia al suolo e degli alberi giovani, soprattutto di faggio (Foto di Sara Marson, scattata il 5 agosto 2018).

1.2.2 L'opzione *no intervention*

Non sempre portare fuori gli alberi schiantati dal bosco è una buona soluzione, dipende da molti fattori. Il materiale a terra schiantato, se consideriamo la foresta con una funzione prevalente di protezione, aumenta la rugosità data dall'altezza efficace del materiale a terra rispetto al suolo (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017).

Nel caso di rischio valanghe, i tronchi a terra e le ceppaie sradicate contribuiscono a disaggregare il manto nevoso, tanto da impedire il formarsi di strati continui di neve (Figura 1.16, Figura 1.19 & Figura 1.20) (UFAM, 2008). Il distacco lo si ha quando l'altezza del manto nevoso supera, almeno di mezzo metro in maniera uniforme, l'altezza della necromassa a terra. Dopo gradualmente inizierà la degradazione naturale di questo materiale. Quindi, non sarà più un ostacolo poiché questa "altezza efficace" diventerà sempre più bassa, ma la rinnovazione nel frattempo si dovrebbe insediare (Figura 1.17 & Figura 1.18).

Per questo motivo è importante, durante i rilievi in campo, determinare l'altezza efficace delle piante atterrate. Con il termine "altezza efficace" si indica l'elevazione media del punto superiore dei tronchi, misurata verticalmente rispetto al suolo. Si tratta della fascia all'interno della quale il legname disteso al suolo esercita un effetto stabilizzante sulla coltre nevosa, sempre che l'altezza efficace non presenti lacune e sia ben distribuita all'interno delle zone più ripide di 30° (UFAM, 2008).

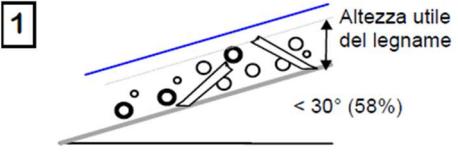
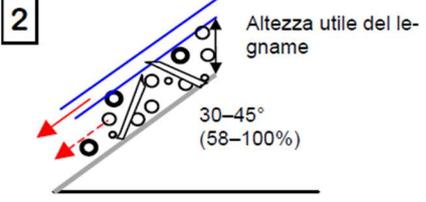
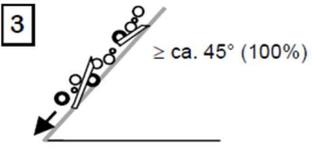
Situazione	Descrizione
 <p>1</p> <p>Altezza utile del legname < 30° (58%)</p>	Con pendenze fino al 30° (58%) non bisogna temere il distacco di valanghe neppure se gli spessori della neve superano l'altezza efficace del legname di oltre 50 cm. Al di sotto dei 1200 m s.l.m. questa pendenza critica si situa attorno ai 35° (70%).
 <p>2</p> <p>Altezza utile del legname 30-45° (58-100%)</p>	Con pendenze superiori ai 30° (58%) inizia la serie di valori per cui, con una copertura di neve fresca che supera di 50 cm l'altezza utile del legname, sono da prevedere distacchi di valanghe. In casi simili lo strato di scorrimento della valanga si trova al di sopra dell'altezza utile del legname. Le ricerche eseguite da FREY e THEE (2002) su pendii di 40° (85%) hanno mostrato che ancora 10 anni dopo gli schianti dovuti alla tempeste, i tronchi giacenti possono resistere alle sollecitazioni esercitate da un carico di neve che si verifica ogni 30 anni.
 <p>3</p> <p>≥ ca. 45° (100%)</p>	In caso di pendenze ancora più ripide, lo strato di legname è talmente instabile al punto da mettersi in movimento anche senza un'ulteriore pressione della neve. A partire da pendenze superiori a circa 50° (120%) la neve si scarica progressivamente dai pendii, impedendo in tal modo la formazione di valanghe importanti.

Figura 1.16 Stabilità della coltre nevosa in funzione della pendenza del terreno e dell'altezza efficace del legname in un'area dove non c'è stato intervento. (1) Con pendenze fino a 30° non bisogna temere il distacco di valanghe neppure se gli spessori della neve superano l'altezza efficace del legname di oltre mezzo metro. (2) Con pendenze superiori a 30°, e con una copertura di neve fresca che supera il mezzo metro d'altezza utile del legname, sono da prevedere distacchi di valanghe. (3) In caso di pendenze ancora più ripide, lo strato di legname è talmente instabile al punto da mettersi in movimento anche senza un'ulteriore pressione della neve. A partire da pendenze superiori a circa 50° la neve si scarica progressivamente dai pendii, impedendo in tal modo la formazione di valanghe importanti (UFAM, 2008)

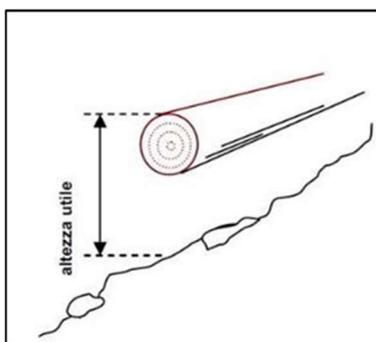


Figura 1.17 Altezza efficace indica l'elevazione media del punto superiore dei tronchi, misurata verticalmente rispetto al suolo. (UFAM, 2008).



Figura 1.18 Particolare in cui si vede bene l'altezza efficace delle piante schiantate causata dalla sovrapposizione di piante cadute. Il faggio, al centro della foto, si è danneggiato a causa dell'abete rosso che gli è caduto sopra. Area Valbona no intervention (VBNI) (Foto di Sara Marson, scattata il 15 agosto 2019).

Nell'inverno subito dopo Vaia, grazie anche al fatto che è stato un inverno poco nevoso, non si sono registrati distacchi di valanghe nelle aree schiantate. Anche in Svizzera, nelle aree colpite dalle tempeste Lothar e Vivian, né eventi di caduta massi né valanghe si sono verificate in maniera maggiore rispetto alle aree forestali non schiantate (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017). Per quanto riguarda il rischio caduta massi, i tronchi atterrati e le ceppaie troncate oltre il metro di altezza rappresentano un ostacolo al movimento dei massi nella zona di transito e di accumulo (UFAM, 2008).

Inoltre, in un'area *no intervention*, un ruolo protettivo è svolto, in modo indiretto, nei riguardi di eventuali danni da brucamento. Infatti, in Svizzera hanno dimostrato come il materiale possa limitare l'accesso degli ungulati, che potrebbero causare un brucamento delle piantine. Una specie che viene ostacolata è il cervo che non riesce ad entrare in questi siti. Tuttavia, hanno notato che il camoscio non è ostacolato dalla presenza di materiale a terra (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017).

Molti fattori controllano la velocità con cui si decompone il legno morto, tra cui la temperatura, l'umidità, la tipologia del substrato, la dimensione dei tronchi e i tipi di organismi coinvolti. Le fasi di decomposizione della necromassa dipendono dal tempo trascorso dall'evento che ha schiantato l'albero (Zielonka, 2006) (Figura 1.23 & Figura 1.24). Inoltre, bisogna ricordare che la necromassa è una risorsa chiave per il mantenimento della biodiversità forestale (Priewasser, Brang, Bachofen, Bugmann, & Wohlgemuth, 2013). In uno studio condotto nel 2010 in Repubblica Ceca hanno dimostrato l'importanza del legno morto, in quanto la necromassa fornisce un substrato favorevole per la rinnovazione. Sostengono, infatti, che la rimozione del legno morto può limitare la futura rigenerazione naturale nelle foreste. Pertanto, i presunti benefici della rimozione di alberi schiantati devono essere attentamente valutati rispetto ai potenziali impatti dannosi sulla rinnovazione naturale delle foreste di abete rosso e sulla biodiversità (Svoboda, Fraver, Janda, Bače, & Zenáhlíková, 2010).



Figura 1.19 Area ad Ospitale no intervention (OSNI), (Foto di Sara Marson, scattata il 2 agosto 2019).



Figura 1.20 Area ad Ospitale no intervention (OSNI), con 40 cm di neve al suolo (Foto di Sara Marson, scattata il 10 dicembre 2019).



Figura 1.21 Area a Valbona no intervention (VBNI), scattata durante i rilievi (Foto di Sara Marson, scattata il 18 agosto 2018).



Figura 1.22 Area a Valbona no intervention (VBNI) (Foto di Sara Marson, scattata il 18 agosto 2018).

1.2.3 Rinnovazione post disturbo

Il disturbo da vento è responsabile del più del 50 % dei danni alle foreste europee, perché ha una severità alta rispetto ai disturbi da patogeni e da incendi (Figura 1.1). È un motore non indifferente nelle dinamiche forestali ed è infatti uno dei disturbi che più le influenza (Peterson, 2000).

Fin ora abbiamo compreso che il materiale a terra ha un ruolo importante per l'insediamento della rinnovazione e quindi verrebbe da concludere che il trattamento *salvage logging* non sia l'ideale per la rinnovazione. Tuttavia, in uno studio condotto in Svizzera, dopo le tempeste di Lothar e Vivian, si è visto che i fattori del sito sono più importanti del trattamento di recupero, nei riguardi della rinnovazione. Hanno confrontato la densità e la composizione della rinnovazione, in aree con e senza *salvage logging*, ed hanno visto che i fattori ambientali sono più importanti e la rinnovazione si insediava indipendente dal trattamento post-tempesta. Il pH e la copertura vegetale del suolo sono i principali fattori predittivi della densità della rinnovazione (Kramer, Brang, Bachofen, Bugmann, & Wohlgemuth, 2014).

Per quanto riguarda invece la prerinnovazione, se presente, si è visto che difficilmente subisce dei danni meccanici diretti per l'azione del vento, se si trova protetta nel piano dominato. Tuttavia, potrebbe essere maggiormente interessata da eventuali danni indiretti dovuti agli schianti di piante sui singoli individui o sui nuclei di rinnovazione (Regione Autonoma Valle d'Aosta - Regione Piemonte, 2011)



Figura 1.23 Rinnovazione di Picea abies su vecchia ceppaia marcescente, nell'area a Valbona no intervention (VBNI) (Foto di Sara Marson, scattata il 18 agosto 2019)



Figura 1.24 Rinnovazione di Abies alba su vecchia ceppaia marcescente, nell'area a Valbona no intervention (VBNI) (Foto di Sara Marson, scattata il 7 agosto 2019)



Figura 1.25 Rinnovazione di Abies alba, nell'area Valbona salvage logging (VBSL) (Foto di Sara Marson, scattata il 7 novembre 2019)

1.3 Obiettivi

Gli obiettivi di questa tesi sono molteplici ma il più importante è quello di insediare quattro aree di monitoraggio permanente, per lo studio delle dinamiche di rinnovazione in aree schiantate dalla tempesta Vaia del 28-29 ottobre 2018. Cronologicamente, dunque, questo studio si colloca all'anno zero dall'evento, con i primi rilievi. Successivamente, essendo queste delle aree permanenti, in futuro verranno effettuati altri studi, anche fra 10 e 20 anni, come è stato effettuato per esempio in Svizzera (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017). Lo scopo è quello di analizzare l'evoluzione nel tempo delle dinamiche forestali in queste aree. Si potrà valutare di quanto la rinnovazione sarà cresciuta e soprattutto di come l'accumulo di necromassa al suolo sarà cambiato. L'obiettivo è quello di avere delle aree in cui si lascerà che la natura faccia il suo corso, così sarà possibile studiare le dinamiche e l'evoluzione del popolamento. Anche in Svizzera, dopo la tempesta Vivian, si sono create delle aree permanenti, in cui sono andati a studiare l'evoluzione del soprassuolo con tre differenti trattamenti post disturbo, dove hanno esboscato (*salvage logging*), lasciato le piante schiantate (*no intervention*) ed esboscato e rimboschito (Figura 1.26) (Schönenberger, 2002). Nelle aree studio di questa tesi si è scelto di studiare la tipologia di intervento *salvage logging* e l'opzione *no intervention*. Lo scopo è quello di cercare di individuare le loro differenze e le conseguenze di queste due possibili alternative. Si cercherà di vedere se vi siano delle differenze statisticamente significative fra i parametri dell'altezza della necromassa nelle due diverse aree. Se ci sarà una differenza, questo vorrà dire che la tipologia di intervento effettivamente va ad influire sull'altezza della necromassa.

Un altro obiettivo è quello di cercare di conoscere ed analizzare la situazione pre e post disturbo, sia per quanto riguarda la rinnovazione, che la struttura del popolamento. Per conoscere la situazione pre disturbo, un valido aiuto verrà dato dall'uso di dati derivanti dai rilievi LiDAR del 2008-2009 e la consultazione del Piano di Assestamento del 2004. All'interno delle quattro aree, si cercherà di vedere quali aree siano state più danneggiate e si cercherà di capirne anche il motivo, andando ad analizzare la struttura del popolamento prima dell'evento. Analizzando i dati con maggior dettaglio, si cercherà di vedere quali piante siano state più suscettibili a Vaia. Si vorrà capire se le piante con un coefficiente di snellezza elevato siano più instabili, come si è visto in letteratura.

Inoltre, verrà fatto un confronto dei dati trovati con i dati presenti in letteratura. Si farà sicuramente riferimento agli studi condotti in Svizzera dopo le tempeste Lothar e Vivian. Con i dati di campo della rinnovazione e dell'altezza della necromassa si potrà fare un confronto diretto fra i risultati trovati e quelli che sono stati visti dai nostri vicini svizzeri. Poi si cercherà di vedere se sia schiantata più una specie rispetto un'altra, e dunque se ci sia una resistenza maggiore da parte delle latifoglie come è stato visto dopo la tempesta Lothar (Gardiner, et al., 2013).

Con tutti i dati trovati, sia dei rilievi di campo che quelli derivanti dalle analisi spaziali sui dati LiDAR, si tenterà di vedere se ci sia tra loro una qualche relazione. Si proverà a vedere se esista una correlazione fra l'ingombro

della necromassa a terra e le caratteristiche topografiche, oppure fra l'altezza di ingombro e la presenza della rinnovazione. Infine, si cercherà di vedere se la prerinnovazione si sia insediata dove il popolamento forestale presentava delle buche, e dunque dove aveva più spazio.

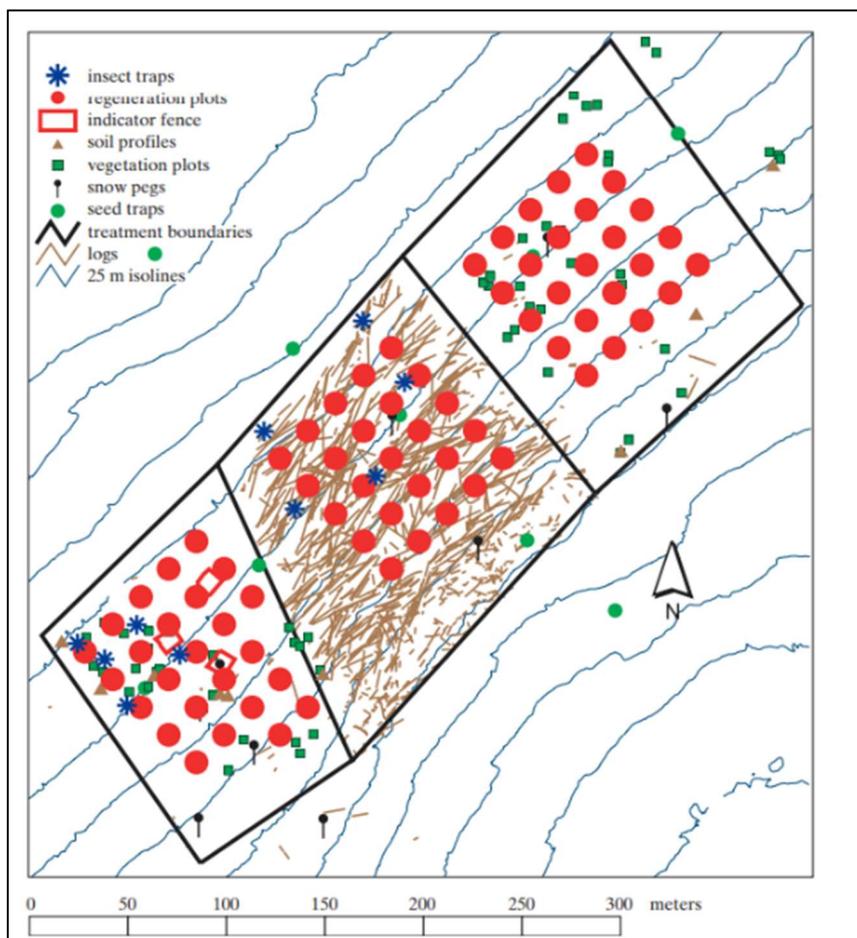


Figura 1.26 Dopo la tempesta Vivian del 1990, in Svizzera sono state create delle aree permanenti per lo studio delle dinamiche forestali post disturbo. In questo caso nella mappa si possono vedere tre differenti tipologie di intervento: esboscato (salvage logging), lasciato le piante schiantate (no intervention) ed esboscato e rimboschito (Schönenberger, 2002).

2 MATERIALI E METODI

Nei mesi di agosto e settembre 2019 sono stati effettuati i rilievi in campo per la raccolta dati. Questa attività di campo può essere suddivisa in due fasi principali, applicate entrambe per ciascuna area permanente: una prima fase relativa alla raccolta dei parametri dendrometrici, sia delle piante schiantate che non, ed una seconda legata allo studio della rinnovazione. Nel novembre 2019 si è tornati in campo per prendere le coordinate dei centri delle aree di saggio precedentemente allestite. Successivamente è subentrata la fase di elaborazione dei dati raccolti e la loro analisi statistica. Inoltre, per completare lo studio e per avere ben chiara la struttura dei popolamenti prima di Vaia, sono stati analizzati i dati ministeriali derivati dalla campagna di rilievo topografico, sul territorio nazionale, in cui è stata utilizzata la tecnologia LiDAR. Dai dati disponibili del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, sono stati usati i file raster del *Digital Terrain Model (DTM)* e *Digital Surface Model (DSM)*.

2.1 Inquadramento aree studio

Le aree studio, oggetto di questo lavoro di tesi, si trovano nella cornice delle Dolomiti d'Ampezzo (BL). Il territorio ampezzano, per la maggior parte di proprietà regoliera, si sviluppa prevalentemente nel bacino superiore della Val Boite, lungo la Valle d'Ampezzo, intorno ai massicci dolomitici della Tofane, del Cristallo, della Croda Rossa e del Sorapis. Una piccola parte invece è situata sulla destra orografica del torrente Ansiei, nella valle di Valbona, a confine con la foresta demaniale di Somadida. Le aree permanenti oggetto di studio, rese disponibili dalle Regole d'Ampezzo, si trovano nei due distretti regolieri di Ospitale e Valbona (Figura 2.1).

Il distretto di Ospitale, con sviluppo altimetrico che va da 1050 a 2250 m s.l.m., si trova a Sud della Croda Rossa e coincide, per buona parte, con lo spartiacque che da Cimabanche, sale al Cristallo, scende al Passo Tre Croci e si congiunge con il Sorapis. È un'area caratterizzata da un'eterogeneità di esposizioni dei versanti e di declività delle pendici. Le località principali sono: Rufiédo, Lago Bianco e Pian de Foràme.

Il distretto di Valbona, invece, si trova ad Est dello spartiacque Cristallo, Tre Croci, Sorapis, cui si è accennato in precedenza, delimitato a Nord dal Cristallo, dal Piz Popena e dai Crepe de Pousa Marza, ad Est dal torrente Ansiei, a Sud dalla Foresta demaniale di Somadida e dal gruppo del Sorapis. Lo sviluppo altimetrico va da 1250 a 2100 m s.l.m. Le località principali sono: Parù del Ciarné, Parù de ra Faa e Col del Fò (Filippi, 1985).

All'interno di questi due distretti, sono state individuate due aree studio permanenti, per ciascun distretto, in base a due tipologie di intervento post Vaia: non esboscato, chiamata area *no intervention*, ed esboscato, chiamata area *salvage logging*.

Dunque, complessivamente le aree permanenti studiate sono quattro e di seguito verranno chiamate con la loro sigla:

- Ospitale *no intervention*: OSNI
- Ospitale *salvage logging*: OSSL
- Valbona *no intervention*: VBNI
- Valbona *salvage logging*: VBSL

Di seguito verranno descritte le tipologie forestali delle quattro aree, prima della tempesta Vaia. Si è cercato di ricostruire quale fosse la situazione prima del disturbo in base all'osservazione del bosco nelle aree non schiantate, attigue alle aree permanenti, ed alla descrizione delle particelle, in cui ricadono le aree, presente nell'ultimo Piano di Assestamento del 2004.

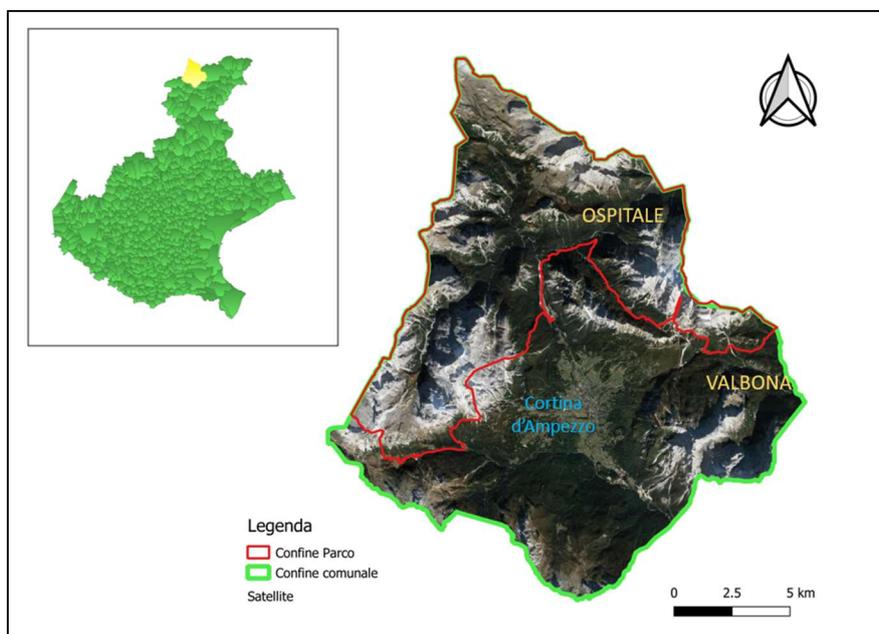


Figura 2.1 Localizzazione dei due distretti in cui sono state scelte le aree permanenti: Valbona e Ospitale. In verde è segnato il confine comunale di Cortina d'Ampezzo, in rosso quello del Parco Dolomiti Ampezzane (immagine di Sara Marson).

2.1.1 Area Ospitale *no intervention*

L'area Ospitale *no intervention* (OSNI) è stata scelta all'interno della particella forestale 245/A. Il tipo forestale descritto nel Piano di Assestamento del 2004 è pineta di pino silvestre endalpica con abete rosso. Si tratta di un popolamento misto di pino silvestre e abete rosso con larice e cembro subordinati. Il popolamento più fertile appena al di sopra del rifugio Ospitale (Figura 2.6) dove sono presenti dei gruppi di rinnovazione di abete rosso, mentre verso la parte più a monte è meno produttiva, in quanto il terreno diviene ripido e superficiale. La struttura è nel complesso pluristratificata, con tratti tendenzialmente monoplani nella parte più a monte, dove predomina il pino silvestre. Osservando il bosco, al di fuori dell'area schiantata, si può notare come la copertura rada. Questa particella rientra nella riserva generale orientata n. 6 del Piano del Parco. Nel Piano di Assestamento inoltre è indicato che nel 2012 è stato fatto un miglioramento con massa retrainabile di 200 metricubi all'interno di questa particella.

Le specie floristiche principali⁵ sono: *Juniperus communis*, *Lonicera coerulea*, *Melampyrum sylvaticum*, *Erica carnea*

2.1.2 Area Ospitale *salvage logging*

Nella particella 243 si trova l'area ad Ospitale con trattamento *salvage logging* (OSSL) (Figura 2.2, Figura 2.3 & Figura 2.6). Questa particella è caratterizzata dalla presenza di una pecceta secondaria altimontana su substrati carbonatici e pineta di pino silvestre endalpica con abete rosso. Come si è potuto osservare nelle aree prossime agli schianti, il popolamento è tendenzialmente monoplano, costituito per buona parte della superficie da una giovane perticaia di abete rosso, con alberi stentati e scadenti nel portamento. Questa particella rientra nella riserva generale orientata n. 7 del Parco. Le specie floristiche principali di quest'area sono: *Hepatica nobilis*, *Juniperus communis*, *Vaccinium vitis-idaea*



Figura 2.2 Area ad Ospitale *salvage logging* (OSSL), prima che venisse esboscata (Foto di Alessandro Girardi, scattata il 13 novembre 2018).



Figura 2.3 Area Ospitale *salvage logging* (OSSL), dopo l'esbosco (Foto di Sara Marson, scattata il 15 agosto 2019).

⁵ Rilievo floristico molto limitato dal momento in cui è stato fatto a stagione vegetativa avanzata

2.1.3 Area Valbona *no intervention*

Nella Valle di Valbona, nella particella 359, si trova l'area *no intervention* (VBNI) (Figura 2.7). Dai boscaioli del luogo, quest'area, così come l'altra a *Salvage Logging*, è considerata la più produttiva di tutta la conca ampezzana. La tipologia forestale presente è sia abietetto dei substrati carbonatici che abietetto dei suoli mesici tipico. Il bosco è costituito da abete rosso, faggio e abete bianco, e secondariamente troviamo larice ed acero. Generalmente in quest'area la struttura del popolamento variava da biplana a multiplana, secondo la diversa disposizione spaziale, con le conifere nel piano dominante e le latifoglie in quello dominato.

La copertura prima di Vaia si presentava regolare colma, tessitura piuttosto fine, il portamento delle conifere si presenta, nelle aree vicine agli schianti, con fusti slanciati, caratterizzati da altezze notevoli. La densità è elevata, ma il terreno riceve comunque buone quantità di luce per l'esposizione ad Est e per la pendenza notevole. La rinnovazione in questa zona, quando riesce ad affermarsi vincendo la concorrenza erbacea e gli stress idrici in basso, appare promettente, in particolare per il faggio e l'abete bianco.

Durante i rilievi si è osservato un forte stress idrico sul faggio, dove il piano dominante è schiantato, con la presenza di foglie secche su tutta la chioma.

Le specie floristiche principali di quest'area sono: *Paris quadrifolia*, *Vaccinium myrtillus*, *Oxalis acetosella*, *Petasites albus*.

2.1.4 Area Valbona *salvage logging*

L'area che è stata esboscata a Valbona e che è stata individuata per realizzare l'area studio permanente su indicazione delle Regole, si trova nella particella 366/A (Figura 2.4, Figura 2.5 & Figura 2.7). La tipologia forestale presente è abietetto dei suoli mesici tipico. Il bosco è costituito per lo più da abete rosso a cui s'accompagnano secondariamente abete bianco e faggio, mentre l'acero risulta più sporadico. Si trova su terreno per lo più pianeggiante e non sempre ben drenato; le condizioni di umidità relativa della stazione sono particolarmente elevate. Infatti, in quest'area è presente il fenomeno dell'inversione termica. Da considerare inoltre che quest'area si trova nella parte più interna della valle, che si sviluppa in direzione Nord-Est Sud-Ovest. Solo in direzione Nord-Est l'area non è schermata dalle montagne.

Dal Piano si legge che la struttura a tratti si presentava per lo più monoplana e a tratti biplana quando, oltre al piano dominante costituito da abete rosso e qualche abete bianco, c'era un piano dominato di faggio.

Le specie floristiche principali di quest'area sono: *Melampyrum sylvaticum*, *Oxalis acetosella*, *Petasites albus*, *Vaccinium myrtillus*, *Rubus saxatilis*



Figura 2.4 Area Valbona salvage logging (VBSL) prima che venisse esboscata (foto di Michele Da Pozzo, scattata il 3 dicembre 2018)



Figura 2.5 Area Valbona salvage logging (VBSL), dopo l'esbosco. Da notare la presenza della ramaglia al suolo (Foto di Sara Marson, scattata il 5 agosto 2019).

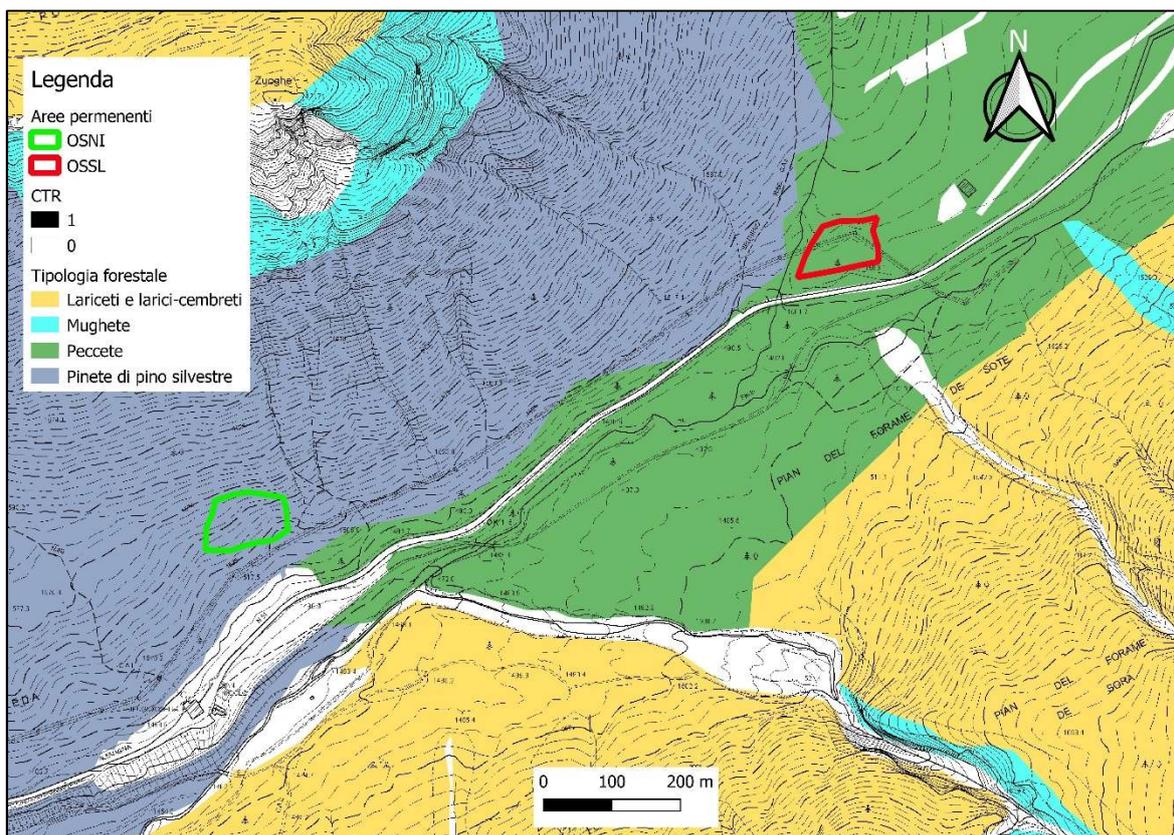


Figura 2.6 Distretto di Ospitale: in verde l'area lasciata a libera evoluzione (OSNI), in rosso in cui si è stato effettuato il salvage logging (OSSL) (immagine di Sara Marson).

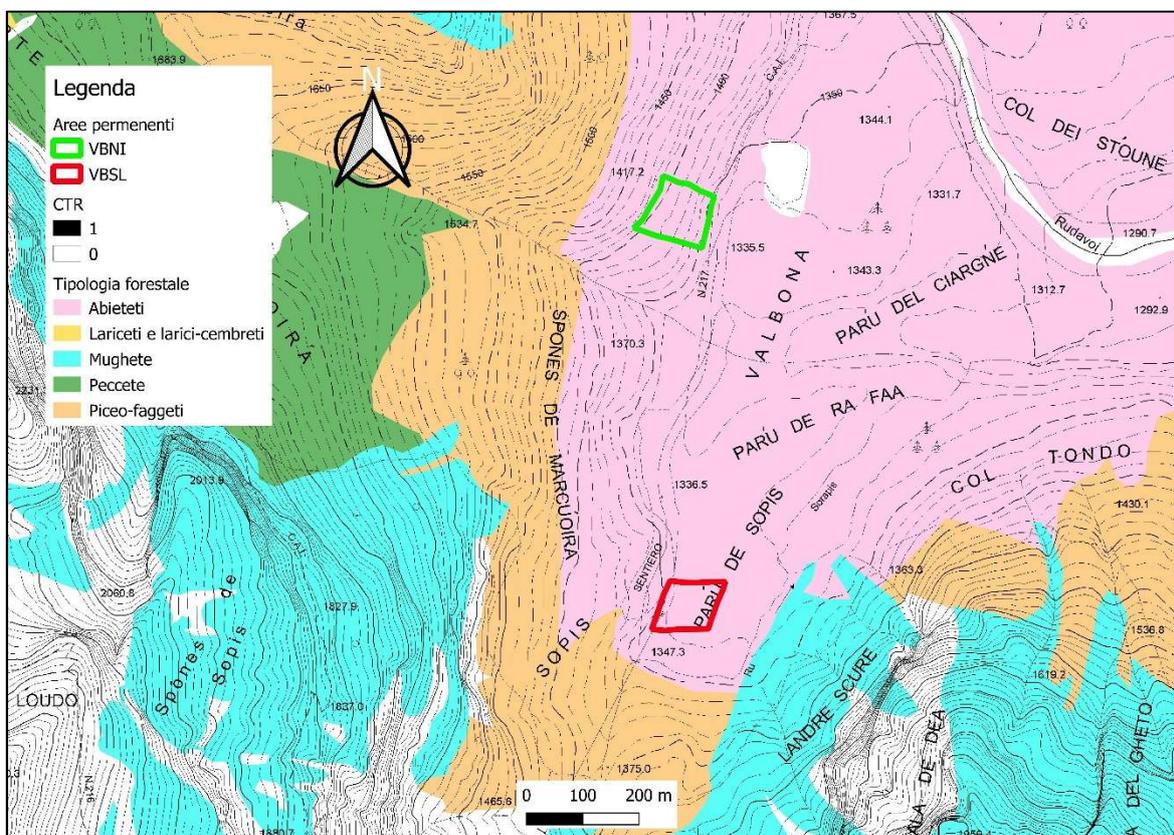


Figura 2.7 Distretto di Valbona: in verde l'area lasciata a libera evoluzione (VBNI), in rosso in cui si è stato effettuato il salvage logging (VBSL) (immagine di Sara Marson).

2.2 Rilievi in campo

Prima di qualsiasi rilievo delle piante, si è proceduto alla perimetrazione delle aree studio. Si è segnato il loro confine con degli immaginari segmenti, ai cui vertici, sono stati posizionati dei picchetti o è stato apposto un bollino rosso sulle piante, se erano presenti. Queste distanze sono state misurate con un telemetro Trupulse (Figura 2.8). Dopo di che si sono prese le coordinate dei punti con un ricevitore GNSS, con precisione inferiore al metro⁶. Avendo rilevato le coordinate dei punti e sapendo esattamente la distanza fra questi, si è potuto disegnare il poligono delle aree, in ambiente di lavoro Gis⁷.

All'interno di queste aree sono state effettuate diversi rilievi che verranno descritti di seguito. Per ciascuna tipologia di rilievo si sono create delle apposite schede di rilievo.

2.2.1 Rilievi su piante in piedi e schiantate

In tutte e quattro le aree studio si è proceduto a rilevare i diametri delle piante schiantate e vive con un cavalletto dendrometrico (Figura 2.8). Nelle aree a *salvage logging* si è preso il diametro della ceppaia all'altezza del taglio, mentre nelle aree *no intervention* all'altezza petto d'uomo. Per le piante schiantate si è preso nota della tipologia dello schianto osservando la presenza di chiari segni di sradicamento o stroncamento. Per quanto riguarda le piante vive, come diametro minimo si è scelto 7,5 cm. Inoltre, per le piante vive sono state misurate le altezze con il Trupulse. Nelle aree *salvage logging*, per ogni ceppaia, si è presa "l'altezza efficace", quindi l'elevazione del punto superiore della ceppaia, misurata verticalmente rispetto al suolo, come è illustrato in Figura 1.17 nel capitolo 1.2.2.



Figura 2.8 A sinistra, principali strumenti utilizzati durante i rilievi: cavalletto dendrometrico, Garmin GPSmap (per i primi rilievi delle coordinate, poi sostituito dall'antenna GNSS), Trupulse 360° B (telemetro laser), cordella metrica e metri vari. Nella foto a destra ricevitore GNSS Topcon HiPer V usato durante i rilievi delle coordinate dei punti che costituiscono i centri delle aree di saggio. Lo stesso strumento è stato usato per rilevare i punti che delimitano le aree (Foto di Sara Marson).

⁶ La precisione ricevitore GNSS Topcon HiPer V sarebbe del centimetro, ma tutte le aree studio sono circondate da montagne e anche gli stessi alberi schermano i segnali satellitari. Si è cercato comunque di avere una precisione del metro.

⁷ Tutte le elaborazioni in QGIS sono state fatte con la versione 3.4.13

2.2.2 Allestimento aree di saggio

All'interno delle quattro aree permanenti sono state individuate 25 aree di saggio per ciascuna, distribuite in maniera uniforme su tutta la superficie. I centri di queste aree di saggio sono stati picchettati con dei pali di abete rosso alti 2 m (Figura 2.9) e numerate in maniera progressiva da 1 a 25. Successivamente si è provveduto a rilevare la coordinata di tutti i picchetti, dapprima con un Garmin, poi, per una maggiore precisione, con il ricevitore GNSS (Figura 2.8). Questi 25 punti per ciascuna area sono stati utilizzati per il rilievo della rinnovazione, in tutte le quattro aree, e dell'ingombro della necromassa nelle aree *no intervention*.



Figura 2.9 Nella foto a sinistra, i picchetti di abete rosso, alti 2 m, usati per delimitare le aree e marcare i centri delle aree di saggio circolari. Nella foto a destra, area di saggio allestita nei pressi di un piatto radicale (Area VBNI) (Foto di Sara Marson, scattate il 5 agosto 2019).

2.2.2.1 Rilievo della rinnovazione

Il rilievo della rinnovazione è stato effettuato all'interno di aree di saggio circolari, di raggio 4 m, localizzati intorno ai picchetti descritti precedentemente. In ogni area di saggio sono state rilevate tutta la rinnovazione e prerinnovazione, misurando la loro altezza e segnando la specie. Qualora la prerinnovazione superasse 1,3 m d'altezza, è stato misurato anche il diametro del fusto. Anche in questo caso, la misura del limite dell'area di saggio è stata effettuata con il Trupulse.

2.2.2.2 Altezza dell'ingombro a terra

Nelle aree *no intervention*, la misura dell'altezza dell'ingombro della necromassa è stata effettuata con una apposita palina, alta 2 m, con precisione centimetrica. Per ciascuna area, OSNI e VBNI, sono state effettuate 125 misure totali. Si sono fatte le misure in corrispondenza dei centri delle aree di saggio circolari e poi, ad una distanza da questi di 5 m planimetrici, una misura a valle e una a monte (chiamati *Up* e *Down*), e poi, guardando verso monte, alla propria destra e sinistra (chiamati *Right* e *Left*), lungo la isoipsa. Per ogni area

di saggio si sono fatte cinque misure, per venticinque aree di saggio circolari. Le misure del raggio sono state fatte con il Trupulse.

2.3 Elaborazioni dei dati di campo

Tutti i dati dei rilievi sono stati riscritti e riorganizzati in fogli di calcolo Excel. Successivamente sono stati importati i dataset nel software RStudio⁸ per costruire dei grafici esplicativi. Oltre a ciò, con i dati dei diametri e delle piante vive, si sono costruite le curve ipsometriche per ciascun'area. Con la funzione trovata si sono derivate le altezze delle piante schiantate. Per ogni pianta misurata, sia schiantata che viva, si è misurata la propria area basimetrica.

2.3.1 Elaborazione dei dati sulla rinnovazione

Il dataset della rinnovazione è stato diviso nel seguente modo, in base all'altezza, come è stato descritto in diversi studi svizzeri (Kramer, Brang, Bachofen, Bugmann, & Wohlgemuth, 2014): con un'altezza minore e uguale a 20 cm è stata classificata come "rinnovazione", mentre con un'altezza maggiore a 20 cm è stata classificata come "prerinnovazione". Di seguito, con questi nomi, si farà riferimento a questa specifica classificazione.

Poi, a partire da questi dati, si sono creati tre diversi database in foglio di calcolo Excel, sia per la prerinnovazione che rinnovazione:

1. Numerosità di piante per area di saggio
2. Numerosità di specie per area di saggio.
3. Per ogni specie rilevata, la sua numerosità per area di saggio

Questi dati sono stati poi importati in QGis, come file vettoriali, per poi poter procedere ad unire questi dati con gli altri dati sulla topografia e dell'altezza della necromassa.

Con l'ultima tipologia di dato, si è costruita una rappresentazione spaziale multivariata della specie più rappresentativa. In altre parole, una mappa delle specie dominanti, per dare un'immagine di come potenzialmente si sta evolvendo il bosco andando a vedere solo la rinnovazione dell'anno (<20 cm). Per far ciò si è prima effettuata un'interpolazione *inverse distance weight* (IDW) per ogni singola specie, in ambiente Gis. Dopo di che si sono importati i file raster creati in ambiente R. Tramite la funzione *stack*, si sono impilati i file raster e successivamente con la funzione *which.max* si è creato un nuovo raster. Nel risultato finale i pixel rappresentano la specie più abbondante in quel punto.

⁸ È stata usata la versione RStudio Desktop 1.2.5033

2.3.2 Elaborazione dei dati sulle altezze necromassa nelle aree *no intervention*

In ambiente Gis si sono disegnati, sia nell'area OSNI che VBNI, per tutte le 25 aree di saggio, i quattro punti *Up, Down, Right, Left* (Figura 2.10), intorno al centro dell'area. Per posizionare nella maniera più fedele i quattro punti, si è fatto riferimento alle curve di livello con distanza molto ravvicinata. Dopo di che, a tutti i 125 punti totali, per area permanente, sono state assegnate le misure dell'altezza da terra misurata in campo.

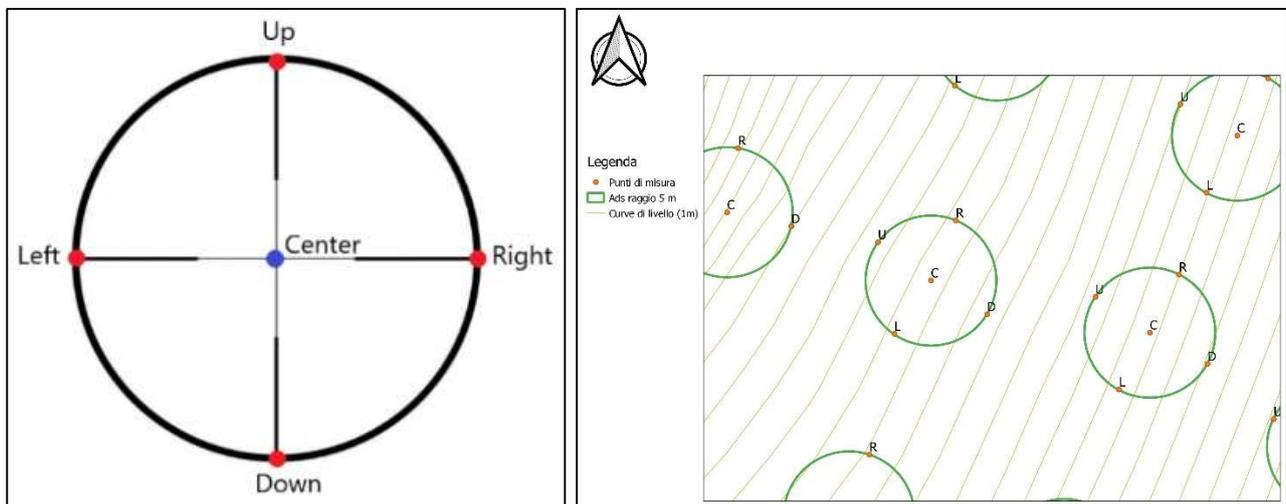


Figura 2.10 A sinistra, schema della posizione delle misure prese durante i rilievi per ogni area di saggio. Il raggio del cerchio è 5 m planimetrici. In totale i punti presi per area sono stati 125. A destra, zoom di un'area permanente, durante il disegno in QGis dei 4 punti intorno al picchetto centrale (immagini di Sara Marson).

A questo punto si è proceduto ad interpolare i dati, al fine di creare un file raster. Si è usata un'interpolazione triangolare TIN, detta anche Triangolazione Delaunay. Questo tipo di interpolazione ha l'obiettivo di creare una superficie formata da triangoli di punti contigui vicini. Per far questo, il software crea delle circonferenze attorno ai punti campione e le loro intersezioni vengono collegate tramite una rete di triangoli non sovrapposti ed il più possibile compatti. Si sono creati dei raster con due diverse scale di risoluzione: con pixel della dimensione da 1m e 5m.

2.3.2.1 Misura della rugosità

Dai dati interpolati, descritti precedentemente, sono stati calcolati tre diversi indici di rugosità, appartenenti al pacchetto GDAL di QGis. Questi sono nient'altro che tre modi diversi per calcolare il grado di irregolarità della superficie.

Il primo è l'indice di asperità del terreno, *Topographic Ruggedness Index* (TRI), definito come la differenza media di quota tra la singola cella di un raster e quelle circostanti. Rappresenta un parametro di misurazione della variabilità di una superficie (Riley, DeGloria, & Elliot, 1999). Un risultato simile è stato ottenuto con il secondo parametro, ossia con il calcolo del parametro di rugosità, *Roughness*, che assegna ad ogni cella la massima differenza di quota tra la cella stessa e quelle circostanti. Il terzo indice, che è stato utilizzato per la caratterizzazione delle superfici, è l'indice di posizione topografica, *Topographic Position Index* (TPI), definito come la differenza di quota tra la singola cella del raster e la media di quelle circostanti.

Tutti questi tre indici sono stati applicati ai risultati delle interpolazioni TIN, con risoluzione 1m e 5m, ed inoltre anche sul DTM del ministero con risoluzione 1m, del 2008-2009, e DTM regionale con risoluzione 5 m, del 2015. Nel capitolo 2.5, i dati DTM e DSM verranno spiegati con maggior dettaglio.

2.4 Analisi statistiche sui dati di campo

Tutte le elaborazioni statistiche sui dati di campo sono state effettuate in ambiente R, usando diversi pacchetti, a seconda dell'analisi.

2.4.1 Analisi statistiche sulla media

A partire dal dataset dei diametri delle piante schiantate e quelle rimaste vive dalla tempesta Vaia, è stato effettuato un "test-t" non appaiato, *Two-sample test*, dal momento che i dataset hanno numerosità diversa. Con valori di p-value < 0,05 si indica che dobbiamo rifiutare l'ipotesi nulla, cioè l'uguaglianza dei nostri campioni. In altre parole, dobbiamo considerare la differenza tra i campioni come statisticamente significativa, quindi diversi tra loro.

Queste analisi sono state fatte dapprima sulla media dei diametri delle piante atterrate con la media dei diametri delle piante in piedi, per tutte le quattro aree permanenti. Poi, sulla media dell'area basimetrica delle piante atterrate con la media dell'area basimetrica delle piante in piedi.

Successivamente si è voluto effettuare la stessa analisi relativa alle specie e quindi, per ciascuna area, si sono scelte le specie più abbondanti e si sono svolti i test sulla media sia per il diametro che per l'area basimetrica.

2.4.2 Analisi statistiche sul coefficiente di snellezza

Il coefficiente di snellezza è un parametro molto significativo della stabilità di un albero. Esso è il rapporto fra l'altezza della pianta e il suo diametro. Si ha stabilità quando le altezze sono basse o quando il diametro cresce.

In generale si considera che un coefficiente di snellezza inferiore a 80 indichi una pianta stabile, fra 80 e 100 indica che al popolamento sarebbe da effettuare un diradamento per aumentare l'incremento diametrico. Un rapporto di snellezza superiore a 100 è indice di forte instabilità della pianta. Tuttavia, bisogna considerare anche se si tratta di una conifera o di una latifoglia. Infatti, le latifoglie sono più stabili fino a un coefficiente di snellezza che supera la soglia del 100.

Partendo dai dati del diametro e dell'altezza di ogni singola pianta viva, si è misurato questo coefficiente. La stessa cosa è stata fatta anche per le piante schiantate, ma in questo caso, si sono usate le altezze ricavate dalla curva ipsometrica delle piante vive della stessa area. Poi, dai dati ricavati si è effettuato un test-t sulla media, per verificare se ci fosse una differenza significativa fra coefficienti delle piante vive e schiantate.

2.4.3 Analisi statistiche sull'altezza d'ingombro a terra per diverse tipologie di trattamento

A partire dai dati sull'altezza della necromassa al suolo, ossia delle ceppaie nelle aree *salvage logging* e in corrispondenza delle aree di saggio nelle aree *no intervention*, si è effettuato un test-t sulla media.

2.4.4 Analisi statistiche sull'area basimetrica per specie

A partire dai dati dell'area basimetrica, precedentemente calcolati per ogni specifica specie, e per ogni tipologia, sia vivi che schiantati, si è provveduto ad un test inferenziale del Chi-quadro. Preparando il dataset in un file di testo e organizzandolo in una tabella a doppia entrata, questo test esamina se le righe e le colonne sono statisticamente associate in modo significativo. L'ipotesi nulla era se le variabili di riga e colonna della tabella di contingenza sono indipendenti. L'ipotesi alternativa se le variabili di riga e colonna sono dipendenti. Per ogni cella della tabella, è stato calcolato il valore atteso in ipotesi nulla. Si è proceduto a questa analisi importando i dati nell'ambiente statistico di R.

Per una data cella, il valore atteso è stato calcolato come segue:

$$e = \frac{\text{somma riga} * \text{somma colonna}}{\text{somma totale di riga e colonna}} \quad [2]$$

A seguire, il Chi-quadro è stato calcolato con la seguente formula:

$$X^2 = \sum \frac{(O - E)^2}{E} \quad [3]$$

Dove:

- O è il valore osservato
- E è il valore atteso

Il risultato di questa statistica Chi-quadro è stato poi confrontato con il valore critico, ottenuto da tabelle statistiche, considerando il valore soglia p-value pari a 0,05 e i gradi di libertà così calcolato:

$$df = (r - 1) (c - 1) \quad [4]$$

Dove:

- r è il numero di righe nella tabella di contingenza
- c è il numero di colonna nella tabella di contingenza

Se la statistica Chi-quadro calcolata è maggiore del valore critico, allora si è concluso che le variabili di riga e colonna non sono indipendenti l'una dall'altra. Ciò implica che sono significativamente associati.

Si è andati, per di più, a conoscere quali celle contribuiscano al punteggio totale del Chi-quadro, andando a calcolare la statistica Chi-quadro per ogni singola cella:

$$r = \frac{O - E}{\sqrt{E}} \quad [4]$$

Questa formula restituisce i cosiddetti residui di Pearson (r) per ogni cella, detti anche residui standardizzati. Le celle con i più elevati residui standardizzati assoluti contribuiscono maggiormente al punteggio Chi-quadro totale. È stato poi calcolato il contributo, in percentuale, di una determinata cella al punteggio Chi-quadro totale:

$$\text{Contributo} = \frac{r^2}{\chi^2} \quad [6]$$

Dove:

- r è il residuo della cella

Il contributo relativo di ciascuna cella al punteggio Chi-quadro totale fornisce alcune indicazioni sulla natura della dipendenza tra righe e colonne della tabella di contingenza.

2.5 Elaborazioni dei dati telerilevati

Con l'avanzare della tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*), è diventato comune acquisire dati con una densità di punti sufficientemente elevata da acquisire informazioni strutturali dei singoli alberi (Ayrey, et al., 2017). Infatti, nell'ultimo decennio, il telerilevamento con l'uso della tecnologia LiDAR è diventato una tecnica affidabile per stimare i singoli parametri dell'albero, grazie alla sua capacità di generare informazioni tridimensionali dettagliate e molto precise. A volte meglio dei metodi fotogrammetrici (Hyppä, et al., 2008). I rilievi con il LiDAR da aeromobile vengono effettuati solitamente da un aereo o un elicottero. Fa parte di quella categoria di sensori attivi, come il Radar, che invia energia luminosa a terra e poi, una volta che l'impulso colpisce il suolo o un oggetto, questo ritorna indietro al sensore. Dunque, dalla misura di quanto tempo impiega la luce emessa a tornare al sensore, si ottiene la distanza dall'oggetto colpito. A differenza dei sensori passivi, il LiDAR è molto più accurato ed ha la capacità di inviare 160 mila impulsi al secondo. Dunque, questa tecnologia può essere utilizzata per misurare l'altezza della vegetazione su vaste aree. Elaborando le nuvole di punti è possibile avere il dato raster del DTM (*Digital Terrain Model*), ossia l'elevazione del suolo o l'elevazione della superficie terrestre senza gli elementi antropici e vegetazionali, e del DSM (*Digital Surface Model*), la superficie terrestre comprensiva degli oggetti che ci stanno sopra (Figura 2.11). Il modello di altezza della copertura forestale, CHM o *Canopy Height Model*, rappresenta l'altezza degli alberi, ed è possibile calcolarlo sottraendo al DSM il DTM. Questo non è un valore di elevazione, ma piuttosto l'altezza o la distanza tra il suolo e la cima degli alberi.

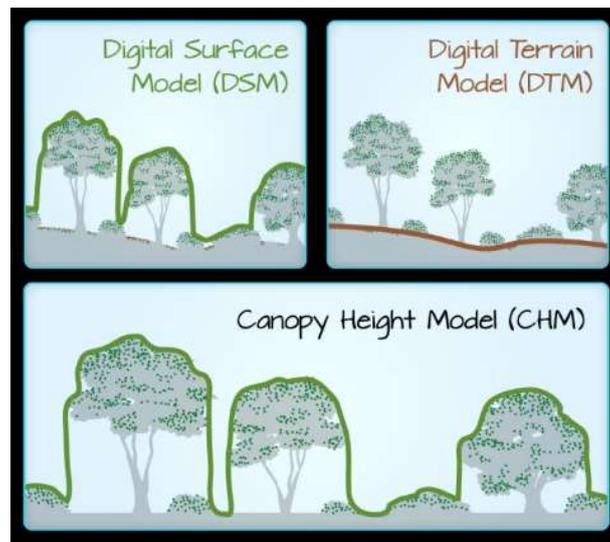


Figura 2.11 Digital Surface Model (DSM), Digital Terrain Model (DEM) e Canopy Height Model (CHM) sono i prodotti dei dati derivati da LiDAR, nel formato raster, più comuni. Un modo per ricavare un CHM è fare la differenza tra il DSM (cime di alberi, edifici e altri oggetti) e DTM (livello del suolo). Il CHM rappresenta l'altezza effettiva degli alberi. (Create a Canopy Height Model With Lidar Data, 2019)

2.5.1 Analisi del DTM

A partire dal dato ministeriale *Digital Terrain Model (DTM)* si è calcolata la pendenza (in gradi), l'esposizione e la rugosità. Quest'ultima, come descritto precedentemente, è stato calcolata con tre diversi indici di GDAL: *Roughness*, TPI e TRI.

Per quanto riguarda l'esposizione si è proceduto a linearizzarla, ai fini delle elaborazioni successive, applicando la seguente classificazione:

- Valore =1 per indicare il Nord: da 0° a 45° e da 315° a 360°
- Valore = 2 per indicare l'Est: da 45° a 135°
- Valore = 3 per indicare il Sud: da 135° a 225°
- Valore = 4 per indicare l'Ovest: da 225° a 315°

2.5.2 Analisi del CHM per ricostruire il bosco pre Vaia

In ambiente di programmazione R, è stato caricato il file raster CHM (*Canopy Height Model*), precedentemente ritagliato nell'area di interesse. Questo dato è il risultato della differenza del *Digital Terrain Model (DTM)* ed il *Digital Surface Model (DSM)*, che è stato realizzato in ambiente Gis. Il DTM e DSM derivano a loro volta da un dato LiDAR, come è stato detto precedentemente.

A partire dal file raster CHM, possono essere individuate le cime degli alberi di un popolamento usando la funzione *vwf (variable window filter)* di *Forest Tools*, per l'analisi della copertura forestale. Questa funzione implementa un algoritmo di filtro a finestra variabile (Popescu & Wynne, 2004). In pratica, una finestra mobile esegue la scansione del CHM e se una determinata cella risulta essere "la più alta", all'interno della finestra, questa viene etichettata come la cima dell'albero. La dimensione della finestra cambia in base all'altezza della cella su cui è centrata e questo avviene per compensare le diverse dimensioni della chioma.

Il primo passo è stato determinare la funzione che definisce la dimensione della finestra. Questa funzione assume il valore della cella CHM, cioè l'altezza della copertura da terra in quella posizione, e restituisce il raggio della finestra di ricerca. Solitamente si usa una semplice equazione lineare del tipo:

$$y = mx + q \quad [7]$$

Questa funzione è suggerita dalle istruzioni del pacchetto *Forest Tools* (Plowright, 2018), con valori di m e q della funzione rispettivamente di 0,05 e 0,6. Nella funzione [7], x è l'altezza e y il raggio conseguente della finestra per identificare se il pixel centrale è un massimo locale. Maggiore è m ed un minor numero di alberi verranno identificati.

In tutte e quattro le aree studio è noto qual è il numero di piante per area prima del disturbo, dato dalla somma fra le piante schiantate e vive. Nello script di questo strumento però non è possibile inserire un numero di alberi da trovare. Per ovviare a questo problema, si è pensato di trovare la funzione lineare che desse come risultato un numero di alberi il più possibile simile a quanti ne sono stati riscontrati nella realtà. Dunque, si è ottimizzata la funzione [7] con la funzione *optim*, del pacchetto *OptimParallel* di R. Questa funzione di ottimizzazione usa di *default* il metodo di Nelder-Mead, che è un'implementazione del metodo del semplice (Piccialli, 2017). Tramite questa modifica, il nuovo codice va a trovarmi i parametri “ m ” e “ q ” che meglio minimizzano la differenza fra il numero di alberi trovati in campo (*target*) e la sommatoria degli alberi trovati con la funzione (*nttops*) (Figura 2.12).

```
97
98 # caricamento libreria optimParallel
99 library(optimParallel)
100 ### Target= numero di alberi contati in campo
101 Target<-458
102 Trees<-function (data, par) {
103   lin <- function(x){x * par[1] + par[2]}
104   ttops <- vwf(CHM = data, winFun = lin, minHeight = 2)
105   nttops <- sp_summarise(ttops)
106   return((Target-nttops)^2)
107 }
108 start_time <- Sys.time()
109 result <- optim(par = c(0.05, 0.6), fn = Trees, data = CHM)
110 end_time <- Sys.time()
111 end_time - start_time
112 result
113
```

Figura 2.12 Script per ottimizzare la funzione, in cui si è usata la libreria *OptimParallel*. Il “target”, nella riga 101, è il numero di piante con cui si è ottimizzata la funzione, per quell’area, in quanto quel numero corrisponde al numero di piante contate in campo (immagine di Sara Marson).

A questo punto si è proceduto con due approcci diversi. Il primo, chiamato Approccio I, in cui si è ottimizzata la funzione considerando tutta l’area permanente. Il secondo, di seguito chiamato Approccio II, in cui si è calibrata la funzione in una piccola area, chiamata *Training*, di superficie 1600 m² e di forma quadrata con lato 40 m, e poi si è validata la funzione applicandola su tutta l’area permanente. Come valore *target*, nel secondo caso, si è rapportato il numero di alberi dell’area permanente all’area di *Training*.

In altre parole, con il primo approccio si costruisce una funzione, per ciascuna area, che effettivamente cattura meglio le piante che c’erano prima di Vaia. Con il secondo approccio, se il risultato dovesse avere un basso margine di errore, le funzioni trovate potrebbero essere spendibili anche nelle aree prossime alle quattro aree studio. Ciò che va a fare ovviamente la differenza è se l’area *Training* sia sufficientemente omogenea e rappresentativa del resto dell’area.

Con entrambi gli approcci, oltre ad individuare gli alberi, si sono delineate anche le chiome, sempre a partire dal raster CHM. Per far ciò, è stata usata la funzione *mcws*. La funzione *mcws* implementa un algoritmo chiamato *watershed*, della libreria *Imager*. Come si può intuire dal nome, l'algoritmo *watershed* è utilizzato nell'analisi topografica per delineare i bacini idrografici. Dal momento che esiste una grossolana somiglianza tra un modello del terreno ed un CHM capovolto, questo stesso processo può essere utilizzato per delineare le chiome degli alberi. Esiste però il problema della sovra-segmentazione, data dalla presenza dei rami, protuberanze e irregolarità varie, date dalla vegetazione. Per ovviare a questo problema si applica una variante dell'algoritmo noto come "segmentazione controllata da marker" (Beucher & Meyer, 1993), per cui l'algoritmo *watershed* è vincolato da una serie di marker, che in questo caso, sono le cime degli alberi trovati.

2.5.2.1 Confronto tra i due approcci

Completata l'analisi del CHM con i due diversi approcci, si è proceduto successivamente ad un test-t per verificare se ci fosse una differenza statisticamente significativa fra questi due risultati.

2.6 Gap pre e post Vaia

Dal file delle chiome trovato con *Forest tools*, si è creato, in ambiente Gis, un file raster con i *gap* esistenti prima dell'evento Vaia. Questi sono gli spazi presenti fra una chioma e l'altra (Figura 2.13), che differiscono dagli *expanded gap*, che invece considerano lo spazio fra i tronchi. Dunque, dove era presente il *gap*, al pixel è stato assegnato valore 1, mentre dove non c'era valore 0.

Per quanto riguarda i *gap* dopo il disturbo, si è fatta una simulazione della distribuzione degli schianti all'interno delle aree. Si sono prima divise le chiome degli alberi per classi di altezza di 5 m. All'interno di ogni classe, in maniera casuale, con lo strumento di selezione di Gis, si sono scelti tanti alberi quanti ne erano stati contati in campo di vivi, per quella stessa classe di altezza. La differenza dunque erano quelli schiantati e pertanto quest'ultimi sono stati "eliminati". A questo punto, come per i *gap* pre Vaia, si è creato un file raster con i nuovi spazi, ossia l'unione delle aree dei *gap* pre Vaia con quelli della simulazione dello schianto. Anche in questo caso, dove era presente il *gap*, al pixel è stato assegnato valore 1, dove non c'era valore 0.

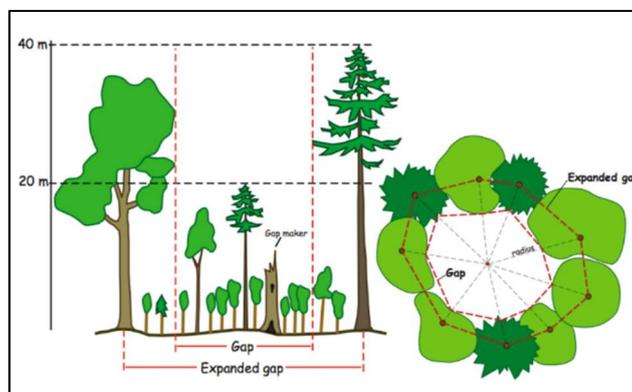


Figura 2.13 Misura del gap in foresta. Per *expanded gap* si intende l'area delimitata dai tronchi degli alberi, per *gap* si considerano le chiome. Dunque, *expanded gap* avrà una superficie maggiore (immagine tratta dagli appunti di lezione Prof. Lingua)

2.7 Analisi di confronto fra dati di campo e telerilevati

2.7.1 Analisi statistiche sulla media fra altezze rilevate in campo e altezze ricavate dal CHM

Si è effettuato un test sulla media (test-t) dell'altezza delle piante vive, rilevate in campo, con la media dell'altezza delle piante derivate dal dato CHM.

Con i dati dell'altezza delle piante schiantate, derivate dalla curva ipsometrica, si è fatto poi un altro test sulla media. Quindi, si è realizzato un altro test, sulla media (test-t) dell'altezza delle piante vive e quelle schiantate con la media dell'altezza delle piante derivate dal dato CHM.

2.7.2 Analisi statistiche di correlazione fra dati di campo e risultati delle analisi del CHM

Con i dati ottenuti si è proceduto ad analizzare il legame tra queste variabili quantitative tramite misure di correlazione. Queste, infatti, costituiscono uno strumento importante per l'analisi di un particolare legame di tipo lineare.

La tipologia di grafici di correlazione sono state due: la prima, volta ad analizzare se ci fosse una correlazione fra l'altezza d'ingombro della necromassa e le caratteristiche topografiche trovate, la seconda volta a correlare la rinnovazione con i *gap* post Vaia e la prerinnovazione con i *gap* pre Vaia.

Tutte queste analisi di correlazione sono state effettuate nell'ambiente statistico R, ma la preparazione dei dati è stata eseguita tutta in QGIS. Infatti, per la prima tipologia, si sono prima creati dei punti a distanza regolare, di 1 m per le analisi sui raster con risoluzione 1 m e di 5 m per le analisi su raster con risoluzione 5 m. Successivamente con il *plugin Point Sampling Tool* si sono assegnati a quei punti tutti i valori dei *layers* che si volevano analizzare. In seguito, è stato sufficiente esportare il file e analizzarlo in ambiente R.

Per quanto riguarda invece le analisi sulla rinnovazione e prerinnovazione, i punti erano già presenti perché erano i punti dei centri delle aree di saggio. È bastato semplicemente assegnare a quei punti i valori dei raster dei *gap*, della pendenza e dell'esposizione. Nelle correlazioni con la rinnovazione, per le aree OSNI e VBNI, si è considerata anche l'altezza dell'ingombro della necromassa a terra.

Data la moltitudine di correlazioni che si è voluto testare, è stato scelto di fare una *correlation matrix* dei dati per semplificare l'analisi.

3 RISULTATI

3.1 Elaborazioni dei dati di campo

Nella Tabella 3.1 sono riassunte le principali caratteristiche dendrometriche dei popolamenti nelle quattro aree permanenti. In base all'area basimetrica trovata per le piante vive e schiantate, si è calcolata la percentuale delle piante schiantate sul totale: nell'area OSNI è schiantato il 66%, nell'area OSSL l'87,3%, nell'area VBNI il 68,5% e nell'area VBSL si è avuto il maggior danno con il 92,4%. L'area che aveva densità maggiore, in termini di area basimetrica ad ettaro, prima di Vaia, era VBSL, adesso l'area più densa è VBNI.

		g tot (m²)	Area (m²)	g/ha (m²/ha)	n	n/ha	g medio (m²)	D medio (m)	StDev
OSNI	Vivi	6,84	7896	8,66	190	240,63	0,0360	21,41	11,90
	Schianti	13,28		16,82	268	339,41	0,0496	25,12	10,79
	Tot:	20,12		25,48	458	580,04			
OSSL	Vivi	3,34	6721	4,97	71	105,64	0,0471	24,49	11,70
	Schianti	22,94		34,13	381	566,88	0,0602	27,69	11,07
	Tot:	26,28		39,1	452	672,52			
VBNI	Vivi	14,84	10726	13,84	427	398,10	0,0348	21,04	10,10
	Schianti	32,29		30,11	279	260,12	0,1157	38,40	23,06
	Tot:	47,13		43,95	706	658,21			
VBSL	Vivi	2,90	8504	3,41	92	108,18	0,0315	20,03	11,39
	Schianti	35,34		41,55	213	250,47	0,1659	45,97	22,35
	Tot:	38,24		44,96	305	358,65			

Tabella 3.1 Tabella riassuntiva delle quattro aree permanenti. Da sinistra le colonne sono: area basimetrica totale (m²), superficie dell'area permanente (m²), area basimetrica ad ettaro (m²/ha), numero di piante censite, numero di alberi ad ettaro n/ha, area basimetrica media (m²), diametro medio (m), deviazione standard del diametro.

I dati raccolti in campo sono stati riorganizzati per vedere meglio quali specie siano state più suscettibili allo schianto da vento. Dunque, per prima cosa si è andati a vedere le numerosità di piante rapportate all'ettaro, divisi per specie e categoria: schianti e piante vive (Figura 3.1).

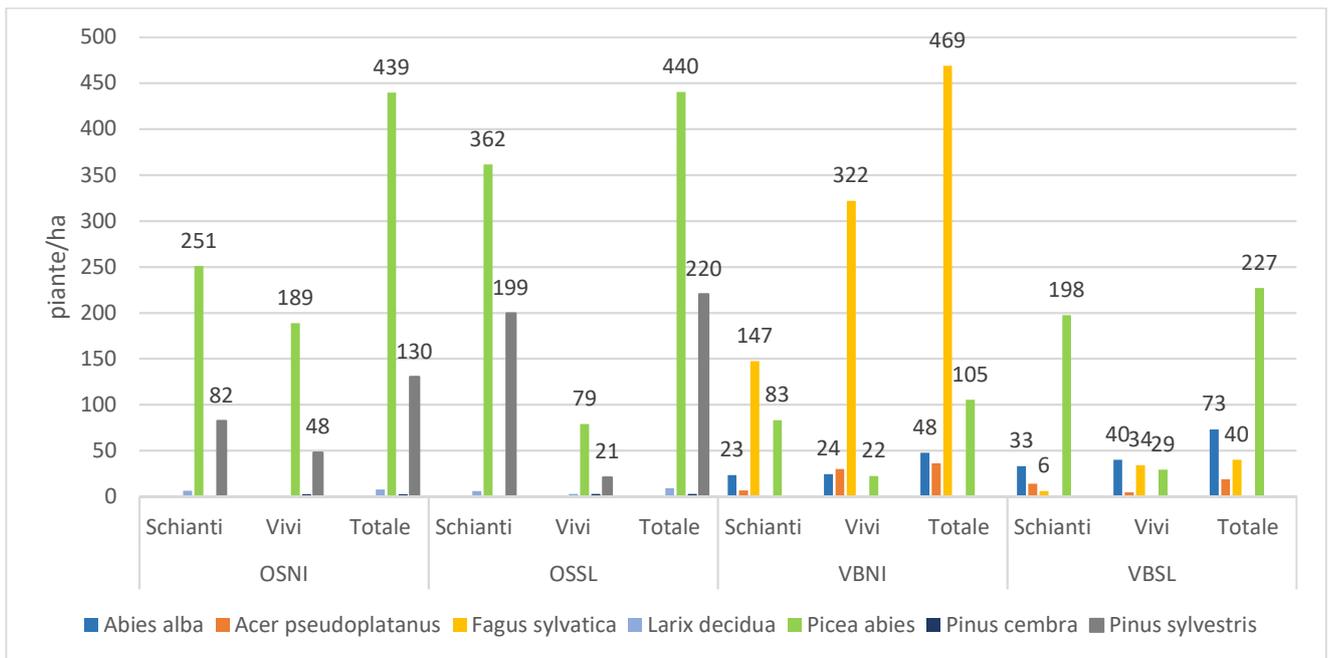


Figura 3.1 Numero di piante per area, divisi per specie e categoria (piante schiantate, vive) e il loro totale

Si è calcolato, inoltre, l'area basimetrica ad ettaro per ciascuna specie, per le piante in piedi e schiantate (Figura 3.2).

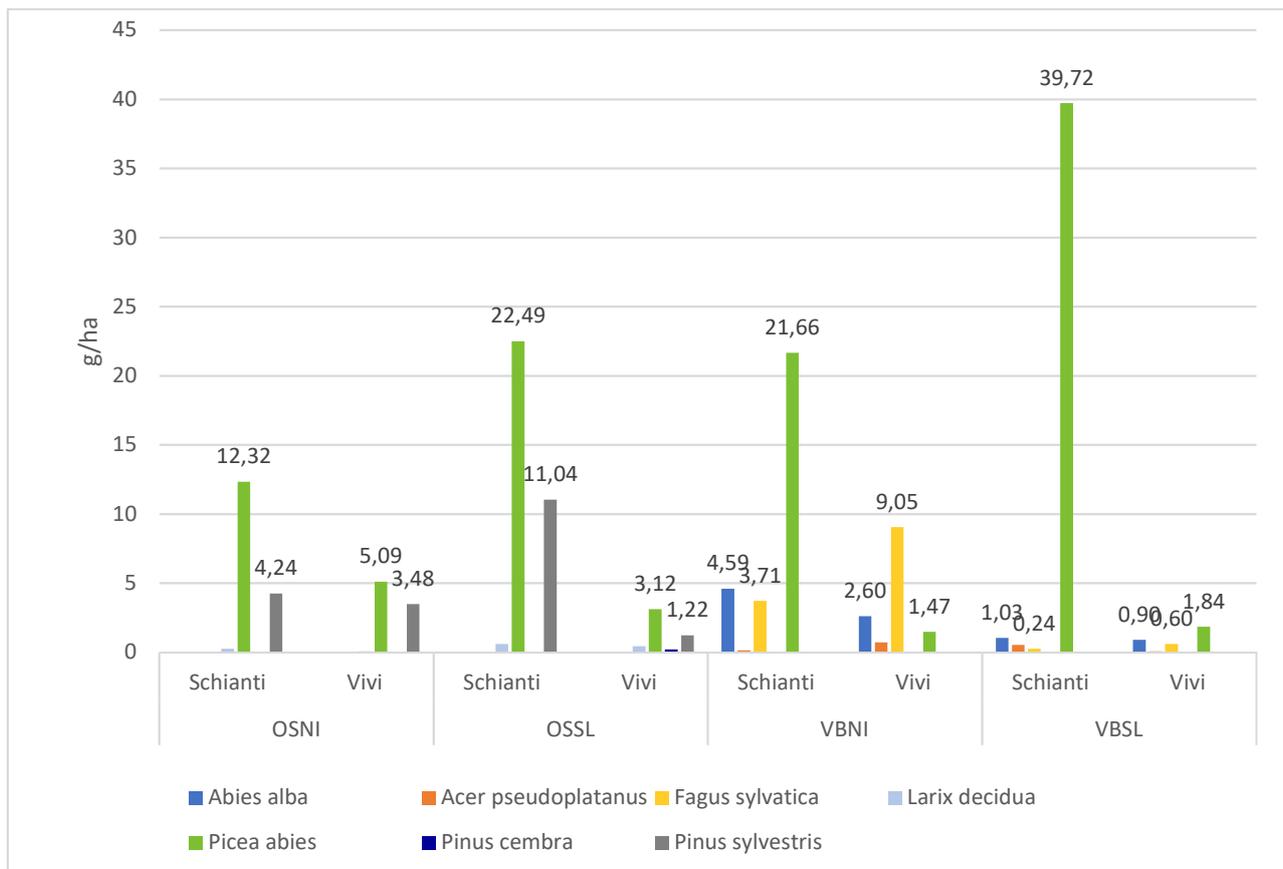


Figura 3.2 Area basimetrica ad ettaro (m^2/ha) per ciascuna specie, divisi per alberi schiantati e ancora vivi

Ne grafico di Figura 3.3, sono presenti i dati della rinnovazione e prerinnovazione, rapportate all'ettaro.

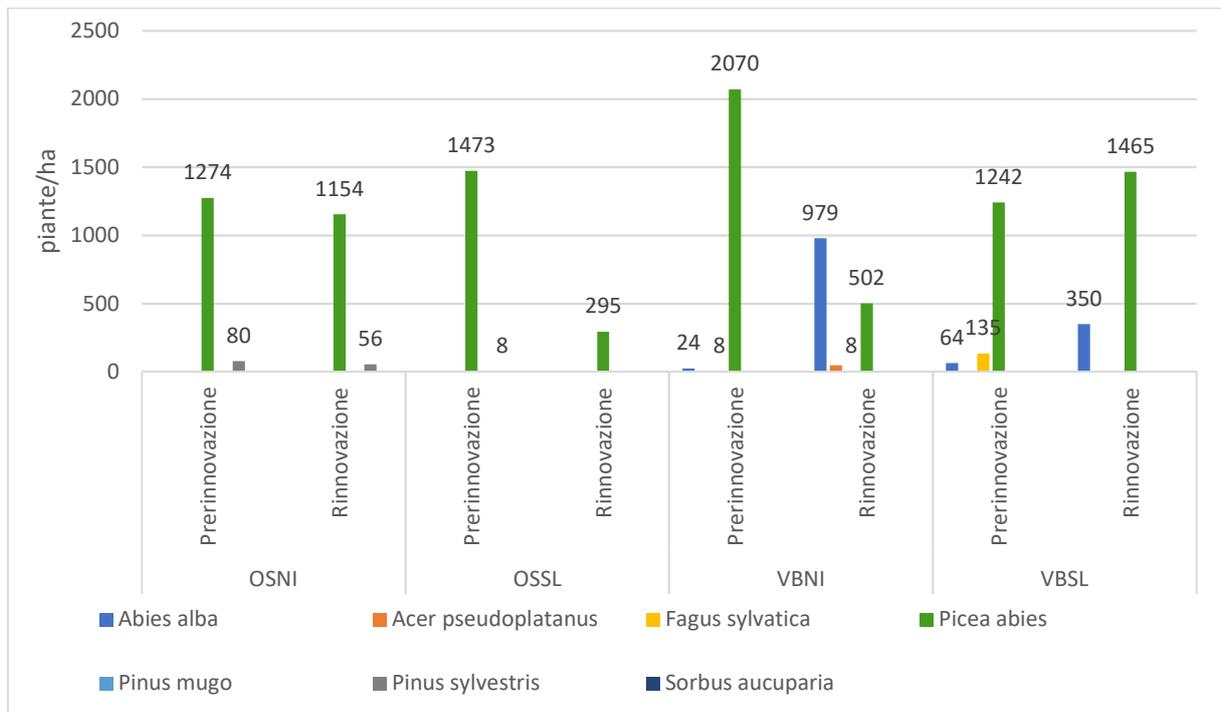


Figura 3.3 Rinnovazione e prerinnovazione rapportata all'ettaro, divise per specie

Un altro grafico che ci fa capire come il bosco sia cambiato dopo il disturbo è il grafico in Figura 3.4, in cui si osservano quali specie siano più presenti fra le piante vive, schiantate, rinnovazione e prerinnovazione.

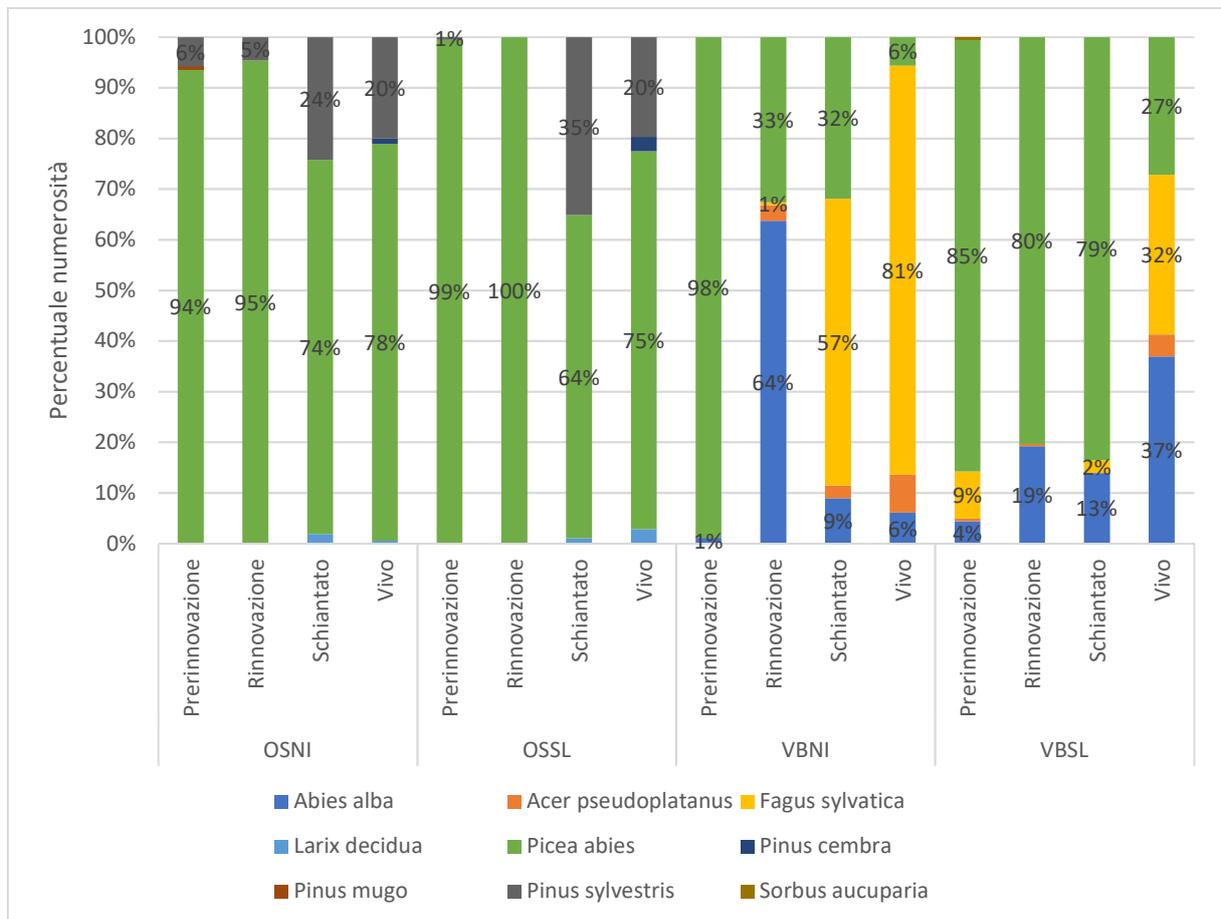


Figura 3.4 Numero di piante per area in termini percentuali, divisi per specie e categoria (piante schiantate, vive, prerinnovazione e rinnovazione)

Di seguito vengono riportati dei grafici più dettagliati per ogni singola categoria: piante vive, schianti, rinnovazione e prerinnovazione. Con questi grafici è possibile fare un confronto tra i dati rilevati e quanto descritto nel Piano di Assestamento del 2004.

Con il grafico di Figura 3.5 si conferma che nell'area OSNI predomina tutt'ora il pino silvestre, anche se sono rimasti degli individui di abete rosso di notevoli dimensioni. Nell'area OSSL le piante più alte ancora vive sono di larice, con una variabilità di altezze molto contenuta. Le piante più piccole invece, appartengono all'abete rosso: la metà degli individui hanno un'altezza minore ai 10 m. Nell'area VBNI, l'abete bianco, dopo Vaia, presenta altezze con valori fra il primo e il terzo quartile che vanno fra circa 10 e 30 m d'altezza. Si può notare che in quest'area sono state misurate le piante in assoluto più alte, che sfioravano i 45 m d'altezza ed erano tutti abeti bianchi. Nell'area VBSL si può notare come la mediana delle altezze di tutte le quattro specie rilevate, abete bianco, acero, faggio e abete rosso, sia circa 8-9 m, il che vuol dire che la metà delle piante misurate hanno un'altezza al di sotto di questo valore.

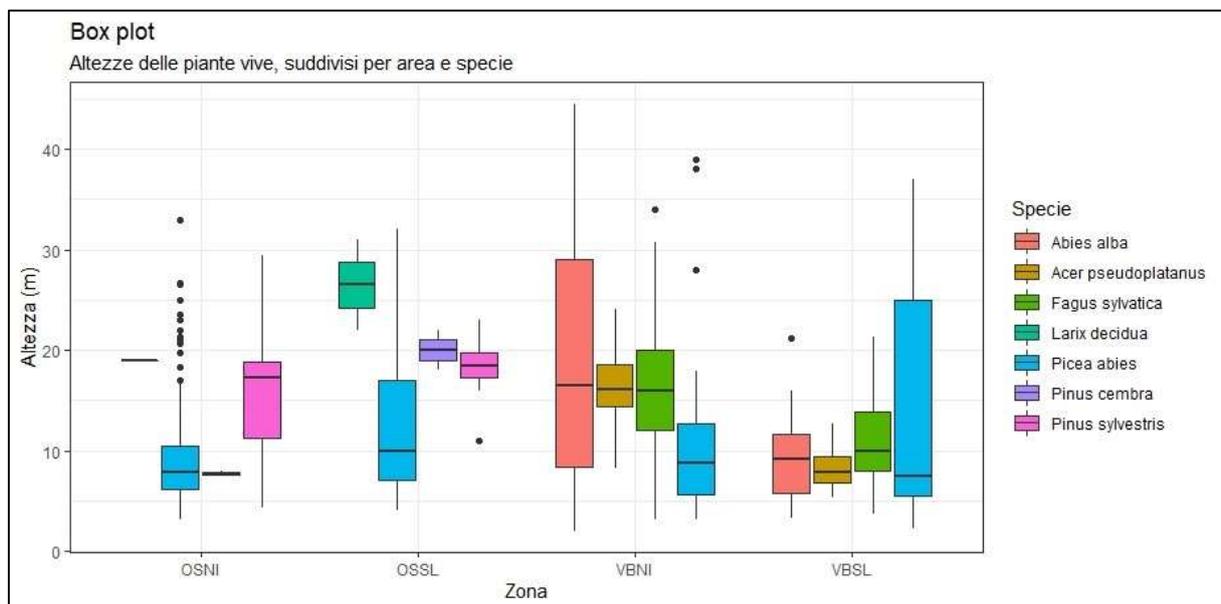


Figura 3.5 Box plot sull'altezza (m) delle piante vive, suddivisi per area e specie.

Osservando il grafico sui diametri di Figura 3.6, si può confermare quanto detto prima per le altezze. Nell'area VBNI è stata misurata la pianta più grossa in assoluto, un abete rosso con diametro di circa 100 cm.

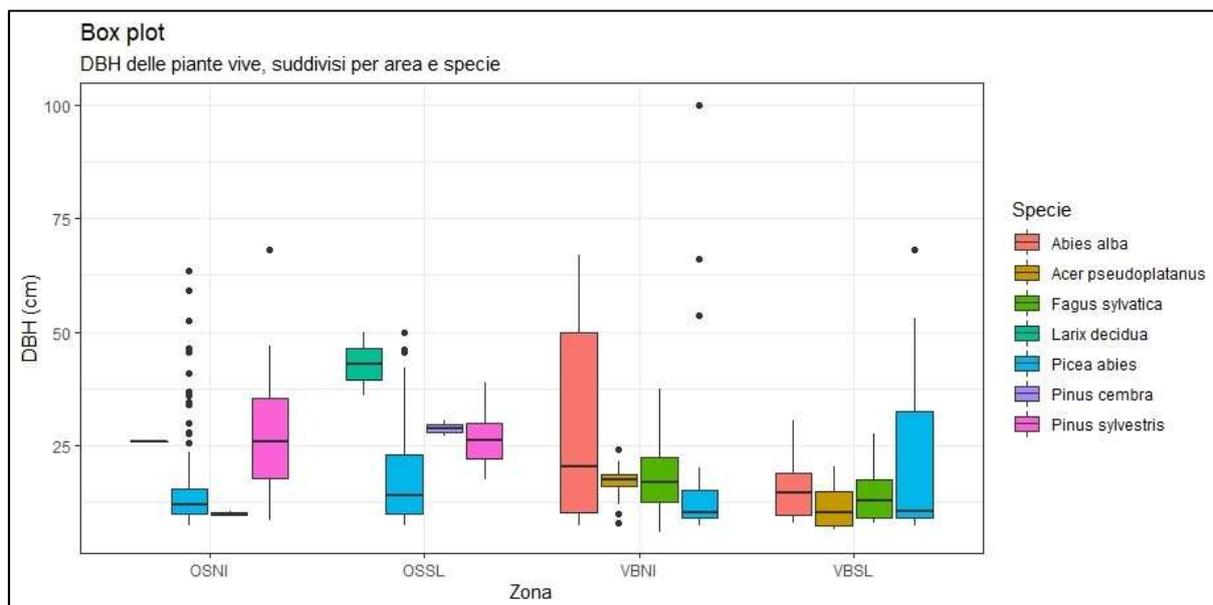


Figura 3.6 Box plot sul diametro a 1,3m d'altezza delle piante vive, suddivisi per area e specie.

Ad una prima analisi del grafico in Figura 3.7, si può notare come nelle aree a Valbona siano schiantate delle piante con diametri maggiori, rispetto alle aree ad Ospitale. Nell'area OSNI si sono schiantate piante con circa lo stesso range di diametro, a prescindere dalla specie. Fra le piante schiantate nell'area VBNI, è stata misurata la pianta più grossa, un abete rosso, del diametro superiore ai 100 cm. Mediamente le piante di abete rosso che sono schiantate avevano un diametro elevato: il range fra il primo e il terzo quartile è circa fra 50 e 65 cm. Anche l'abete bianco è schiantato con diametri grossi, con metà individui che avevano un diametro superiore a 50 cm. Il faggio schiantato invece aveva per lo più diametri che non raggiungevano i 25 cm. Nell'ultima area, quella a VBSL, le piante più grosse che sono cadute sono state di abete rosso, con metà piante che avevano un diametro dai 30 ai 60 cm circa. L'abete bianco, acero e faggio che sono schiantati, avevano dei diametri più contenuti che non raggiungevano i 25 cm.

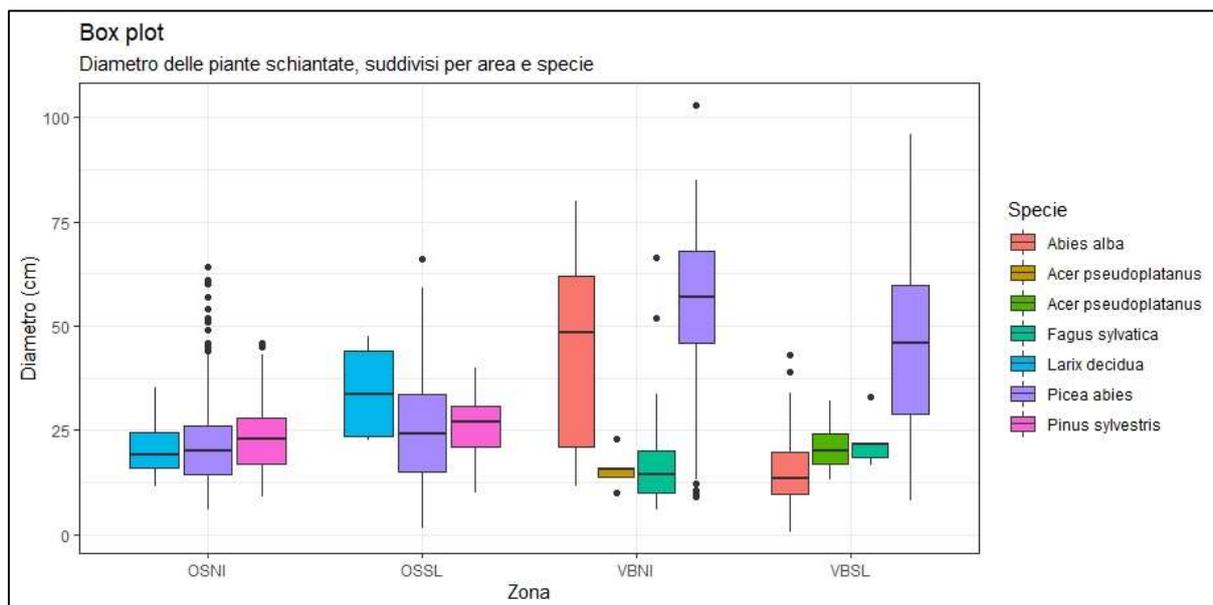


Figura 3.7 Box plot sul diametro delle piante schiantate, suddivisi per area e specie.

Dal grafico di Figura 3.8 si può osservare come le piante sradicate siano state mediamente quelle che presentavano diametri maggiori. Questo è evidente soprattutto nelle aree VBNI e VBSL.

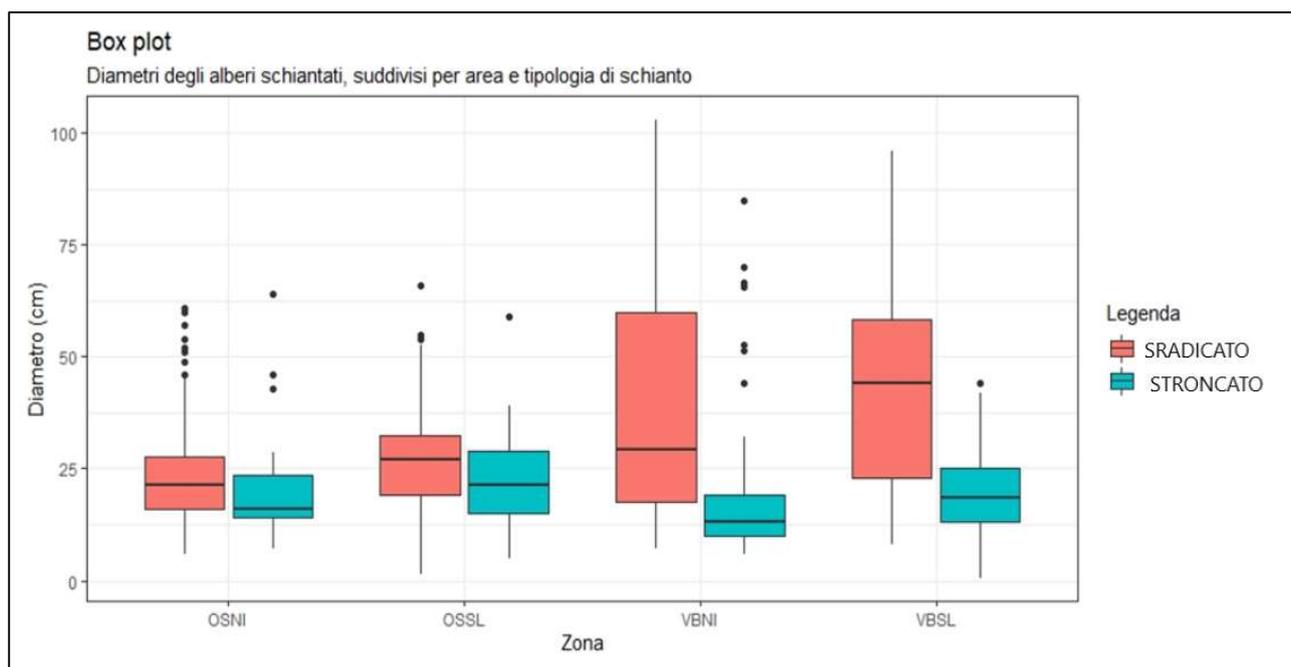


Figura 3.8 Box plot sul diametro delle piante schiantate, suddivisi per area e tipologia di schianto: sradicato e stroncato.

Analizzando sempre la tipologia di schianto, nel grafico di Figura 3.9, si può osservare che nell'area OSSL, il pino silvestre ha avuto più stroncamenti, 50% circa, rispetto ad uno sradicamento (30%). L'abete rosso invece ha avuto più sradicamenti, 68% circa contro 50 % di stroncati. Nell'area VBNI, il faggio ha avuto più stroncamenti (89%), mentre nell'abete rosso più sradicamenti. Nell'area VBNI, per l'abete rosso ci sono stati più sradicamenti, con 87%, contro 29% di stroncamenti. Nell'area OSNI, invece, le due tipologie di schianto hanno percentuali pressoché simili, sia con il pino silvestre che con l'abete rosso.

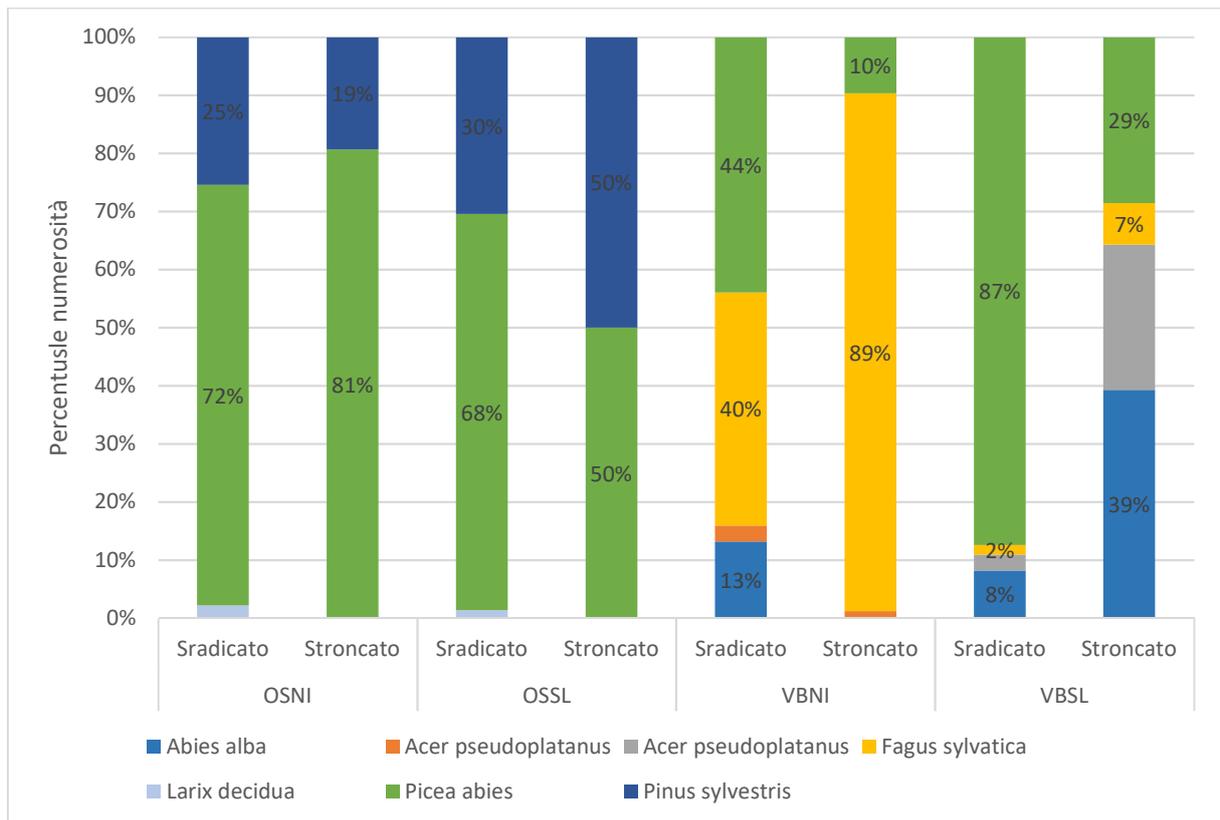


Figura 3.9 piante schiantate, suddivisi per area e tipologia di schianto: sradicato e stroncato

Analizzando il grafico di Figura 3.10, si può osservare la distribuzione dell'altezza della rinnovazione, inferiore ai 20 cm, nelle diverse aree e per le diverse specie. La linea sottile rappresentante il primo box plot dell'area OSNI è relativa all'abete rosso, che come si è visto nella Figura 3.3 è presente con 1154 piante/ha (145 nelle aree di saggio), con una altezza di pochi centimetri. In quest'area è molto presente invece rinnovazione dell'anno di pino silvestre: metà delle piantine infatti avevano pochi centimetri di altezza. Nell'area OSSL è presente invece solo abete rosso con una variabilità di altezze elevata e quindi una distribuzione molto uniforme. Passando alle aree a Valbona, nell'area VBNI insieme all'abete rosso, che anche in questo caso ha un'alta variabilità, si trova anche l'acero con un range di altezza molto limitato. Nell'area VBSL, ad accompagnare l'abete rosso troviamo invece il faggio.

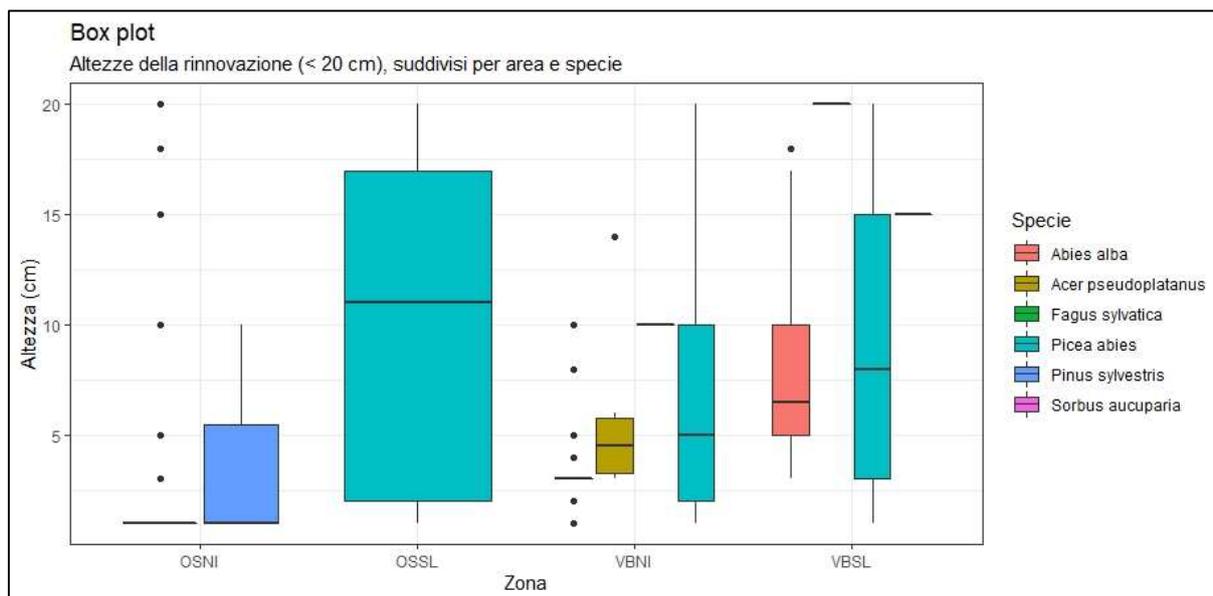


Figura 3.10 Box plot sull'altezza (cm) della rinnovazione (≤ 20 cm), suddivisi per area e specie

Il grafico successivo di Figura 3.11 fa riferimento alla prerinnovazione, cioè rinnovazione con altezze superiori ai 20 cm presumibilmente già presente prima dello schianto. Nell'area OSNI, è presente una prerinnovazione di abete rosso con metà individui con altezze fra i 50 e 120 cm. È presente anche pino silvestre con altezze appena sopra i 50 cm di altezza. Nell'area OSSL, la quasi totalità della prerinnovazione è di abete rosso. Nelle aree VBNI e VBSL, oltre all'abete rosso, è presente abete bianco. Nell'area *Salvage Logging* anche il faggio.

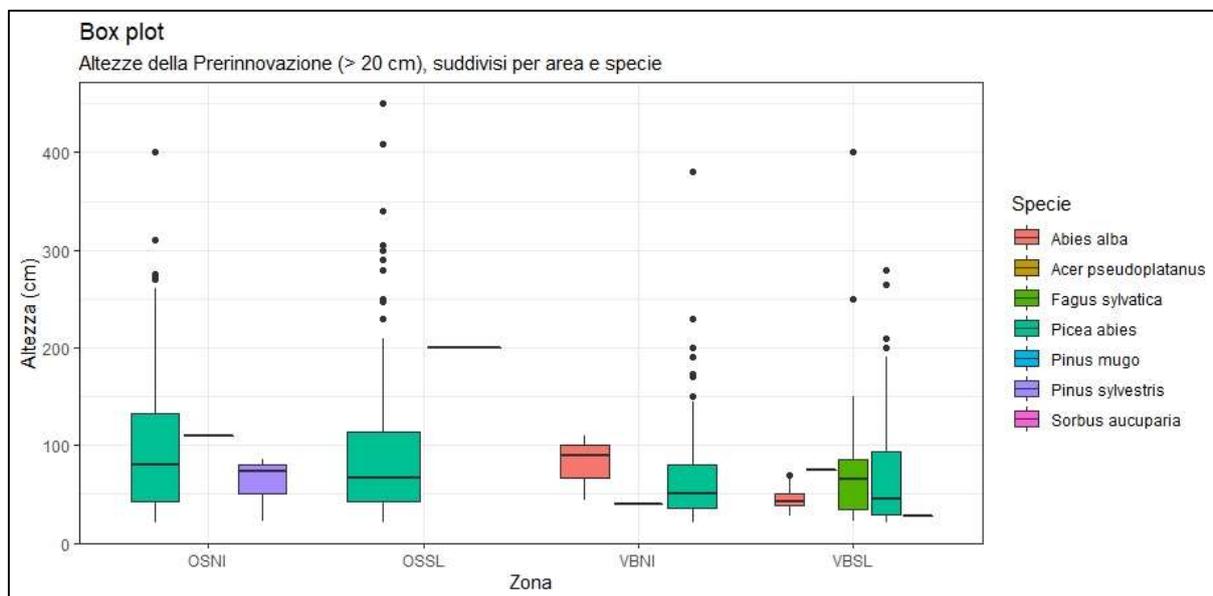


Figura 3.11 Box plot sull'altezza (cm) della rinnovazione (> 20 cm), suddivisi per area e specie

Al fine di comprendere meglio i grafici visti fin ora, di seguito verranno riassunti i dati di ciascun'area, considerando le situazioni pre e post Vaia.

L'area OSNI, prima di Vaia, presentava un'area basimetrica totale ad ettaro di 25,48 m²/ha con una densità di 580 piante/ha. Le specie prevalenti erano *Picea abies* e *Pinus sylvestris*. Di questi sono schiantati 12,3 m²/ha

di abete rosso, 4,2 m²/ha di pino e complessivamente si è avuto un danno del 66%. Si sono schiantate piante con circa lo stesso range di diametro, con il 75% delle piante al disotto di 25 cm di diametro. Per quanto riguarda le tipologie di schianto, fra sradicato e schiantato, hanno percentuali pressoché simili, sia con il pino silvestre che con l'abete rosso.

Il popolamento post Vaia è costituito per la maggior parte da abete rosso con 149 piante all'interno dell'area, con metà degli individui con altezze intorno ai 10 m. Le piante di pino sono 38, con metà individui con altezze fra i 10 e i 20 m. Passando alla rinnovazione, si è visto che l'abete rosso ha 1154 piante/ha con una altezza di pochi centimetri, inferiore ai 5 cm, ciò indica che è assolutamente rinnovazione dell'anno. Per il pino silvestre sono state stimate solo 56 piante/ha, ma con altezze leggermente superiori. Passando alla prerinnovazione, si sono stimate 1274 piante/ha di abete rosso e 80 di pino silvestre. Gli abeti rossi sono quelli che hanno altezze superiori.

L'area OSSL, prima di Vaia, presentava un'area basimetrica totale ad ettaro di 39,1 m²/ha con una densità di 672 piante/ha. Come nell'area *no intervention*, le specie prevalenti sono l'abete rosso e il pino silvestre, che sono schiantati 22,5 m²/ha e 11,04 m²/ha rispettivamente. In quest'area c'è stato un danno stimato all'87,3%. Nel grafico di Figura 3.9, si è potuto constatare come il pino silvestre abbia avuto più stroncamenti, 50% circa, rispetto agli sradicamenti (30%). L'abete rosso invece ha avuto più sradicamenti, 68% circa contro 50% di alberi stroncati. Attualmente il popolamento è costituito da 79 piante/ha di abete rosso, che hanno basse altezze. Infatti, la metà degli individui presenta un'altezza minore a 10 m. Le piante più alte sono di larice, che arrivano quasi a 50 m e sono solo tre individui, con una variabilità di altezze molto contenuta. La rinnovazione è completamente tutta di abete rosso, con 295 piante/ha. Per la prerinnovazione si sono stimate 2070 piante/ha di abete rosso.

Passando alle aree a Valbona, l'area VBNI, prima dell'evento, presentava un'area basimetrica totale ad ettaro di 44 m²/ha, con una densità di 658 piante/ha. In quest'area il danno è stato del 68,5%, con lo schianto di 21,6 m²/ha di abete rosso, 4,6 m²/ha di abete bianco e 3,7 m²/ha di faggio. Mediamente le piante di abete rosso che sono schiantate avevano un diametro grosso ed erano in tutto 83 piante/ha: il range fra il primo e il terzo quartile è circa fra 50 e 65 cm (Figura 3.7). Anche l'abete bianco è schiantato con diametri grossi, con metà individui che avevano un diametro superiore a 50 cm. Il faggio schiantato invece aveva per lo più diametri che non raggiungevano i 25 cm. Fra le piante schiantate di quest'area è stata misurata la pianta più grossa in assoluto, con diametro di circa 100 cm, ed era un abete rosso. Nell'area VBNI, il faggio ha avuto più stroncamenti (89%), mentre nell'abete rosso è stata la specie ad avere più sradicamenti (44%). Attualmente, questa è l'area con densità maggiore, in termini di area basimetrica ad ettaro, con 13,84 m²/ha in totale. Il popolamento è costituito per la maggior parte da faggio, con 322 piante/ha. Il resto del popolamento è costituito da acero, abete bianco e abete rosso, ciascuna specie avente circa 20 piante/ha. In quest'area sono state misurate le piante in assoluto più alte, che sfioravano i 45 m d'altezza ed erano tutti abeti bianchi, che sono straordinariamente resistenti a Vaia.

Per quanto concerne la rinnovazione, la presenza di abete rosso è stata stimata in 500 piantine/ha, mentre per l'abete bianco 979 piante/ha. A livello di prerinnovazione sono state trovate 2070 piante/ha di *Picea abies*, in assoluto il valore più alto trovato fra le quattro aree.

Per finire, l'area VBSL, prima di Vaia, presentava un'area basimetrica totale ad ettaro di 45 m²/ha con una densità di 358,6 piante/ha. Questa era infatti l'area con più provvigione fra le quattro. In quest'area c'è stato in assoluto il maggior danno, stimato al 92,4%. La specie più danneggiata è stata l'abete rosso, con lo schianto di 39,7 m²/ha. Per l'abete bianco è stato stimato solo 1,03 m²/ha. Le piante più grosse che sono cadute sono state di abete rosso, con metà piante che avevano dai 30 ai 60 cm circa. L'abete bianco, acero e faggio che sono schiantati, avevano dei diametri più contenuti che non raggiungevano i 25 cm. Per l'abete rosso ci sono stati più sradicamenti, con 87%, e l'abete bianco è stata la specie ad avere più stroncamenti, con il 39%.

Attualmente il popolamento maturo è costituito da poche piante: 40 piante/ha di abete bianco, 34 piante/ha di faggio e 29 piante/ha di faggio.

Come rinnovazione sono state stimate 1465 piante/ha di abete rosso e 350 di abete bianco e per la prerinnovazione 1242 piante/ha di abete rosso, 135 piante/ha di faggio e 64 piante/ha di abete bianco.

3.1.1 Elaborazioni dei dati sulle altezze necromassa nelle aree *No Intervention*

Dalle misure effettuate nelle aree *No Intervention*, sull'altezza della necromassa, sono stati realizzati dei raster con risoluzione da 1 m e 5 m, interpolando i dati grezzi. I risultati sono le mappe di Figura 3.12 e Figura 3.13 per l'area OSNI e Figura 3.14 e Figura 3.15 per l'area VBNI.

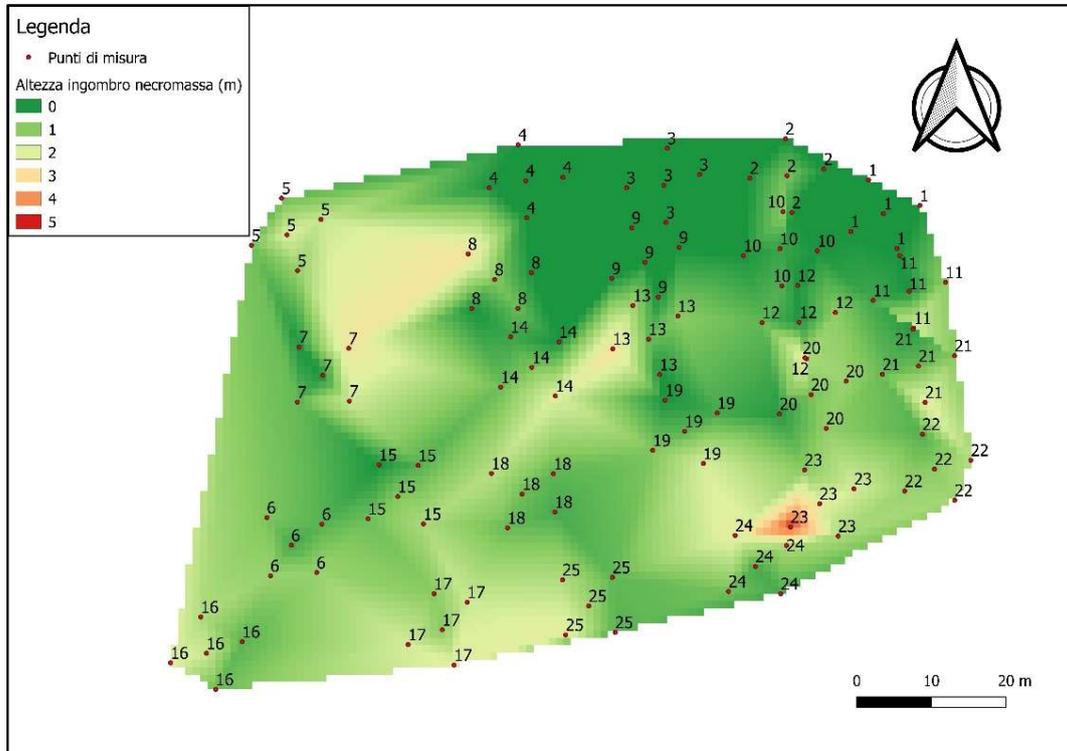


Figura 3.12 Mappa dell'interpolazione TIN nell'area OSNI con risoluzione 1 m.

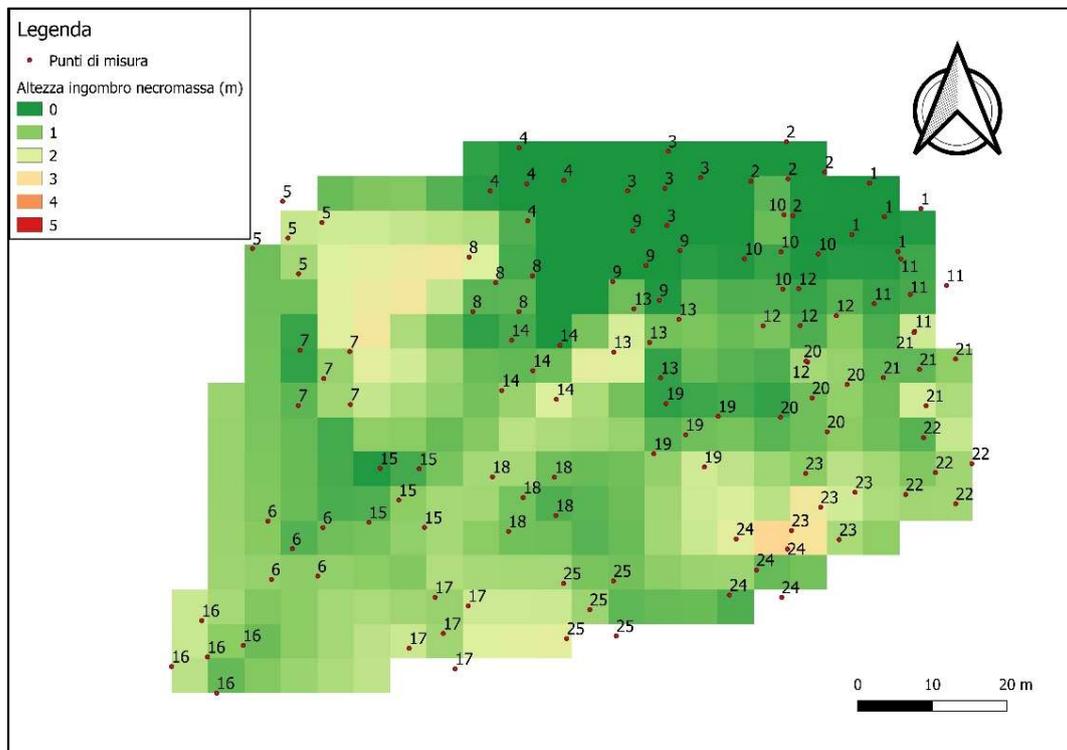


Figura 3.13 Mappa dell'interpolazione TIN nell'area OSNI con risoluzione 5 m.

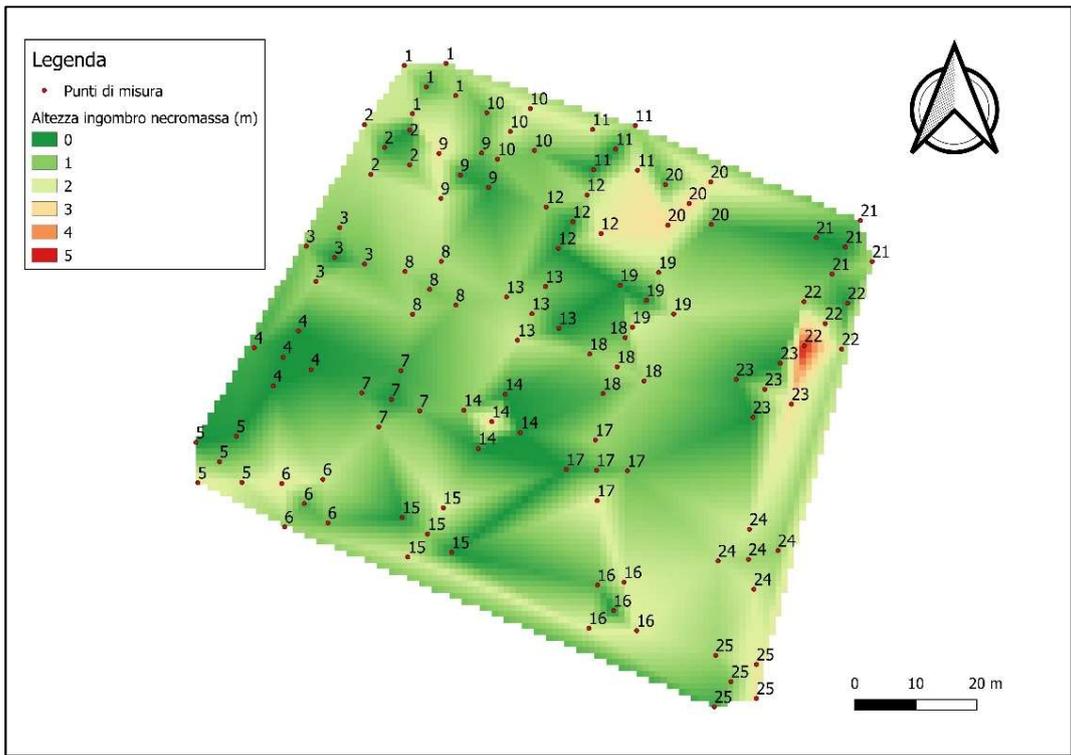


Figura 3.14 Mappa dell'interpolazione TIN nell'area VBNI con risoluzione 1 m.

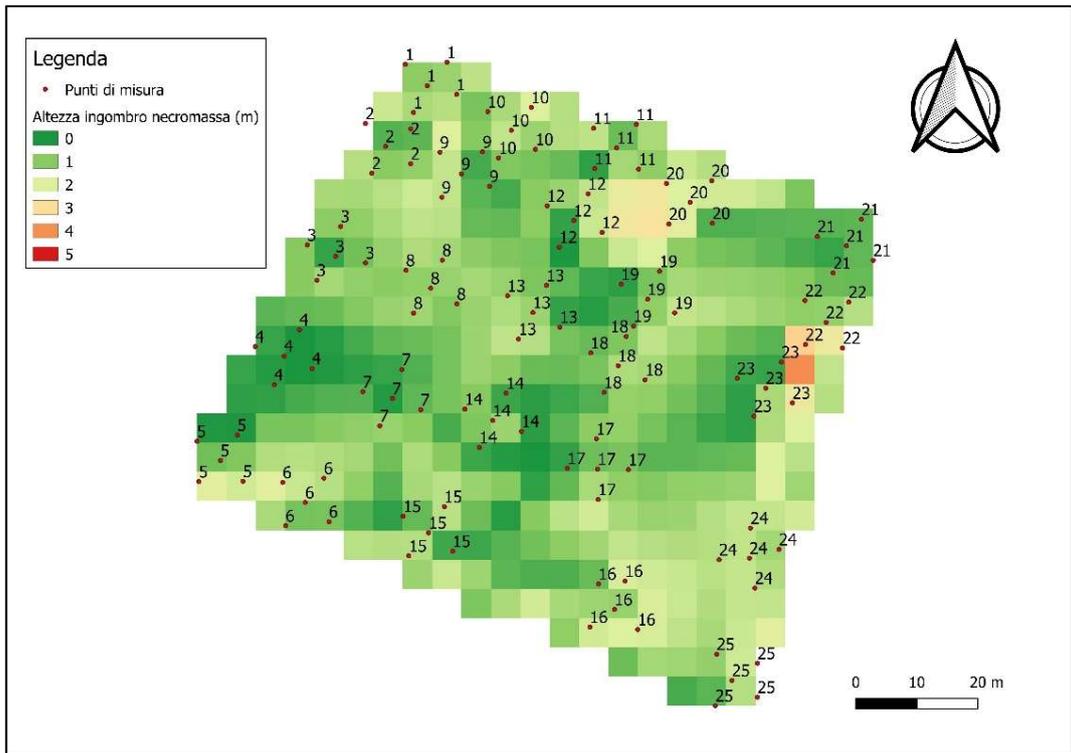


Figura 3.15 Mappa dell'interpolazione TIN nell'area VBNI con risoluzione 5 m.

Dai risultati ottenuti è stato fatto un confronto dei due tipi di interpolazione (Figura 3.16) e un test-t (Tabella 3.2).

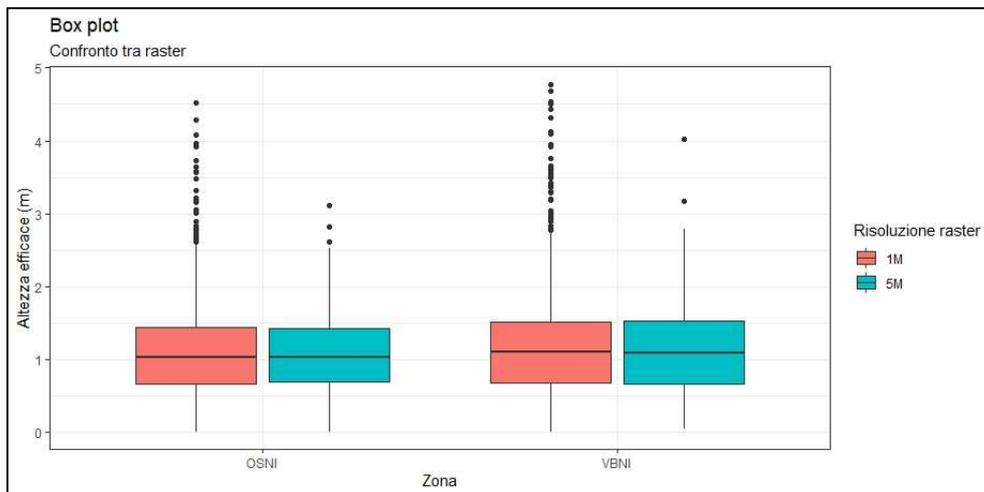


Figura 3.16 Confronto fra dato del raster dell'interpolazione TIN con risoluzione 1 m e raster con risoluzione 5 m

	t	df	p-value	Media altezza Raster 1 m	Media altezza Raster 5 m
OS	-0,90	10415,00	0,365900	1,0898	1,1005
VB	0,65	14602	5,14E-01	1,1130	1,1066

Tabella 3.2 Test-T fra i due raster dell'interpolazione TIN

Dal risultato del Test-t risulta che non c'è alcuna differenza statisticamente significativa fra i due tipi di raster, nonostante si vada a peggiorare la risoluzione del dato.

3.1.2 Mappa rinnovazione

In entrambe le aree ad Ospitale, la rinnovazione dell'anno è costituita principalmente da abete rosso: è la specie più abbondante e anche più diffusa. Nell'area OSNI c'è anche la presenza di pino silvestre, ma non sufficiente da prevalere sull'abete rosso.

Nelle aree a Valbona la situazione è diversa. In entrambe le aree le specie dominanti sono l'abete rosso e l'abete bianco. Nell'area VBNI prevale l'abete bianco, ma è comunque presente un nucleo di rinnovazione importante di abete rosso (Figura 3.17). Nell'area VBSL, al contrario, domina l'abete rosso e sono presenti dei piccoli nuclei di rinnovazione di abete bianco (Figura 3.18).

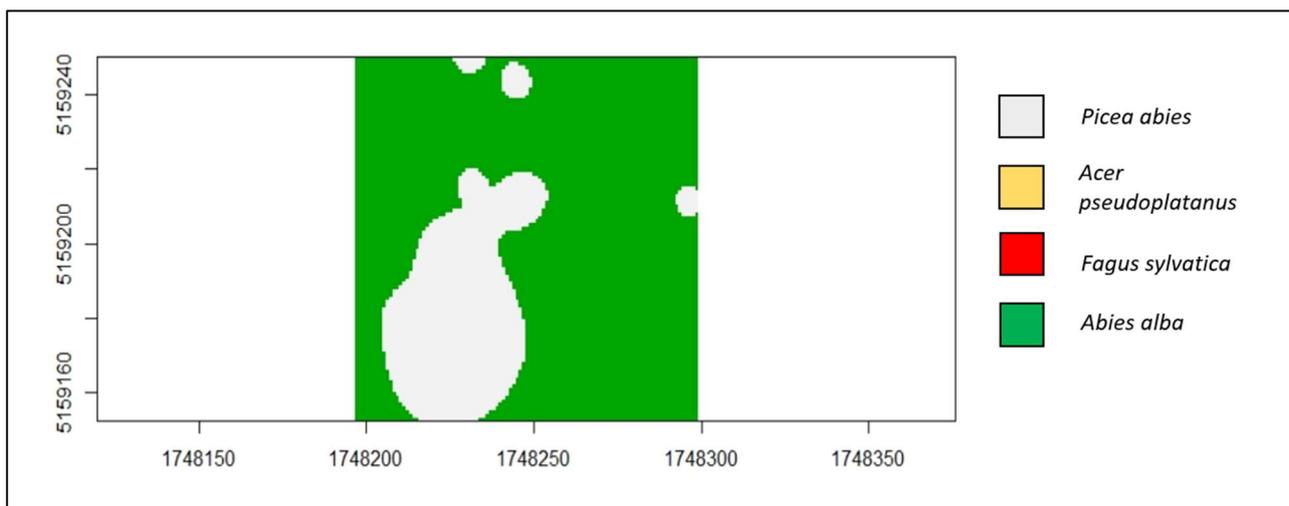


Figura 3.17 Nell'area VBNI è presente rinnovazione di abete rosso, acero, faggio e abete bianco. Nel grafico è rappresentata la specie più abbondante per ogni singolo pixel.

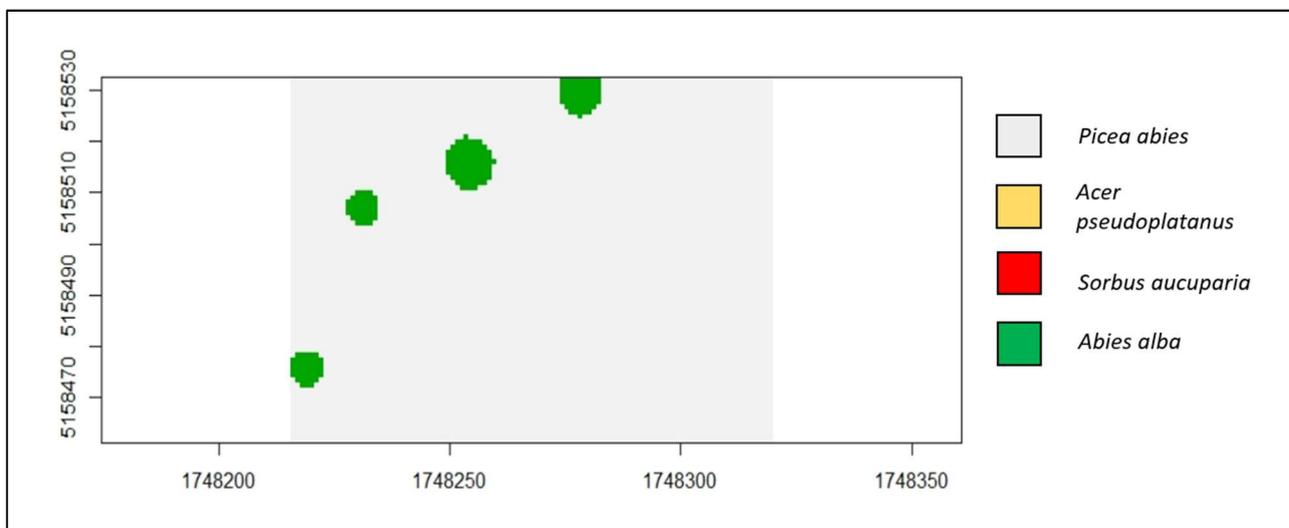


Figura 3.18 Nell'area VBSL è presente rinnovazione di abete rosso, acero, sorbo e abete bianco. Nel grafico è rappresentata la specie più abbondante per ogni singolo pixel.

3.2 Analisi statistiche sui dati di campo

3.2.1 Analisi statistiche sulla media

Il primo test è stato fatto per verificare se ci fosse una differenza statisticamente significativa fra la media dei diametri delle piante atterrate con la media dei diametri delle piante in piedi (Tabella 3.3).

	t	df	p-value	Media Diametri degli schianti	Media Diametri delle piante vive
OSNI	4,489	381,800	9,50E-06	22,69	17,82
OSSL	2,555	94,815	0,012	25,38	21,55
VBNI	8,371	348,440	1,409E-15	30,72	18,46
VBSL	12,218	295,040	< 2,2E-16	40,19	16,52

Tabella 3.3 Test-T sulla media dei diametri delle piante atterrate con la media dei diametri delle piante in piedi

In tutte le quattro aree si è riscontrato una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$) fra i diametri delle piante schiantate e delle piante vive. In particolare, nelle aree OSNI, VBNI e VBSL la discrepanza è estremamente significativa ($p < 0,001$). Guardando le medie dei diametri si può vedere che mediamente si sono schiantate piante con diametro più grosso.

È stato fatto un test-t sulla media dell'area basimetrica delle piante atterrate con la media dell'area basimetrica delle piante in piedi (Tabella 3.4). A conferma di ciò che è stato riscontrato con il test sul diametro, in tutte le quattro aree si è riscontrato una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$) fra l'area basimetrica delle piante schiantate e piante vive.

Aree	t	df	p-value	Media Area basimetrica degli schianti	Media Area basimetrica delle piante vive
OSNI	2,654	383,060	8,30E-03	0,0496	0,0360
OSSL	2,092	99,473	0,039	0,0602	0,0471
VBNI	8,599	332,950	3,208E-16	0,1157	0,0348
VBSL	10,934	294,670	2,2E-16	0,1659	0,0315

Tabella 3.4 Test-T sulla media dell'area basimetrica delle piante atterrate con la media dell'area basimetrica delle piante in piedi

Prendendo in considerazione solo le specie più abbondanti per area, è stato fatto un test-t sulla media dei diametri delle piante atterrate con la media dei diametri delle piante in piedi. Nelle aree OSNI e OSSL sono stati considerati solo *Picea abies* e *Pinus sylvestris* (Tabella 3.5), nelle aree VBNI e VBSL *Picea abies*, *Abies alba* e *Fagus sylvatica* (Tabella 3.6).

Test della media dei diametri						
Aree	Specie	t	df	p-value	Media Diametri degli schianti	Media Diametri delle piante vive
OSNI	<i>Picea abies</i>	5,90	333,17	8,986E-09	22,327	15,470
	<i>Pinus sylvestris</i>	-1,33	57,24	0,19	23,915	27,211
OSSL	<i>Picea abies</i>	3,26	81,257	0,00164	25,068	19,151
	<i>Pinus sylvestris</i>	-0,40	15,537	0,6942	25,784	26,536

Tabella 3.5 Test-T sulla media dei diametri delle piante atterrate con la media dei diametri delle piante in piedi per specie (le più abbondanti), nelle aree OSNI e OSSL.

Sia nell'area OSNI che OSSL, mediamente le piante schiantate di abete rosso erano più grandi poiché il test statistico ha riscontrato che c'è una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$). Invece per il pino silvestre non c'è differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$).

Test della media dei diametri						
Aree	Specie	t	df	p-value	Media Diametri degli schianti	Media Diametri delle piante vive
VBNI	Picea abies	6,92	34,19	5,47E-08	53,927	18,917
	Abies alba	2,53	48,99	0,0145	45,400	29,865
	Fagus sylvatica	-2,29	261,23	0,0227	16,003	17,694
VBSL	Picea abies	6,00	33,72	8,99E-07	45,983	21,320
	Abies alba	0,59	43,37	0,5556	17,029	15,662
	Fagus sylvatica	2,73	5,06	0,0407	22,300	14,017

Tabella 3.6 Test-T sulla media dei diametri delle piante atterrate con la media dei diametri delle piante in piedi per specie (le più abbondanti), nelle aree VBNI e VBSL.

Nell'area VBNI, mediamente le piante schiantate di abete bianco, faggio e soprattutto di abete rosso erano più grandi poiché il test statistico ha riscontrato che c'è una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$).

Nell'area VBSL, mediamente le piante schiantate di abete rosso erano più grandi, infatti si può vedere la grande differenza tra i diametri medi fra le piante schiantate e vive. Invece per l'abete bianco non c'è differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$).

È stato rifatto il test-t con l'area basimetrica, sempre considerando le medesime specie. Per quanto riguarda le aree OSNI e OSSL (Tabella 3.7) i risultati delle precedenti analisi sono state confermate. Nelle aree a Valbona, invece, nell'area VBNI (Tabella 3.8) il test ha riscontrato che non c'è una differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$) per il faggio. Nell'area VBSL non c'è una differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$) per il faggio e l'abete bianco.

Test media dell'area basimetrica						
Aree	Specie	t	df	p-value	Media area basimetrica degli schianti	Media area basimetrica delle piante vive
OSNI	Picea abies	4,01	337,19	7,47E-05	0,0491	0,0270
	Pinus sylvestris	-1,66	50,32	0,1036	0,0515	0,0723
OSSL	Picea abies	2,98	88,41	0,003703	0,0623	0,0395
	Pinus sylvestris	-0,40	15,07	0,6945	0,0554	0,0586

Tabella 3.7 Test- T sulla media dell'area basimetrica sulle piante atterrate con la media dell'area basimetrica delle piante in piedi per specie (le più abbondanti), nell'area OSNI e OSSL.

Test media dell'area basimetrica						
Aree	Specie	t	df	p-value	Media area basimetrica degli schianti	Media area basimetrica delle piante vive
VBNI	Picea abies	5,02	33,97	1,63E-05	0,2612	0,0658
	Abies alba	2,33	47,98	0,0238	0,1971	0,1071
	Fagus sylvatica	-0,99	210,48	0,3245	0,0252	0,0281
VBSL	Picea abies	5,99	45,72	3,02E-07	0,2012	0,0625
	Abies alba	1,09	38,14	0,2847	0,0313	0,0226
	Fagus sylvatica	2,05	4,43	0,1033	0,0416	0,0177

Tabella 3.8 Test- T sulla media dell'area basimetrica sulle piante atterrate con la media dell'area basimetrica delle piante in piedi per specie (le più abbondanti), nell'area VBNI e VBSL.

3.2.2 Analisi statistiche sul coefficiente di snellezza

Come è stato spiegato nel capitolo 2.4.2, sono stati calcolati i coefficienti di snellezza di tutte le piante, schiantate e non. Nella Tabella 3.9, sono riassunti i risultati del test-t e le medie dei coefficienti di snellezza.

Aree	t	df	p-value	Media Coefficiente di snellezza per piante Vive	Media Coefficiente di snellezza per piante schiantate
OSNI	-3,94	209,36	0,0001	58,63	63,89
OSSL	-1,75	71,83	0,0839	65,56	68,81
VBNI	-6,07	686,06	2,17E-09	81,63	91,43
VBSL	-2,85	92,25	0,0054	60,93	66,81

Tabella 3.9 T-test sul coefficiente di snellezza, fra le piante schiantate e vive. L'altezza delle piante schiantate è stata calcolata grazie alla curva ipsometrica delle piante vive della stessa area.

Nelle aree OSNI, VBNI, e VBSL si riscontrata una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$). Le medie dei coefficienti di snellezza sono più alte per le piante schiantate.

Nella Figura 3.19 è rappresentato il *box plot* dei valori trovati, divisi fra conifere e latifoglie. Questa suddivisione è importante soprattutto per le aree a Valbona, in quanto ad Ospitale sono presenti solo conifere.

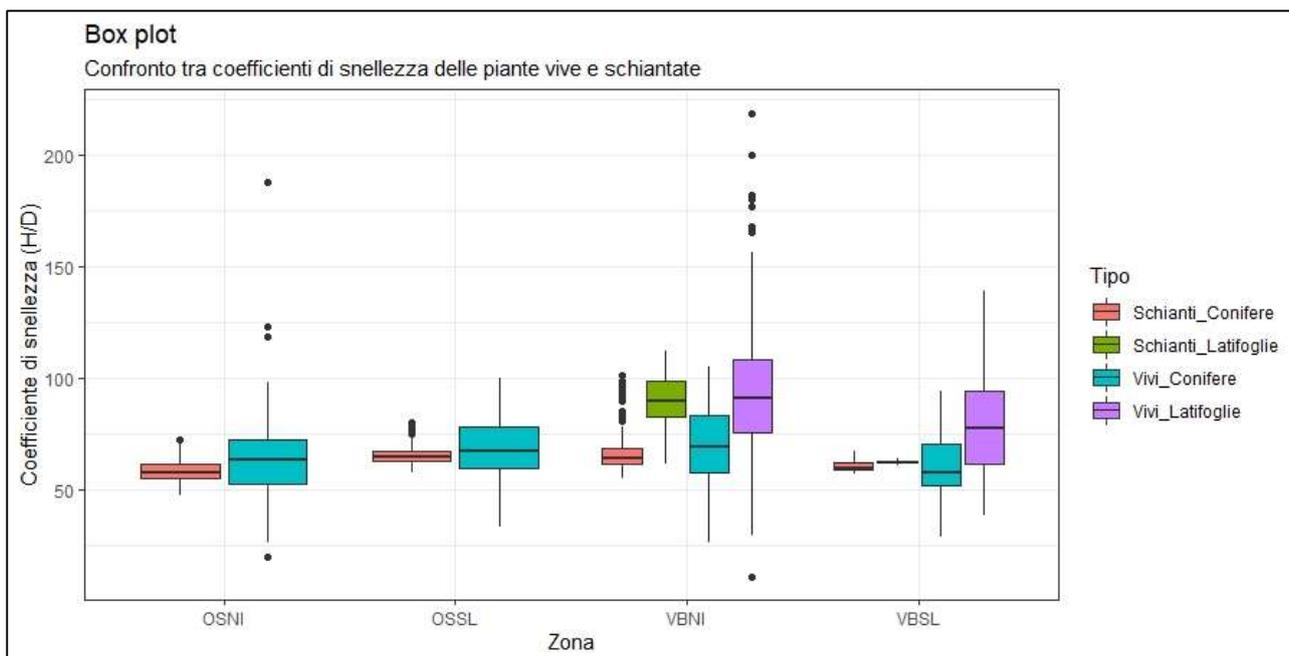


Figura 3.19 Box plot del coefficiente di snellezza, fra le piante schiantate e vive, divisi fra conifere e latifoglie. L'altezza delle piante schiantate è stata calcolata grazie alla curva ipsometrica delle piante vive della stessa area.

3.2.3 Analisi statistiche sull'area basimetrica per specie

Con i dati dell'area basimetrica calcolati per ogni specie (Tabella 3.10 & Tabella 3.11), e per ogni tipologia, se vivi o schiantati, si è provveduto ad un test del Chi-quadro. Questo test è utile per capire se fra le proporzioni rappresentate nel grafico di Figura 3.20, c'è una differenza significativa o meno. Se c'è una differenza significativa vuol dire che, per esempio, si sono schiantate maggiormente alcune specie piuttosto che altre.

g/ha	OSNI		OSSL	
Specie	Schianti	Vivi	Schianti	Vivi
Larix decidua	0,256	0,067	0,606	0,444
Picea abies	12,323	5,095	22,485	3,115
Pinus cembra	0,000	0,020	0,000	0,194
Pinus sylvestris	4,240	3,478	11,039	1,221
Totale	16,819	8,660	34,130	4,973

Tabella 3.10 Area basimetrica ad ettaro (m^2/ha) per ciascuna specie, divisi per alberi schiantati e ancora vivi, nelle aree di Ospitale.

g/ha	VBNI		VBSL	
Specie	Schianti	Vivi	Schianti	Vivi
Abies alba	4,593	2,597	1,027	0,903
Acer pseudoplatanus	0,129	0,713	0,530	0,064
Fagus sylvatica	3,710	9,053	0,245	0,603
Picea abies	21,657	1,471	39,720	1,838
Totale	21,657	1,471	41,521	3,408

Tabella 3.11 Area basimetrica ad ettaro (m^2/ha) per ciascuna specie, divisi per alberi schiantati e ancora vivi, nelle aree di Valbona.

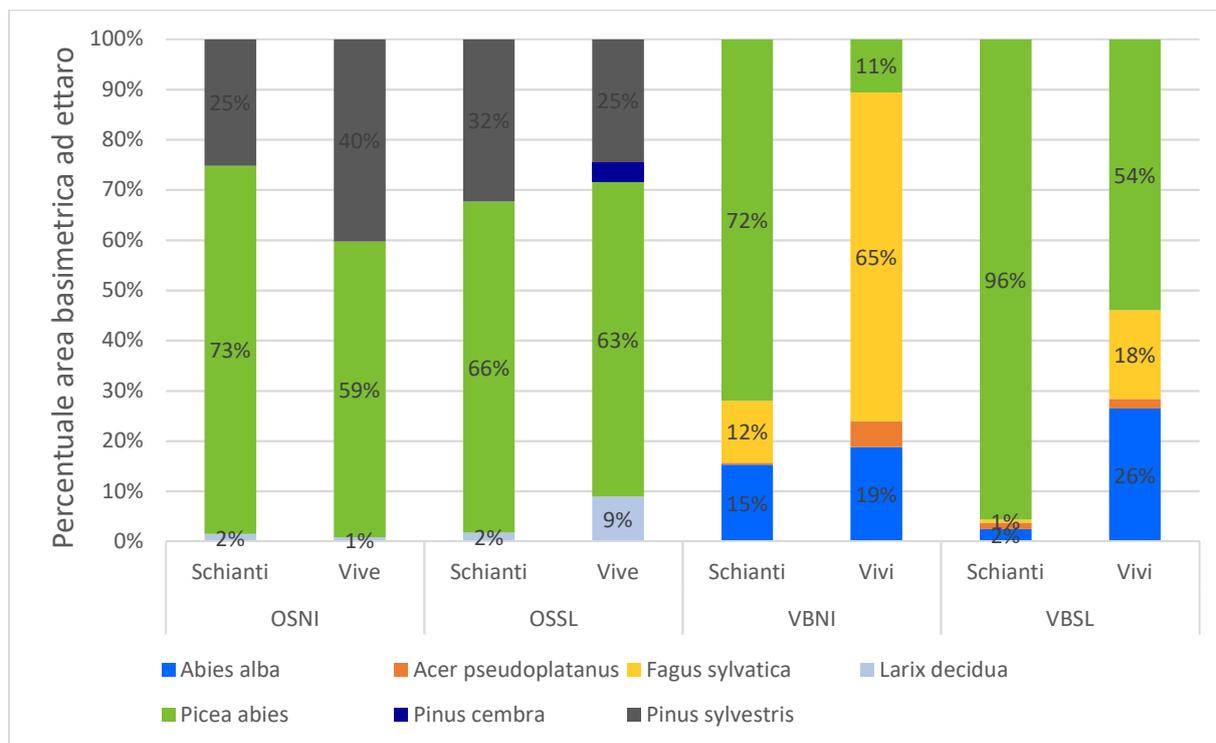


Figura 3.20 Percentuale di area basimetrica ad ettaro per ciascuna specie, divisi per alberi schiantati e vivi.

I risultati del test sono illustrati nelle Tabella 3.12, per le aree ad Ospitale, e nella Tabella 3.13, per le aree a Valbona.

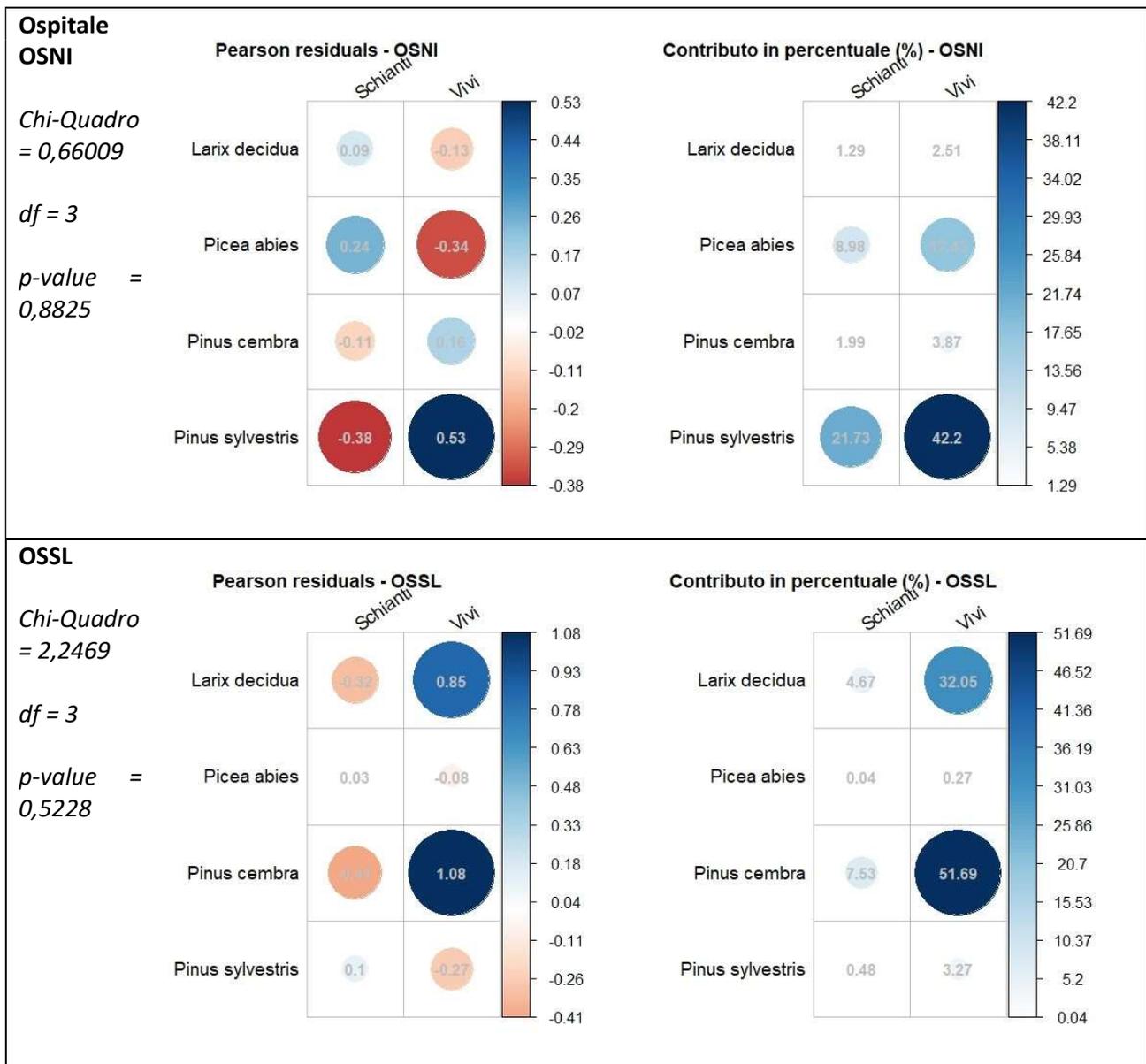


Tabella 3.12 Test Chi-Quadro per le aree OSNI e OSSL. I grafici a sinistra riguardano i residui di Pearson: i residui positivi sono in blu e i residui negativi sono in rosso. I grafici più a destra indicano il contributo relativo di ciascuna cella al punteggio Chi-quadro totale.

Con tre gradi di libertà la probabilità del 5% è 7,815 e con 1 % è 11,345. Ciò consente di ritenere che la differenza fra i due gruppi non sia significativa al livello di probabilità del 5% per entrambe le aree di Ospitale (Tabella 3.12). Inoltre, le variabili riga e colonna delle aree OSNI e OSSL non sono statisticamente associate in modo significativo (valore $p > 0,05$).

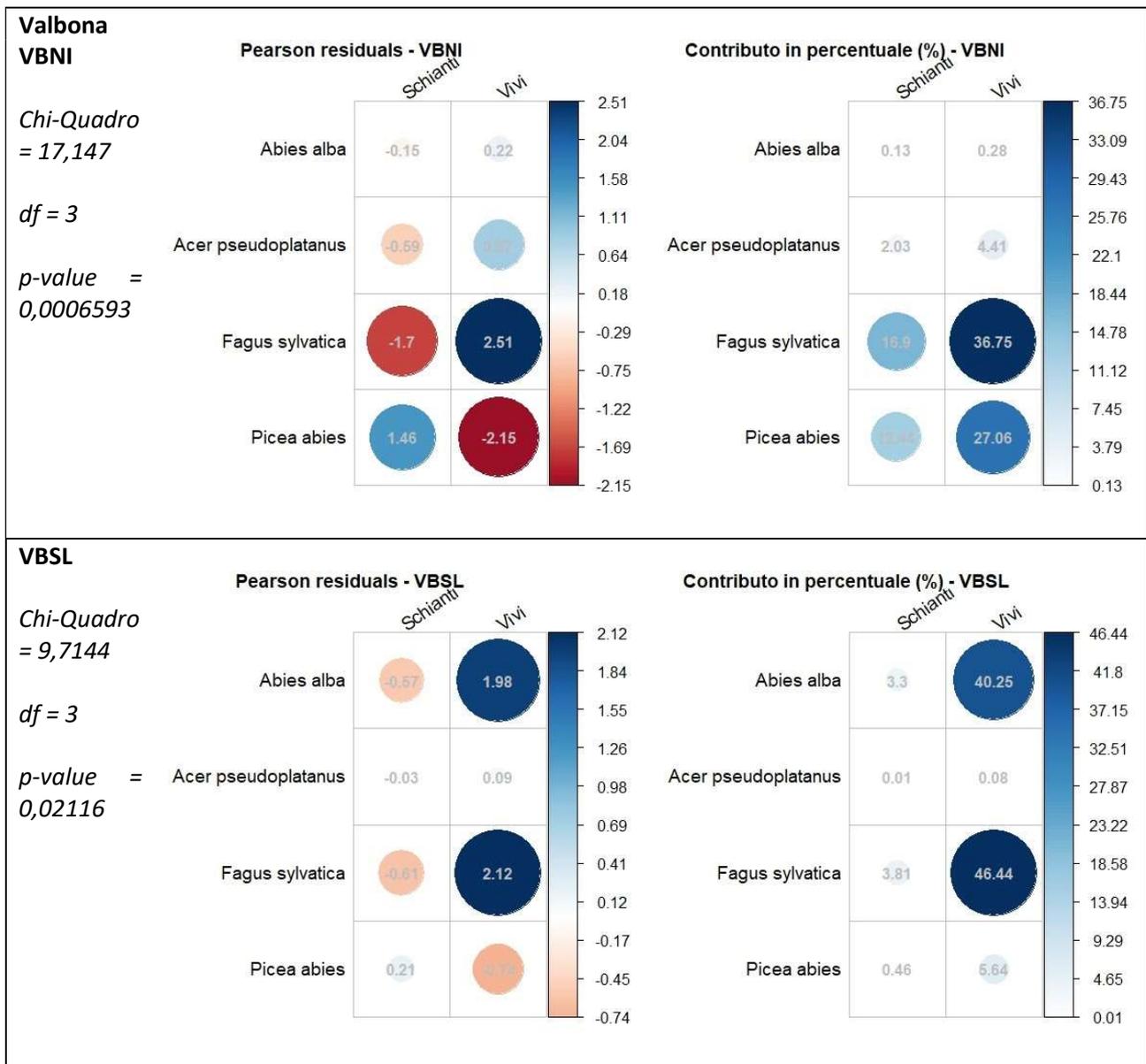


Tabella 3.13 Test Chi-Quadro per le aree VBNI e VBSL. I grafici a sinistra riguardano i residui di Pearson: i residui positivi sono in blu e i residui negativi sono in rosso. I grafici più a destra indicano il contributo relativo di ciascuna cella al punteggio Chi-quadro totale.

Per quanto riguarda le aree a Valbona, si può dire invece che la differenza fra i due gruppi sia significativa al livello di probabilità del 1% solo per l'area VBNI (Tabella 3.13). Invece per l'area VBSL, le variabili di riga e colonna sono significativamente associate al 5% di probabilità. Inoltre, in entrambe le aree di Valbona le variabili risultano associate in modo significativo ($p < 0,05$).

Analizzando i grafici riportati, il segno dei residui standardizzati è molto importante per interpretare l'associazione tra righe e colonne. I residui positivi sono in blu. I valori positivi nelle celle specificano un'associazione positiva, tra le variabili di riga e colonna corrispondenti.

Nell'area VBNI è evidente che nella colonna "Vivi" il faggio abbia l'associazione più forte, mentre fra gli schianti l'associazione più grande è con l'abete rosso. La stessa cosa si può riscontrare nell'area VBSL.

I residui negativi sono in rosso. Ciò implica un'associazione negativa tra le corrispondenti variabili di riga e colonna. Ad esempio, sempre nell'area VBNI, nella colonna dei "Vivi" c'è un'associazione negativa con l'abete rosso e per gli "Schianti" il faggio.

Il contributo relativo di ciascuna cella al punteggio Chi-quadro totale fornisce alcune indicazioni sulla natura della dipendenza tra righe e colonne della tabella di contingenza. Rimanendo nell'area VBNI, si può vedere che sia la colonna "Vivi" che la colonna "Schiantati" sono fortemente associate alla riga faggio. Si può vedere anche che le celle che contribuiscono al Chi-quadro sono, sia per gli schianti che per le piante vive, l'abete rosso e il faggio vivi. Le piante vive di queste due specie contribuiscono per circa più del 60 % del totale Chi-quadro e rappresentano quindi la maggior parte della differenza tra i valori previsti e quelli osservati. Nell'area VBSL, nelle piante vive, l'abete rosso e abete bianco contribuiscono per circa più del 86 % del totale Chi-quadro.

3.2.4 Analisi statistica dell'altezza d'ingombro a terra per diverse tipologie di trattamento

A partire dai dati sull'altezza della necromassa al suolo, delle ceppaie nelle aree *Salvage Logging*, e in corrispondenza delle aree di saggio nelle aree *No Intervention*, è stato effettuato un test-t sulla media (Tabella 3.14). Già nel Box plot di Figura 3.21 si può notare come il valore di mediana delle misure, nelle aree *No Intervention*, sia leggermente più alto.

Aree	t	df	p-value	Media Altezze NI	Media Altezze SL
OS	3,72	116,48	0,000306	1,1980	0,8755
VB	2,27	167,35	0,02428	1,3887	1,1718

Tabella 3.14 Test-t sull'altezza d'ingombro a terra per diverse tipologie di trattamento.

I due dataset dell'altezza d'ingombro a terra hanno una differenza statistica, con una discrepanza estremamente significativa ($p < 0,001$) (Tabella 3.14). Da notare inoltre le differenze delle medie, con il trattamento *No Intervention* sono molto più alte le altezze in entrambe le aree.

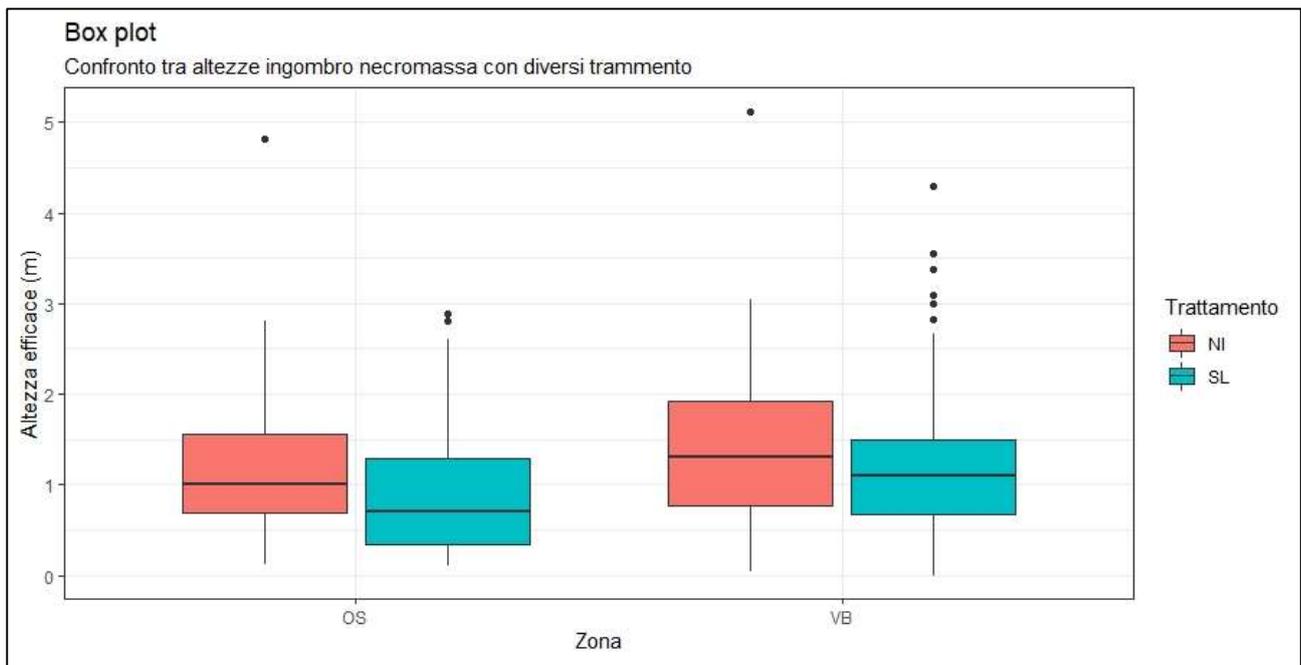


Figura 3.21 Box plot dell'altezza di ingombro a terra per diverse tipologie di trattamento: NI = No Intervention e SL= Salvage Logging.

3.3 Elaborazioni dei dati telerilevati: Analisi del CHM per ricostruire il bosco pre Vaia

3.3.1 Approccio I per l'intera area

Prima di iniziare l'analisi con *Forest Tools*, si è provveduto ad analizzare i file raster CHM di ciascuna area (Tabella 3.15) e ad analizzare la distribuzione dei valori di ogni pixel per classe di altezza di 5 m (Figura 3.22).

Da notare che l'area VBNI abbia pochi pixel nelle classi di altezze più piccole.

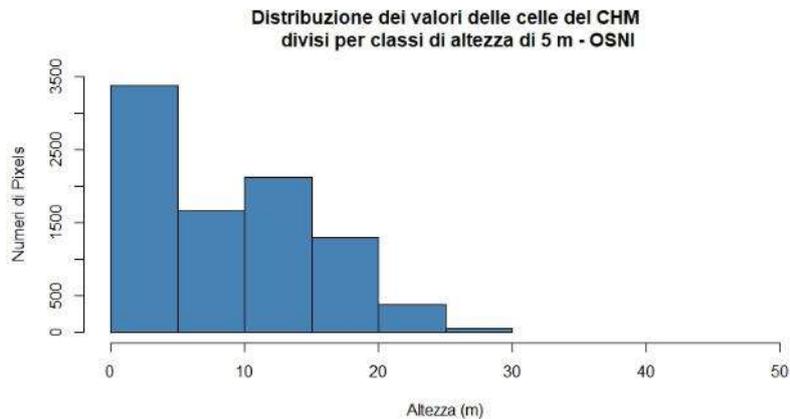
	OS NI	OS SL	VB NI	VB SL
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00
1st Qu.	1,04	2,74	15,10	3,17
Median	8,48	12,04	19,93	13,84
3rd Qu.	13,83	15,77	27,24	24,44
Max.	29,47	28,17	47,69	46,87

Tabella 3.15 Analisi dei file raster CHM delle aree studio permanenti

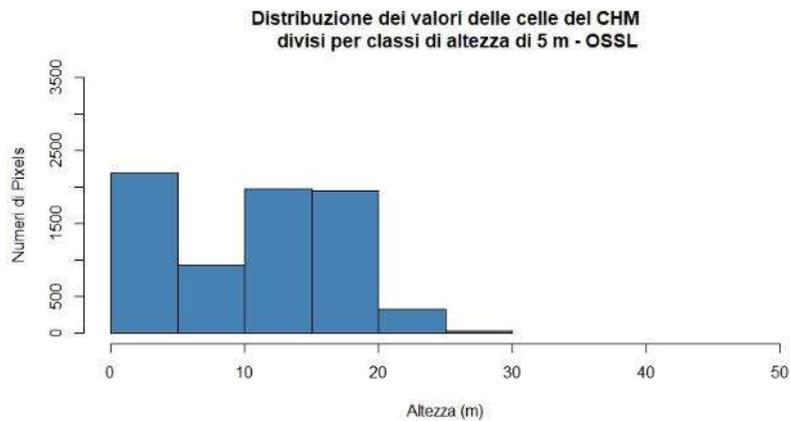
L'ottimizzazione della funzione, usato per la finestra mobile di *Forest Tools*, ha portato ai risultati presenti nella Tabella 3.16. Per ogni area la funzione *optim()* ha restituito i valori di m e q della funzione [7] che meglio trovavano il numero di alberi "target" che si inseriva, ossia quelli rilevati in campo, somma delle piante vive e degli schianti.

Con la funzione trovata, per ciascuna area, si sono individuate le cime degli alberi. La somma di questi è il risultato riportato nella seconda colonna della Tabella 3.16. Solo nel caso dell'area VBNI la funzione ha trovato 705 alberi su 706 trovati in campo, in tutte le altre aree la funzione ha trovato il numero richiesto.

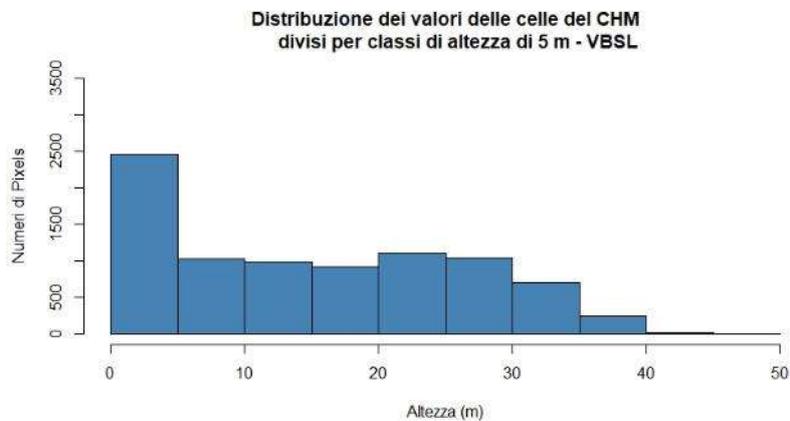
OSNI



OSSL



VBSL



VBNI

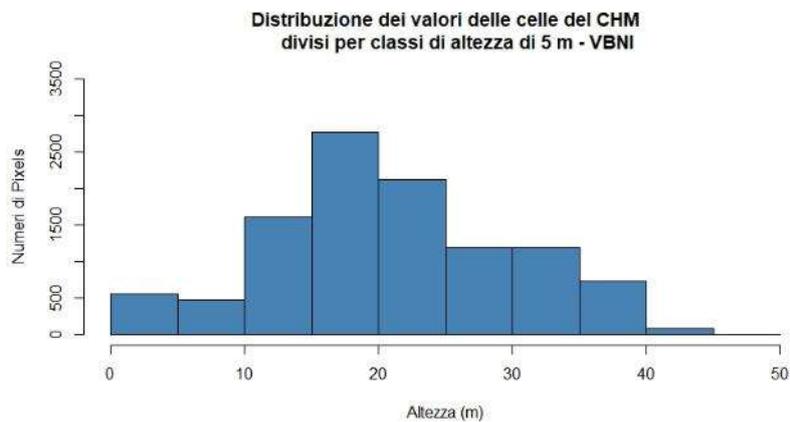


Figura 3.22 Distribuzione dei valori delle celle del CHM divisi per classi di altezza di 5 m

Zona	Funzione del I Approccio	N. alberi con I Approccio	N. alberi rilevati in campo
OS NI	$y = x * 0,07010315 + 0,66059875$	458	458
OS SL	$y = x * 0.04976563 + 0.64886719$	452	452
VB NI	$y = x * 0.041250 + 0.049375$	705	706
VB SL	$y = x * 0.10974121 + 0.05000488$	305	305

Tabella 3.16 Risultato dell'analisi con Forest Tools per l'Approccio I

Dagli alberi trovati con la funzione ottimizzata sono state calcolate le seguenti statistiche dell'altezza degli alberi (Tabella 3.17) e delle chiome (Tabella 3.18).

	OS NI	OS SL	VB NI	VB SL
Media	14,35	15,86	24,88	19,67
Mediana	15,20	16,44	22,97	19,45
Deviazione Standard	6,12	4,96	8,29	11,61
Minimo	2,02	2,02	3,51	2,18
Massimo	29,47	28,17	47,69	46,87

Tabella 3.17 Statistiche degli alberi trovati con la funzione ottimizzata dell'Approccio I

	OS NI	OS SL	VB NI	VB SL
Media	12,76	11,16	14,62	21,88
Mediana	9,12	9,12	12,00	15,00
Deviazione Standard	10,32	7,72	9,94	23,36
Minimo	0,91	0,91	2,00	1,00
Massimo	55,63	50,15	94,00	138,00
Diametro Medio chiome	3,73	3,56	4,13	4,68

Tabella 3.18 Statistiche delle chiome trovate con la funzione ottimizzata dell'Approccio I

3.3.1.1 Confronto dei risultati ottenuti con Approccio I e con i dati rilevati in campo.

Si è calcolato poi la frequenza relativa, per classi di altezza di 5 m, sia del database degli alberi ricavato con R che del database delle piante vive misurate in campo (Tabella 3.19). Nelle classi di altezza inferiori la funzione lavora bene in tutte le aree tranne in quella a VBNI. In quest'area infatti si può notare come nelle classi di altezza di 5 m la funzione *vwf* non riesce a rilevare che in quell'area ci sono almeno 16 piante vive, nella classe del 10 m 73 e in quella del 15 m 117 piante. Nella Figura 3.23 si vedono le distribuzioni delle frequenze relative per ogni area.

Approccio I												
Classi	OS NI			OS SL			VB NI			VB SL		
	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta
5	34	21	13	23	5	18	1	16	-15	25	16	9
10	96	97	-1	30	23	7	14	73	-59	60	39	21
15	93	31	62	112	9	103	50	117	-67	53	23	30
20	156	24	132	208	20	188	162	128	34	18	5	13
25	64	12	52	72	11	61	185	76	109	36	3	33
30	15	4	11	7	1	6	80	7	73	30	3	27
35	0	1	-1	0	2	-2	105	6	99	50	2	48
40	0	0	0	0	0	0	86	3	83	29	1	28
45	0	0	0	0	0	0	21	1	20	1	0	1
50	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	2

Tabella 3.19 Frequenza relativa per classe di altezza da 5 m, degli alberi ottenuti con l'Approccio I e gli alberi rilevati vivi rilevati in campo. Le caselle evidenziate in giallo indicano dove la funzione non ha funzionato bene.

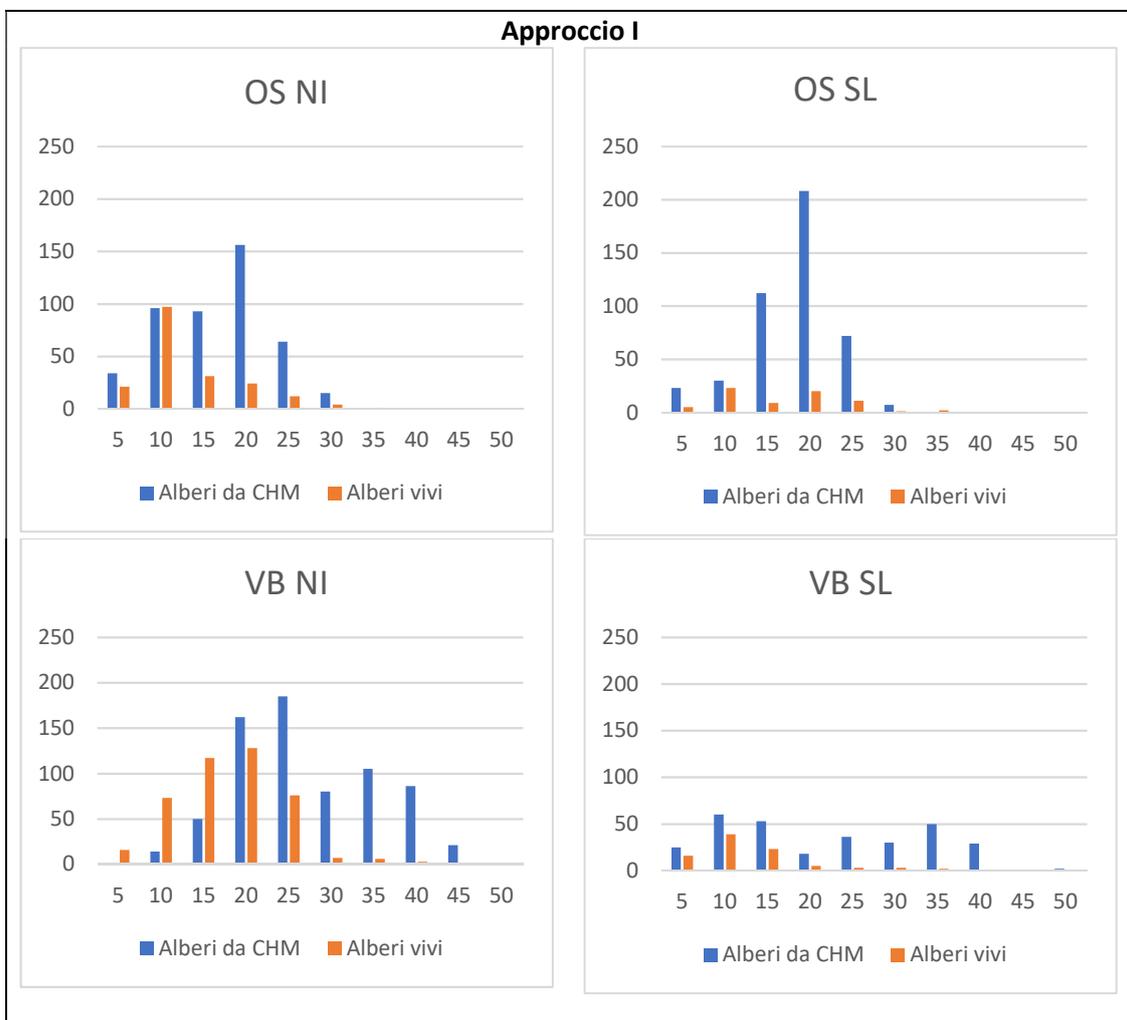


Figura 3.23 Grafici con distribuzioni delle frequenze relative per classi di altezza da 5 m, degli alberi ottenuti con l'Approccio I e gli alberi rilevati vivi rilevati in campo

3.3.2 Approccio II con area Training

Per ogni ciascuna delle quattro aree studio sono state individuate in maniera casuale un'area quadrata di lato 40 m. Per stabilire il numero target di alberi per ciascuna area Training si è calcolata una semplice proporzione (Tabella 3.20).

	Area (m ²)	Piante Tot	Area Training (m ²)	Target per area Training
OSNI	7896	458	1600	93
OSSL	6721	452	1600	108
VBNI	10726	706	1600	105
VBSL	8504	305	1600	57

Tabella 3.20 Numero target per ciascuna area calcolata con una proporzione

Anche in questo caso, prima dell'analisi con *Forest Tools*, si è proceduto all'analisi dei file raster CHM delle aree Training (Tabella 3.21) e ad analizzare la distribuzione dei valori di ogni pixel per classe di altezza di 5 m (Figura 3.24).

	OS NI	OS SL	VB NI	VB SL
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00
1st Qu.	2,32	6,68	12,89	9,48
Median	9,44	13,43	19,86	17,23
3rd Qu.	14,64	15,99	30,42	23,58
Max.	27,10	23,98	42,82	33,36

Tabella 3.21 Analisi dei file raster CHM delle aree Training di superficie 1600 m²

L'ottimizzazione della funzione, in questo caso calibrata solo all'interno dell'area Training, ha portato ai risultati presenti della Tabella 3.22. Per ogni area la funzione *optim()* ha restituito i valori di m e q della funzione [7] che meglio trovavano il numero di alberi "target" calcolati precedentemente (Tabella 3.20).

Successivamente si è validata la funzione, trovata con l'area Training, all'interno di tutta l'area studio. Con gli alberi trovati con questo secondo approccio è stato poi calcolato quanto il numero differiva dal dato di campo. L'area OSSL è dove la funzione ha lavorato meglio, trovando il 100% delle piante, con le aree OSNI e VBNI si sono trovate 92-94 % delle piante. Il risultato peggiore si è avuto nell'area VBSL dove sono state individuate circa l'86% delle piante.

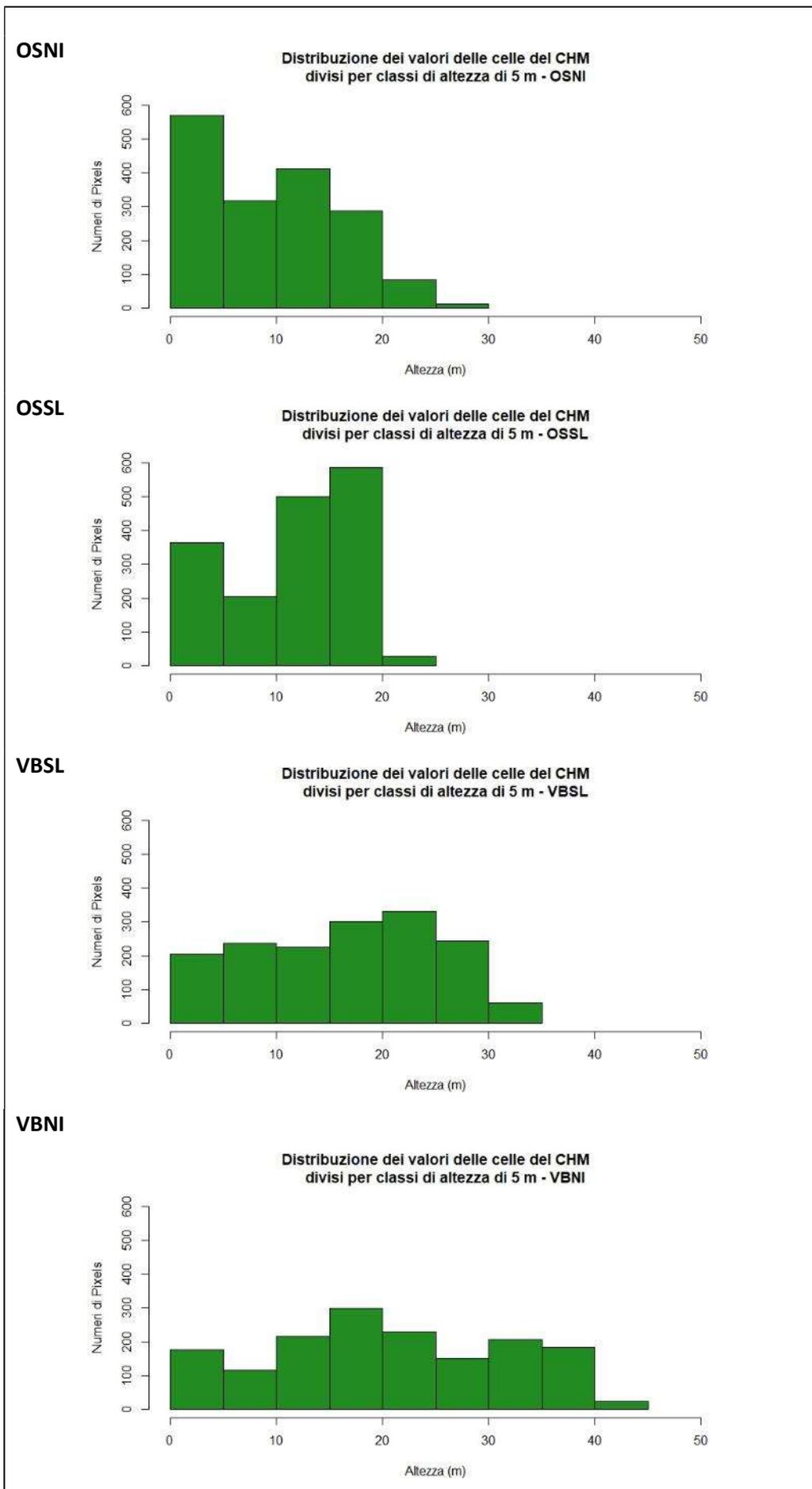


Figura 3.24 Distribuzione dei valori delle celle del CHM divisi per classi di altezza di 5 m delle aree Training

Zona	Funzione del II Approccio	N. alberi rilevati in campo	N. alberi con II Approccio	Differenza	Validazione %
OSNI	$y = x * 0,08120667 + 0,62963196$	458	432	26	94,32
OSSL	$y = x * 0,06132813 + 0,45226563$	452	455	-3	100,66
VBNI	$y = x * 0,04625 + 0,0475$	706	651	55	92,21
VBSL	$y = x * 0,08864258 + 0,62797852$	305	261	44	85,57

Tabella 3.22 Risultato dell'analisi con Forest Tools per l'Approccio II

Relativamente alle piante trovate con la funzione ottimizzata con questo secondo metodo, sono state calcolate le seguenti statistiche dell'altezza degli alberi (Tabella 3.23) e delle chiome (Tabella 3.24).

	OS NI	OS SL	VB NI	VB SL
Media	14,41	15,86	24,18	20,99
Mediana	15,38	16,44	22,40	22,09
Deviazione Standard	6,16	4,94	8,24	12,18
Minimo	2,02	2,02	3,51	2,18
Massimo	29,47	28,17	47,69	46,87

Tabella 3.23 Statistiche degli alberi trovati con la funzione ottimizzata dell'Approccio II

	OS NI	OS SL	VB NI	VB SL
Media	13,51	11,10	15,82	25,56
Mediana	10,03	9,12	13,00	19,00
Deviazione Standard	10,82	7,53	11,85	23,47
Minimo	0,91	0,91	2,00	1,00
Massimo	55,63	50,15	96,00	120,00
Diametro Medio chiome	13,51	11,10	15,82	25,56

Tabella 3.24 Statistiche delle chiome trovate con la funzione ottimizzata dell'Approccio II

I risultati finale di quest'analisi è rappresentato nelle mappe di

Figura 3.25 e di Figura 3.26, con cui si eseguiranno le prossime elaborazioni. Si sono individuate le cime degli alberi, con la loro relativa altezza, e le chiome di questi.

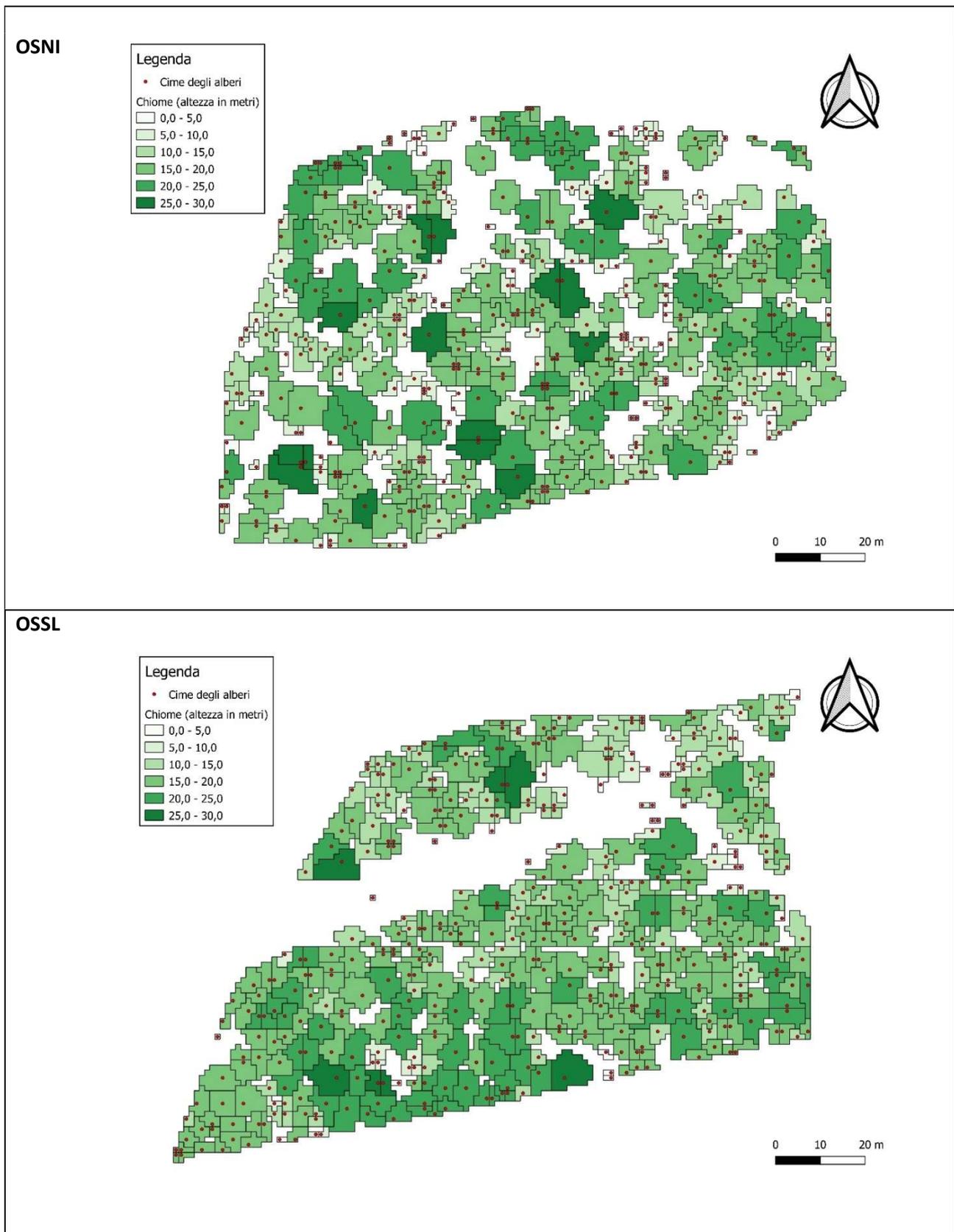


Figura 3.25 Mappe con risultato finale delle aree OSNI e OSSL: poligoni delle chiome ed i punti delle cime degli alberi individuati con l'Approccio II. Da notare, nell'area OSSL, il corridoio di passaggio del vecchio elettrodotto, che durante i rilievi non era stato notato.

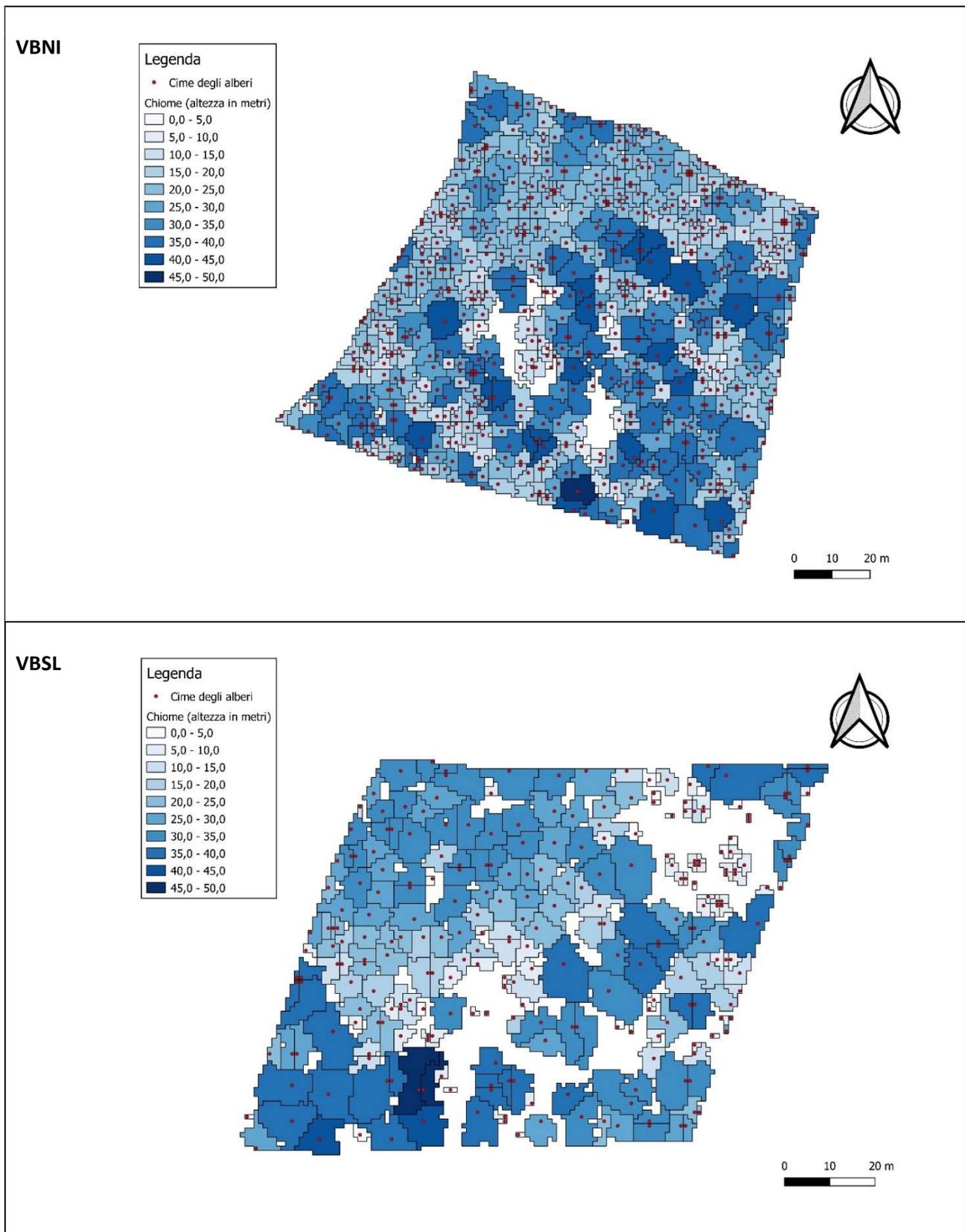


Figura 3.26 Mappe con risultato finale delle aree VBNI e VBSL: poligoni delle chiome ed i punti delle cime degli alberi individuati con l'Approccio II.

3.3.2.1 Confronto dei risultati ottenuti con Approccio II e con i dati rilevati in campo.

Come per l'Approccio I, si è calcolato la frequenza relativa, per classi di altezza di 5 m, sia del database degli alberi ricavato con R che del database delle piante vive misurate in campo (Tabella 3.25). Come prima nelle classi di altezza più piccole la funzione lavora bene in tutte le aree tranne in quella a VBNI. In quest'area infatti si può notare come nelle classi di altezza del 5 m la funzione non riesce a rilevare che in quell'area ci sono almeno 16 piante vive, nella classe del 10 m 73 e in quella del 15 m 117 piante. Nella Figura 3.27 si vedono le distribuzioni delle frequenze relative per ogni area.

Approccio II												
Classi	OS NI			OS SL			VB NI			VB SL		
	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta	Alberi da CHM	Alberi Vivi	Delta
5	34	21	13	23	5	18	1	16	-15	25	16	9
10	94	97	-3	30	23	7	14	73	-59	54	39	15
15	75	31	44	112	9	103	50	117	-67	20	23	-3
20	156	24	132	211	20	191	162	128	34	18	5	13
25	58	12	46	72	11	61	185	76	109	28	3	25
30	15	4	11	7	1	6	80	7	73	31	3	28
35	0	1	-1	0	2	-2	55	6	49	52	2	50
40	0	0	0	0	0	0	82	3	79	29	1	28
45	0	0	0	0	0	0	21	1	20	2	0	2
50	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	2

Tabella 3.25 Frequenza relativa per classe di altezza da 5 m, degli alberi ottenuti con l'Approccio II e gli alberi rilevati vivi rilevati in campo. Le caselle evidenziate in giallo indicano dove la funzione non ha funzionato bene.

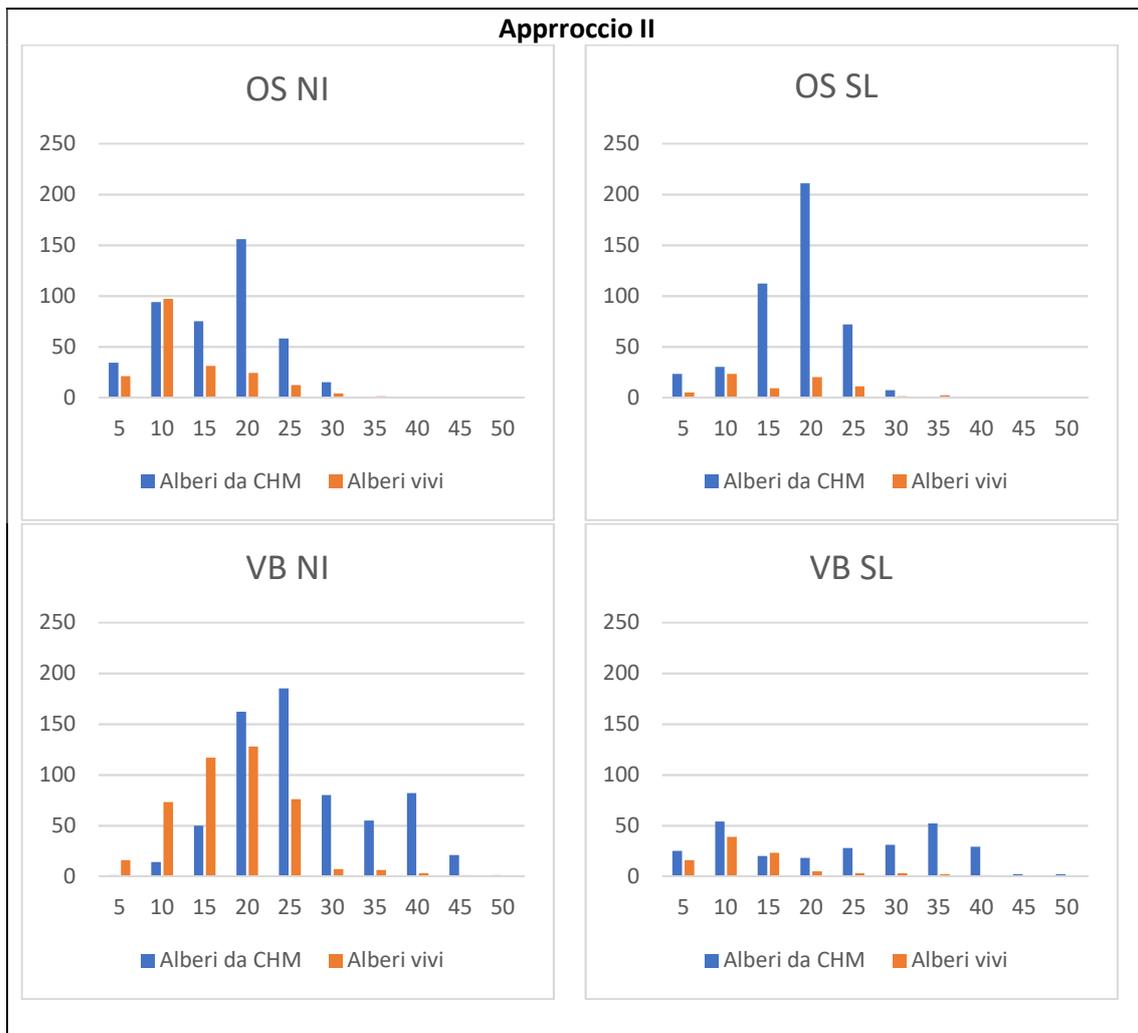


Figura 3.27 Grafici con distribuzioni delle frequenze relative per classi di altezza da 5 m, degli alberi ottenuti con l'Approccio II e gli alberi rilevati vivi rilevati in campo

3.3.3 Confronto tra i due approcci

Come si è visto dai risultati della Tabella 3.25, con il secondo approccio lo scarto fra il numero di alberi trovati e quelli rilevati in campo risulta essere molto basso. Come ulteriore analisi, si è andati a confrontare le funzioni ricavate con i due metodi (Figura 3.28). Si può vedere come le funzioni, per la medesima area, siano molto vicine fra loro.

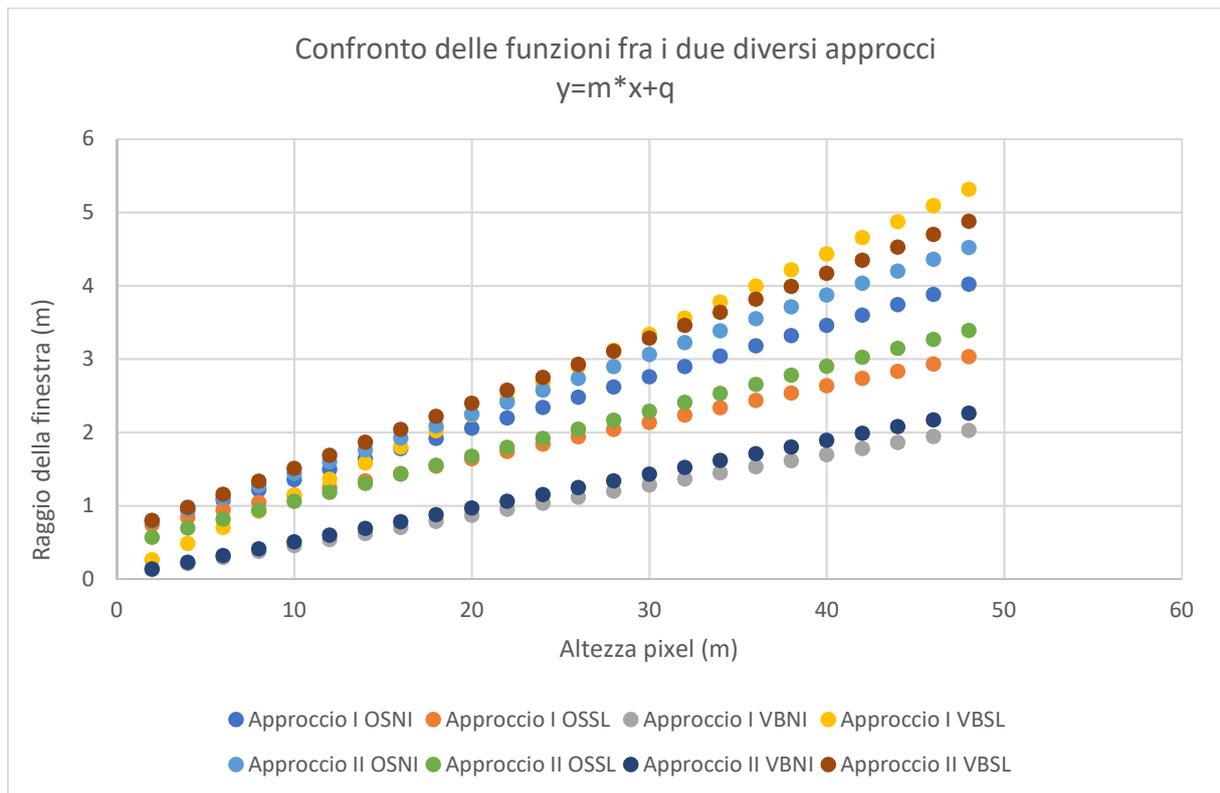


Figura 3.28 Confronto fra le funzioni ottimizzate trovate con i due approcci

Si è effettuato un test-t fra i due dataset di altezze, derivanti dai due differenti approcci (Tabella 3.26). Fra i due dataset non c'è differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$). Per le prossime analisi verrà usato il dataset dell'Approccio II.

Aree	t	df	p-value	Media Altezze Approccio I	Media Altezze Approccio II
OSNI	-0,14	884,24	0,890	14,35	14,41
OSSL	0,00	904,91	1,000	15,86	15,86
VBNI	1,56	1346,70	1,19E-01	24,88	24,18
VBSL	-1,32	541,47	1,89E-01	19,67	20,99

Tabella 3.26 Test-t fra i risultati dei due approcci

3.4 Analisi di confronto fra dati di campo e telerilevati

Si è realizzato un test sulla media dell'altezza delle piante vive, rilevate in campo, con la media dell'altezza delle piante derivate dal dato LiDAR, trovate precedentemente con il secondo approccio (Tabella 3.27). Solo per l'area OSSL non c'è una differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$).

Aree	t	df	p-value	Media Altezze Dati Rilievo (piante vive)	Media Altezze Approccio II
OSNI	-7,14	372,57	5,09E-12	10,67	14,41
OSSL	-1,93	81,537	0,057	14,22	15,86
VBNI	-19	1.053,70	< 2,2E-16	15,79	24,18
VBSL	-9,85	279,94	< 2,2E-16	10,69	20,99

Tabella 3.27 Test sulla media dell'altezza delle piante vive, rilevate in campo, con la media dell'altezza delle piante derivate dal dato LiDAR (con l'Approccio II)

Dopo di che si è fatto un test sulla media dell'altezza delle piante vive, rilevate in campo, e le altezze degli schianti, derivati dalla curva ipsometrica, con la media dell'altezza delle piante derivate dal dato LiDAR (Tabella 3.28). In questo caso per l'area OSSL e VBSL non c'è differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$).

Aree	t	df	p-value	Media Altezze Dati Rilievo delle piante vive + altezze schianti derivati dalla curva ipsometrica	Media Altezze Approccio II
OSNI	-6	862,16	3,54E-10	11,922	14,409
OSSL	0,17	845,17	0,8654	15,925	15,860
VBNI	-12,33	1346,20	< 2,2e-16	18,170	24,177
VBSL	-0,98	557,61	3,29E-01	19,962	20,989

Tabella 3.28 Test sulla media dell'altezza delle piante vive, rilevate in campo, e altezze degli schianti derivati dalla curva ipsometrica con la media dell'altezza delle piante derivate dal dato LiDAR (con l'Approccio II)

Successivamente, vengono presentate le analisi statistiche di correlazione fra dati di campo e risultati delle analisi del CHM. Le prime analisi di correlazione riguardano l'altezza d'ingombro della necromassa e le caratteristiche topografiche. Riguardano solo le aree No Intervention: in Figura 3.29 e Figura 3.30 si ha l'area OSNI, in Figura 3.31 e Figura 3.32 l'area VBNI. In tutte e quattro le *correlation matrix* si ha la medesima legenda:

- Var1= Interpolazione TIN delle altezze efficaci
- Var2= Pendenza (in gradi)
- Var3= Esposizione
- Var4= Asperità
- Var5= TRI (*Topographic Ruggedness Index*)
- Var6= TPI (*Topographic Position Index*)

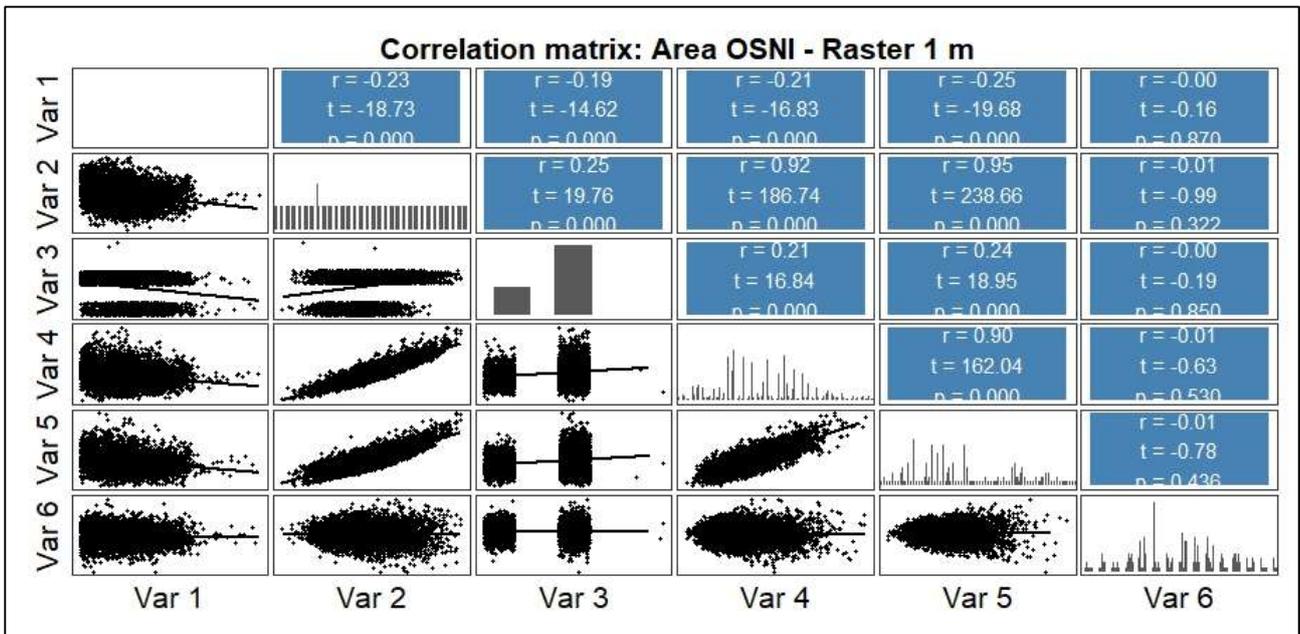


Figura 3.29 Correlation matrix con raster con pixel da 1m. Area OSNI. Dove: Var1=interpolazione TIN delle altezze efficaci, Var2=Pendenza, Var3= Esposizione, Var4= Asperità, Var5=TRI (Topographic Ruggedness Index) e Var6=TPI (Topographic Position Index)

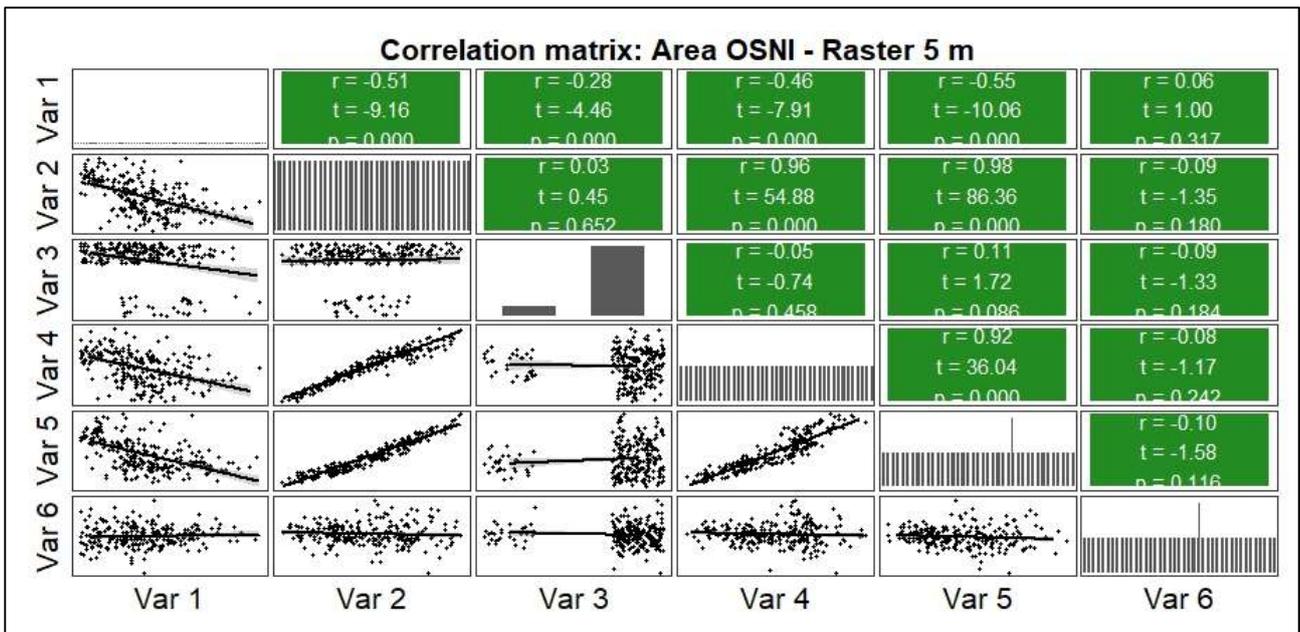


Figura 3.30 Correlation matrix con raster con pixel da 5 m. Area OSNI. Dove: Var1=interpolazione TIN delle altezze efficaci, Var2=Pendenza, Var3= Esposizione, Var4= Asperità, Var5=TRI (Topographic Ruggedness Index) e Var6=TPI (Topographic Position Index)

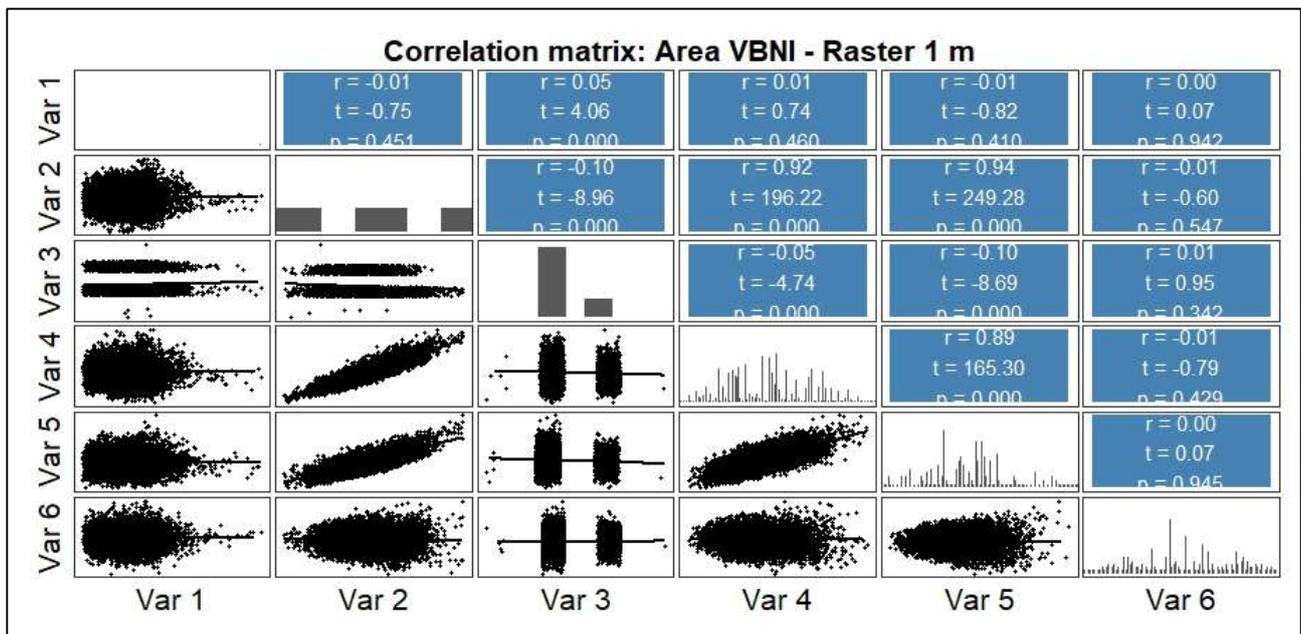


Figura 3.31 Correlation matrix con fra raster con pixel da 1m. Area VBNI. Dove: Var1=interpolazione TIN delle altezze efficaci, Var2=Pendenza, Var3= Esposizione, Var4= Asperità, Var5=TRI (Topographic Ruggedness Index) e Var6=TPI (Topographic Position Index)

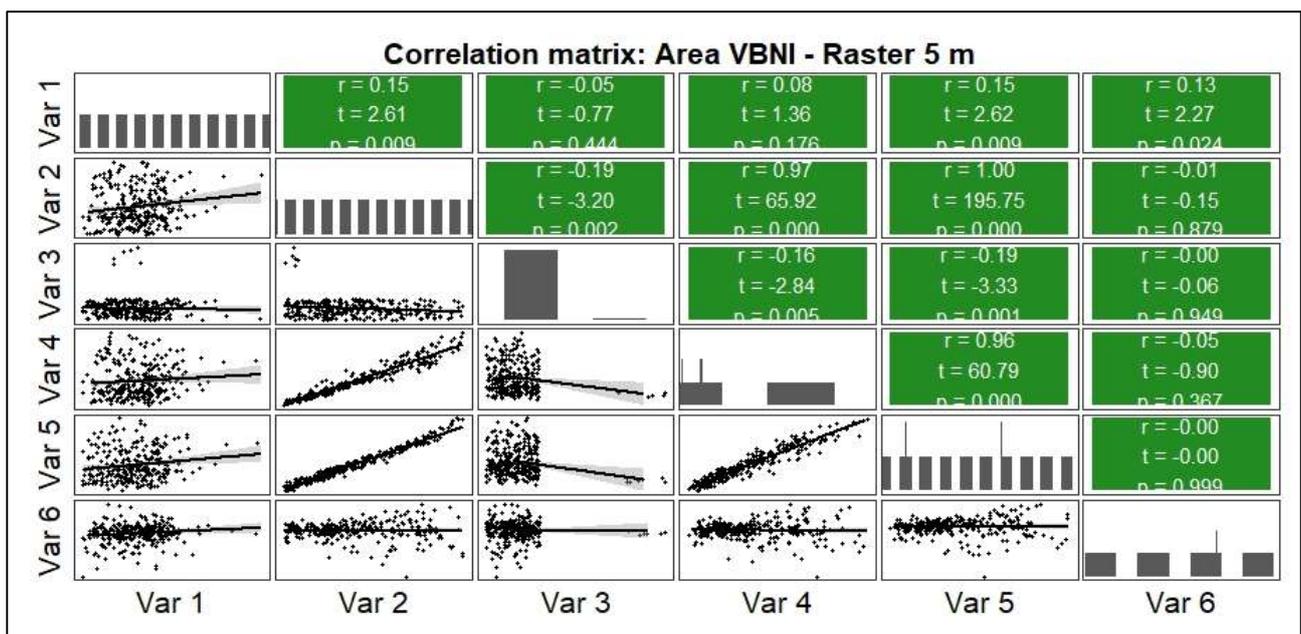


Figura 3.32 Correlation matrix con raster con pixel da 5 m. Area VBNI. Dove: Var1=interpolazione TIN delle altezze efficaci, Var2=Pendenza, Var3= Esposizione, Var4= Asperità, Var5=TRI (Topographic Ruggedness Index) e Var6=TPI (Topographic Position Index)

Le prossime analisi di correlazione riguardano la prerinnovazione e *gap* pre Vaia. In questo caso le elaborazioni sono state possibili in tutte e quattro le aree permanenti: in Figura 3.33 l'area OSNI, in Figura 3.34 l'area OSSL, in Figura 3.35 l'area VBNI e in Figura 3.36 l'area VBSL.

In tutte e quattro le *correlation matrix* si ha la medesima legenda:

- Var1= Numero di piante
- Var2= Numero di specie
- Var3= Gap Pre Vaia
- Var4= Esposizione
- Var5= Pendenza (in gradi)

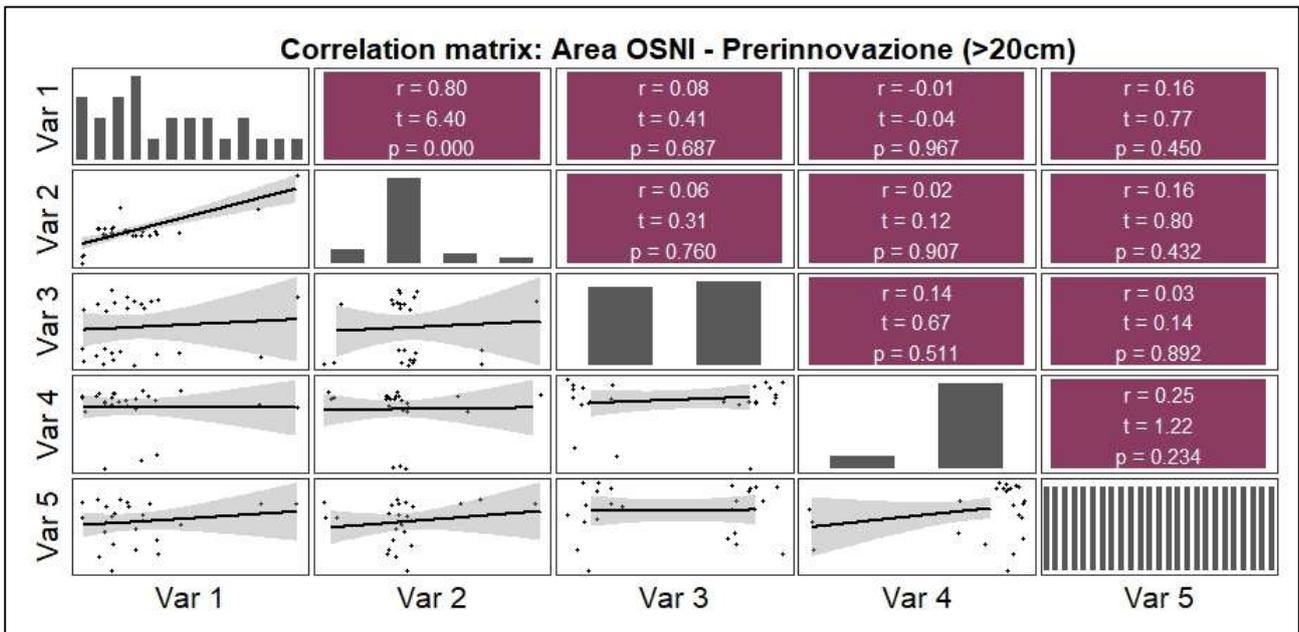


Figura 3.33 Correlation matrix fra prerinnovazione e gap pre-Vaia. Area OSNI. Dove: Var1= numero di piante della Prerinnovazione (>20 cm), Var2= numero di specie della preinnovazione (>20 cm), Var3=Gap preVaia , Var4= Esposizione e Var5= Pendenza

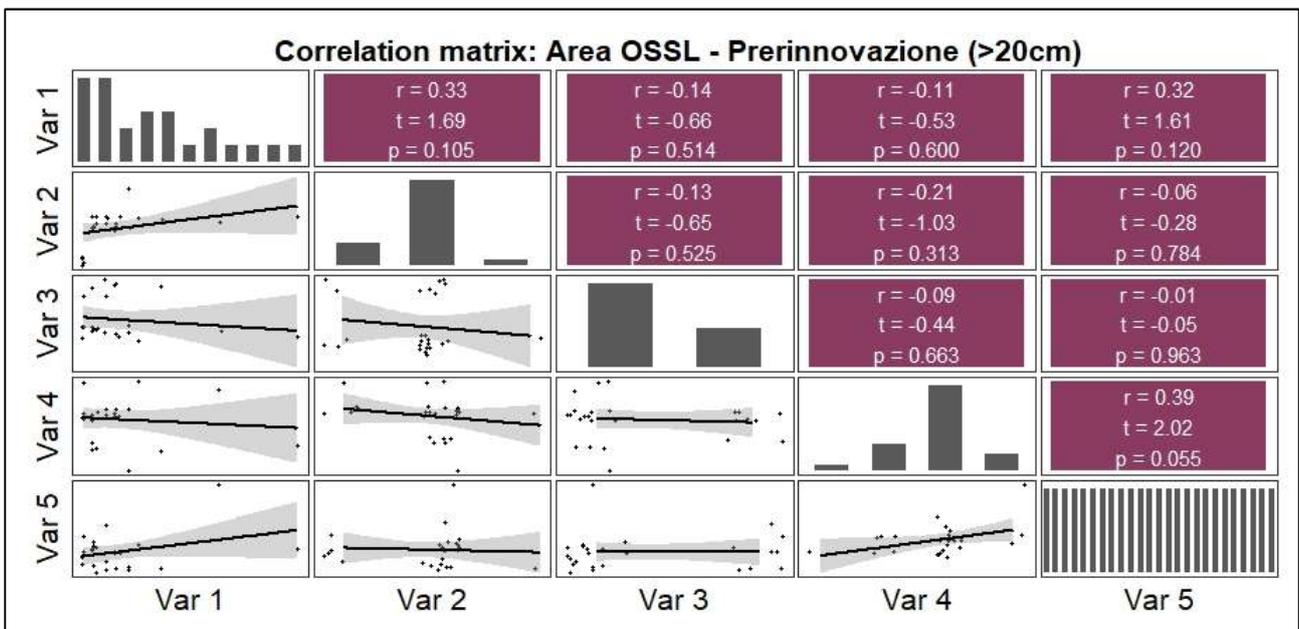


Figura 3.34 Correlation matrix fra prerinnovazione e gap pre-Vaia. Area OSSL. Dove: Var1= numero di piante della Prerinnovazione (>20 cm), Var2= numero di specie della preinnovazione (>20 cm), Var3=Gap preVaia , Var4= Esposizione e Var5= Pendenza

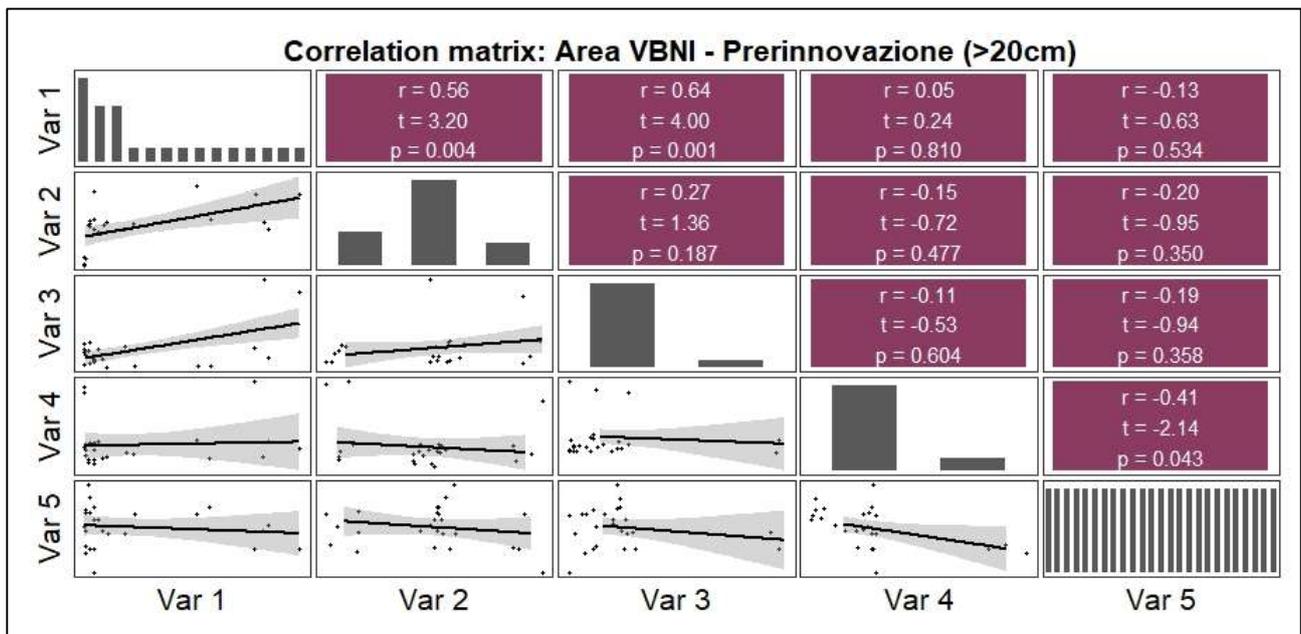


Figura 3.35 Correlation matrix fra prerinnovazione e gap pre-Vaia. Area VBNI. Dove: Var1= numero di piante della Prerinnovazione (>20 cm), Var2= numero di specie della preinnovazione (>20 cm), Var3=Gap preVaia , Var4= Esposizione e Var5= Pendenza

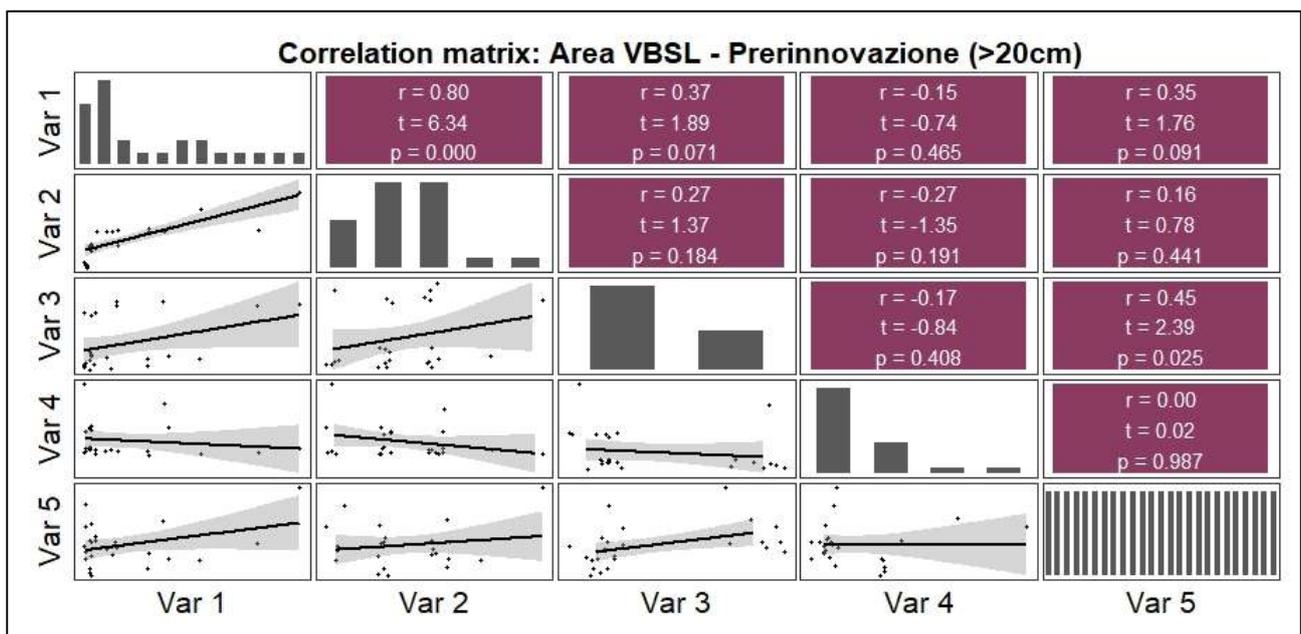


Figura 3.36 Correlation matrix fra prerinnovazione e gap pre-Vaia. Area VBSL. Dove: Var1= numero di piante della Prerinnovazione (>20 cm), Var2= numero di specie della preinnovazione (>20 cm), Var3=Gap preVaia , Var4= Esposizione e Var5= Pendenza

Le ultime analisi di correlazione riguardano la rinnovazione e i *gap* post Vaia. In Figura 3.37 è illustrata l'analisi con i dati dell'area OSNI, in Figura 3.38 dell'area OSSL, in Figura 3.39 dell'area VBNI e in Figura 3.40 dell'area VBSL.

La legenda riguarda:

- Var1= Numero di piante
- Var2=Numero di specie
- Var3= Gap Post Vaia
- Var4= Esposizione
- Var5= Pendenza
- Var6= Ingombro necromassa (solo nelle aree *No Intervention*)

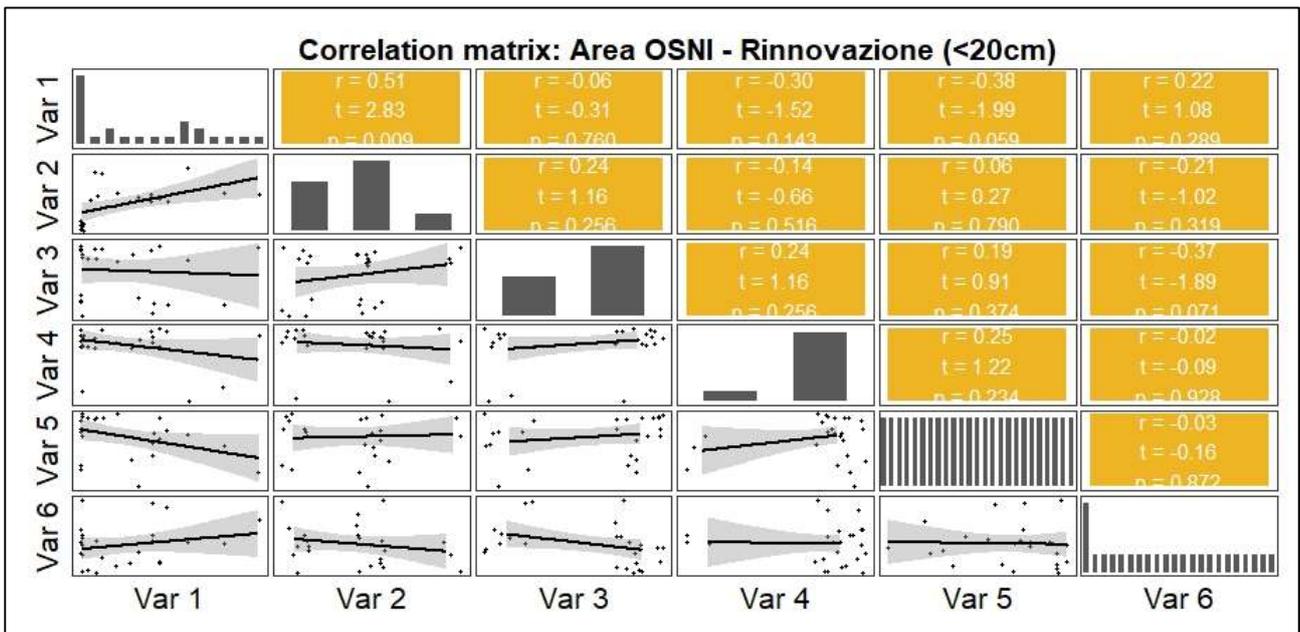


Figura 3.37 Correlation matrix fra rinnovazione e gap post-Vaia. Area OSNI. Dove: Var1= Numero di piante, Var2=Numero di specie, Var3= Gap Post Vaia, Var4= Esposizione, Var5= Pendenza, Var6= ingombro necromassa (solo nelle aree *No Intervention*)

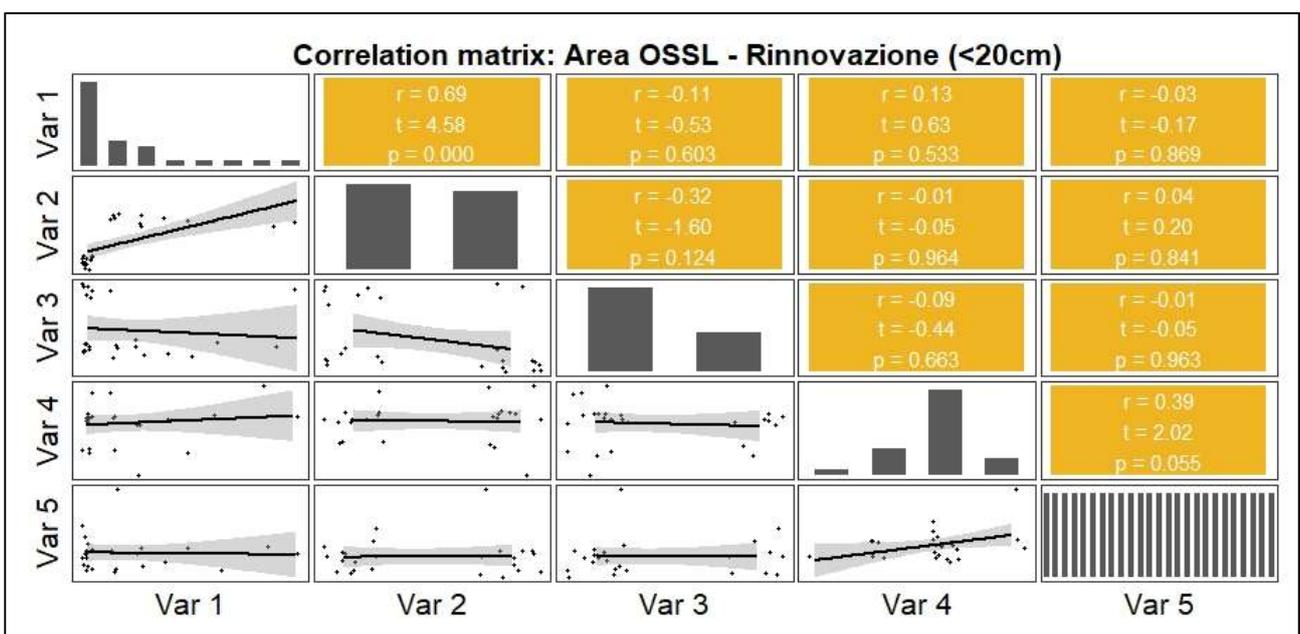


Figura 3.38 Correlation matrix fra rinnovazione e gap post-Vaia. Area OSSL. Dove: Var1= Numero di piante, Var2=Numero di specie, Var3= Gap Post Vaia, Var4= Esposizione, Var5= Pendenza.

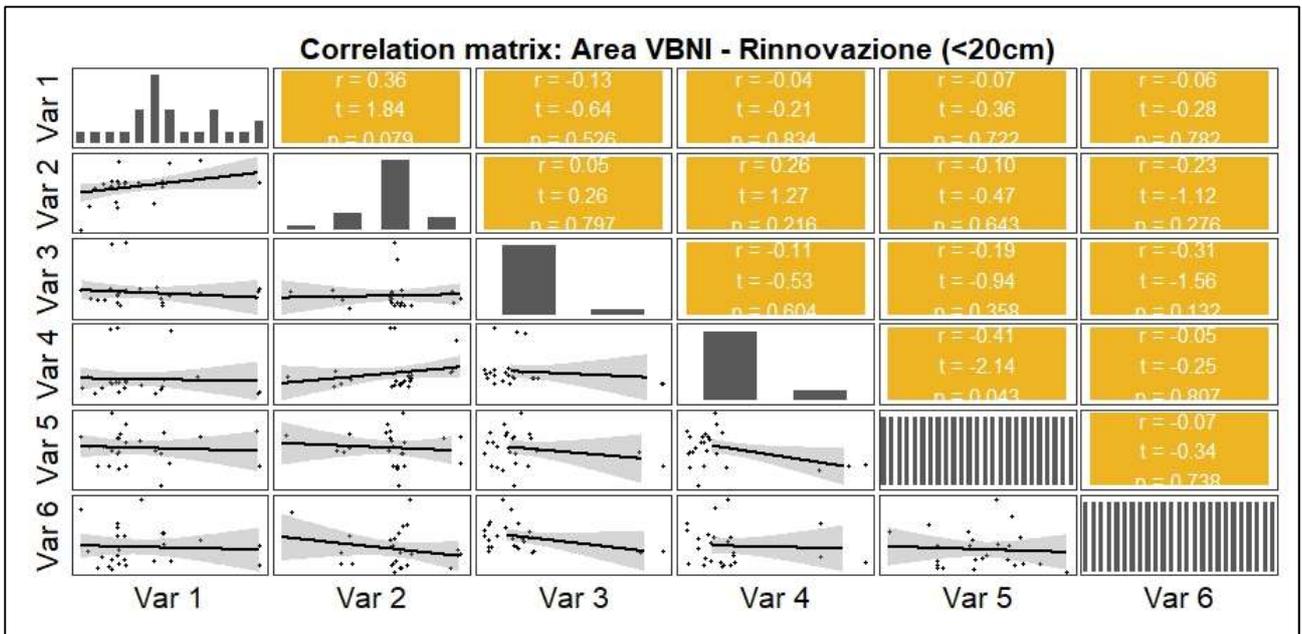


Figura 3.39 Correlation matrix fra rinnovazione e gap post-Vaia. Area VBNI. Dove: Var1= Numero di piante, Var2=Numero di specie, Var3= Gap Post Vaia, Var4= Esposizione, Var5= Pendenza, Var6= ingombro necromassa

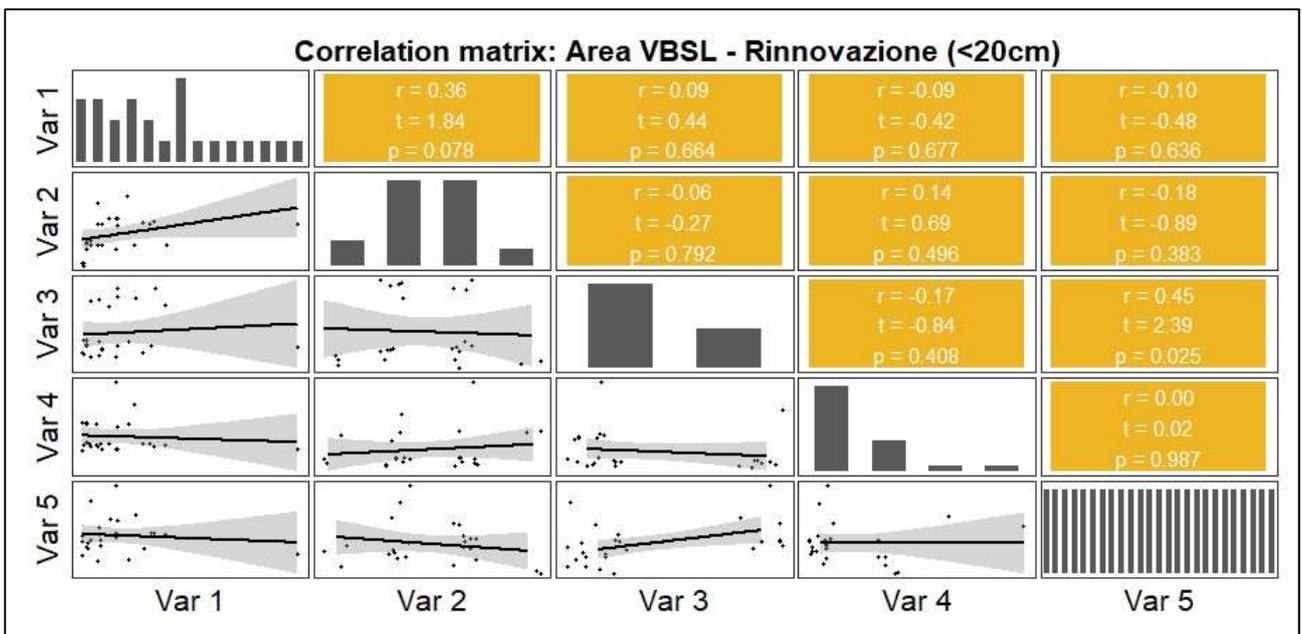


Figura 3.40 Correlation matrix fra rinnovazione e gap post-Vaia. Area VBSL. Dove: Var1= Numero di piante, Var2=Numero di specie, Var3= Gap Post Vaia, Var4= Esposizione, Var5= Pendenza

4 DISCUSSIONE

4.1 Elaborazioni dei dati di campo

La struttura del soprassuolo è un aspetto importante nei riguardi della resistenza al vento. La situazione peggiore è quella della distribuzione verticale monoplana, copertura regolare colma e tessitura grossolana (Del Favero, Lingua, & Pividori, 2019). Le aree che sono state trattate a *salvage logging* sono state quelle che hanno subito più danni, valutando la severità come proporzione di area basimetrica delle piante schiantate e quelle vive, con 92,4 % di danni nell'area VBSL e 87,3% nell'area OSSL. Entrambe, dalle informazioni desunte dal piano, presentavano una struttura monoplana prima dell'evento. Nelle altre due aree, VBNI e OSNI, la struttura prima di Vaia era rispettivamente biplana e pluristratificata e l'area VBNI aveva una struttura fine. Nella Figura 4.1 sono riportate il numero di rinnovazione ad ettaro rilevate dopo 10 anni dalla tempesta Lothar e dopo 20 anni da Vivian (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017). Confrontando i dati ottenuti nelle aree permanenti si può dire che le nostre aree non scarseggiano di rinnovazione, in quanto nelle aree OSNI, VBNI e VBSL ci sono almeno 1200 piantine ad ettaro di prerinnovazione e 1300 di rinnovazione. Nell'area OSSL, sono state stimate circa 1550 piantine/ha di prerinnovazione e solamente 295 piante/ha di rinnovazione. La bassa concentrazione di rinnovazione dell'anno molto probabilmente è dovuta al fatto che il *salvage logging* abbia avuto un impatto negativo sulle condizioni microclimatiche del sito e il suolo, durante le operazioni di esbosco, sia stato fortemente compattato. In quest'area ci sono circa 100 piante mature all'ettaro, dunque sarà interessante valutare in futuro la distanza fra questi o il margine del bosco e i futuri nuclei di rinnovazione (Figura 4.2).

Abbiamo visto dai grafici di Figura 3.17 e Figura 3.18, che nelle aree a Valbona la rinnovazione dell'anno è costituita sia da abete rosso che da abete bianco. Ciò indica che il popolamento ha una resilienza maggiore rispetto alle aree ad Ospitale. Infatti, ad Ospitale la rinnovazione è costituita prevalentemente solo da abete rosso e nessuna altra specie riesce ad avere un'abbondanza maggiore. Ciò conferma il fatto che le aree a Valbona erano costituite da un popolamento molto più evoluto, con una diversità di specie elevata, ma soprattutto con solo specie definitive. Interessante sarà in futuro analizzare l'evoluzione di questi nuclei di rinnovazione di abete bianco e abete rosso nelle aree a Valbona.

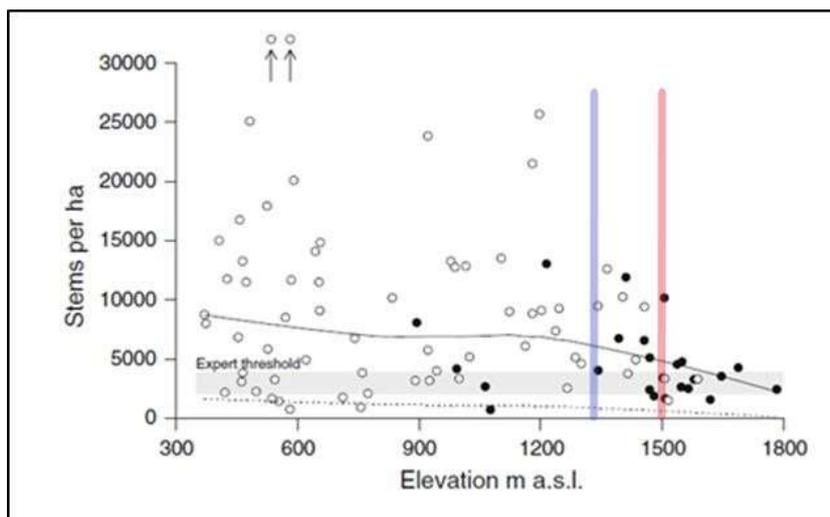


Figura 4.1 Elevazione rispetto a densità della rinnovazione nelle aree schiantate in Svizzera, 10 anni dopo la tempesta Lothar (cerchi vuoti, $n = 66$) e 20 anni dopo la tempesta Vivian (cerchi pieni, $n = 24$) (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017). Nel grafico è stato segnato con una linea rossa la quota delle aree ad Ospitale, in blu quelle a Valbona.

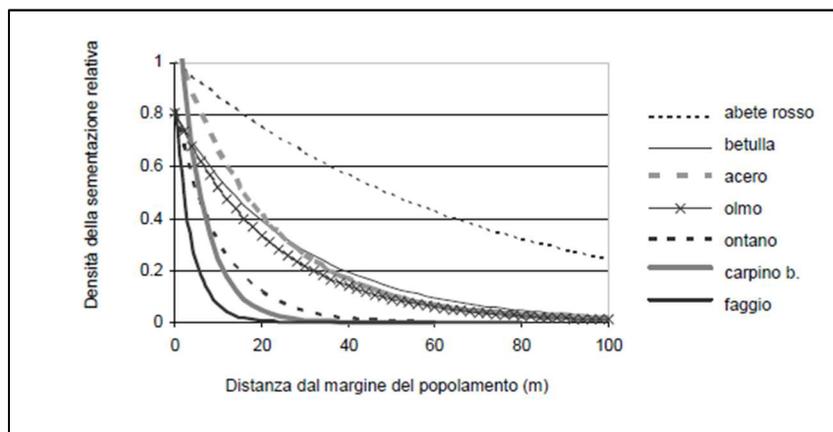


Figura 4.2 Disponibilità di semi in funzione della distanza dal margine del soprassuolo (UFAM, 2008)

Per quanto riguarda la tipologia dello schianto, si è osservato come le piante sradicate, rispetto a quelle stroncate, siano state mediamente le più grosse di diametro (Figura 3.8). Questo è stato evidente soprattutto nelle aree VBNI e VBSL, in cui i diametri delle piante erano molto grandi. Ciò significa che le piante erano molto pesanti e il momento ribaltante conseguentemente ha avuto la meglio. Nella Figura 3.9 si è visto quanti sradicamenti e stroncamenti ci sono stati per singola specie. La temperatura sicuramente ha giocato un ruolo importante perché se avessimo avuto Vaia a gennaio, con suoli gelati, avremo avuto meno sradicamenti e più stroncamenti. Questo perché un suolo gelato aumenta la resistenza del comparto suolo radici. Quindi la pianta avrebbe resistito al momento ribaltante e avrebbe giocato un ruolo fondamentale il momento flettente. Inoltre, le abbondanti piogge hanno favorito lo sradicamento, infatti il comparto suolo radici non funziona se il terreno ha dovuto assorbire 600 mm di pioggia nelle ore precedenti (Figura 1.11).

4.2 Analisi statistiche sui dati di campo

Come illustrato nel paragrafo 3.2.1, in tutte le quattro aree si è riscontrato una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$) fra i diametri delle piante schiantate e quelli delle piante vive. Guardando le medie dei diametri si è visto che mediamente si sono schiantate piante con diametro maggiore. Successivamente, si è continuata l'analisi prendendo in considerazione solo le specie più abbondanti per area. Sia nell'area OSNI che OSSL, mediamente le piante schiantate di abete rosso erano più grandi poiché il test statistico ha riscontrato che c'è una differenza statisticamente significativa. Dunque, secondo questi risultati, si conclude che le piante più grosse diametralmente siano quelle più suscettibili agli schianti da vento.

Anche nell'area VBNI, mediamente le piante schiantate di abete bianco, faggio e soprattutto di abete rosso erano più grandi poiché il test statistico ha riscontrato che c'è una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$). Stessa cosa è stata riscontrata nell'area VBSL, in cui le piante schiantate di abete rosso erano più grandi, infatti si è trovata una grande differenza tra i diametri medi fra le piante schiantate e vive. Tuttavia, il diametro da solo è un parametro troppo poco chiaro, in quanto andrebbe per lo meno confrontato con l'altezza. Per questo motivo si è calcolato il coefficiente di snellezza per tutte le piante, nel paragrafo 3.2.2. Nelle aree OSNI, VBNI, e VBSL si è riscontrata una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$) fra i coefficienti di snellezza delle piante schiantate e vive. Le medie dei coefficienti di snellezza sono più alte per le piante schiantate. Andando a vedere la Figura 3.19 bisogna notare la distinzione fatta fra i coefficienti di snellezza fra conifere e latifoglie. Si vede come le latifoglie siano più slanciate, tuttavia bisogna ricordare che esse sono più resistenti. Bisogna tener conto che le altezze delle piante schiantate sono state dedotte dalla curva ipsometrica e, dunque, questo sicuramente ha influenzato l'analisi.

Successivamente, per capire se c'è stata una specie prevalente negli schianti, nel capitolo 3.2.3 si è fatto un test del Chi-quadro con i dati dell'area basimetrica calcolati per ogni specifica specie. Nelle aree ad Ospitale non sono state trovate delle variabili statisticamente associate, ma non è stato così anche per le aree a Valbona. Infatti, in entrambe le aree di Valbona si è trovata una differenza statisticamente significativa. Nell'area VBNI è stato dimostrato, con i residui di Pearson calcolati, che fra gli schianti c'è una buona percentuale di abete rosso e poco faggio e fra le piante vive c'è una buona presenza di faggio e poco abete rosso. In misura minore nell'area VBNI, l'abete rosso è stato quello a schiantare di più, rispetto al faggio e all'abete bianco. Questo risultato un po' rispecchia quanto è stato trovato dopo l'evento Lothar (Figura 1.5) per cui le latifoglie hanno avuto danni minori rispetto alle conifere.

Dall'analisi del contributo in percentuale presente nella Tabella 3.13, ci si può rendere conto del contributo di una determinata cella al punteggio Chi-quadro. In entrambe le aree, VBNI e VBSL, i contributi maggiori sono dati dalle piante vive. Le piante vive di abete rosso e faggio contribuiscono per circa più del 60 % del totale Chi-quadro e rappresentano quindi la maggior parte della differenza tra i valori previsti e quelli osservati. Nell'area VBSL, nelle piante vive, l'abete rosso e abete bianco contribuiscono per circa più del 86 % del totale Chi-quadro.

Nel capitolo 3.2.4, è stata effettuata l'analisi statistica dell'altezza d'ingombro a terra per diverse tipologie di trattamento. Anche in Svizzera è stata misurata l'altezza della necromassa nelle aree colpite da Vivian (1990), all'anno zero dopo il disturbo, e dopo 10 e 20 anni (Figura 4.3). Nel 1991 l'altezza media era di 2,1 m, dopo 10 anni si è abbassata a 1,3m e dopo 20 anni dal disturbo a 0,8m (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017). Nelle aree *no intervention*, a Ospitale l'altezza media è di 1,2 m e a Valbona di 1,4 m (Tabella 3.14). Se si confronta i box plot di Figura 3.21, con il primo box plot di Figura 4.3, si può vedere ci sia una differenza di almeno 1 m: il terzo quartile dell'area OSNI è circa 1,5m e dell'area VBNI è 2m, il primo quartile dell'area OSNI è circa 1,6m e dell'area VBNI è circa 1,7 m. Nelle aree svizzere sono state trovate altezze più alte, che hanno più effetto per la protezione dal rischio valanghe (Figura 1.16).

Il risultato del test-t con i dati sull'altezza della necromassa al suolo, delle ceppaie nelle aree *salvage logging*, e in corrispondenza delle aree di saggio nelle aree *no intervention*, è risultato che c'è una differenza statistica, con una discrepanza estremamente significativa (Tabella 3.14). Questo evidenzia il fatto che sicuramente i due trattamenti vadano ad influire sull'altezza della necromassa, e in una situazione di rischio caduta massi o valanghe fa la sua differenza.

Ad ogni modo, per le successive analisi dei prossimi anni, il dato che ci interessa dell'altezza della necromassa è specialmente quello delle aree *no intervention*, perché di anno in anno si potrà vedere progressivamente l'abbassamento della necromassa. Mentre nell'area *salvage logging* si ha solo la decomposizione graduale della ceppaia e non un abbassamento.

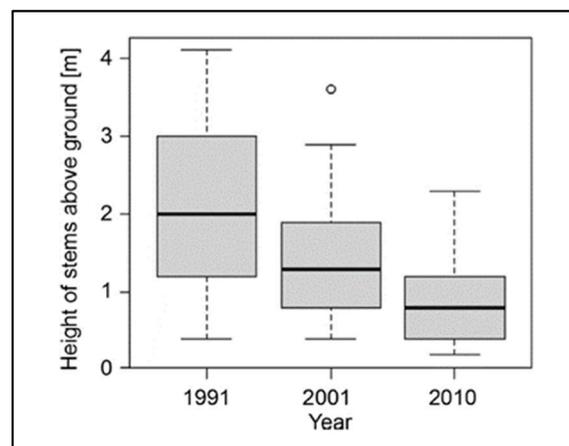


Figura 4.3 Altezza efficace della necromassa rispetto al suolo, dopo la tempesta Vivian (1990), in tre momenti post disturbo: un anno dopo l'evento, 10 anni e 20 anni dopo (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017)

4.3 Elaborazioni dei dati telerilevati

Nel capitolo 3.3 sono stati riportati i dati delle analisi sul CHM. Si è visto nella Tabella 3.19 e Tabella 3.25, che nelle classi di altezza più piccole la funzione lavora bene in tutte le aree tranne in quella a VBNI. In quest'ultima, con entrambi gli approcci, si può notare come nelle classi di altezza di 5 m la funzione *vwf* non

riesca a rilevare il numero minimo di piante che sono state riscontrate nella realtà con i rilievi. È un risultato prevedibile in quanto nelle classi diametriche inferiori c'è una sottostima del numero e a volte una sovrastima delle altezze. Per di più, nella funzione [7], maggiore è "m", meno alberi vengono identificati, ma aumenta il rischio di non identificare gli alberi piccoli, come è stato evidenziato nell'analisi delle frequenze delle classi. Inoltre, nel momento in cui si utilizza questo metodo in popolamenti con struttura multiplana o biplana, con una densità di piante ad ettaro elevata, come nel caso dell'area VBNI, si riscontrano molti problemi. Infatti, un file CHM, con risoluzione di un metro, non consente di identificare la punta di tutti gli alberi se sono troppo vicini. In più, se sotto una pianta grossa dovessero essercene altre più piccole, quest'ultime non verrebbero identificate in quanto le piante più piccole, al momento del rilievo, vengono schermate da quella più grande.

4.4 Analisi di confronto fra dati di campo e telerilevati

Nel capitolo 3.4 si è fatto un confronto fra le altezze rilevate in campo e le altezze ricavate dal CHM. Il risultato del test è stato che solo nell'area OSSL non c'è una differenza statisticamente significativa al 95% di probabilità (Tabella 3.27). Ciò vuol dire che solo in quest'area, il dataset delle altezze rilevate in campo e quelle trovate con il dato LiDAR sono uguali. C'è da dire però che questo risultato è influenzato dal fatto che si sono usate solo le altezze delle piante vive. Duque, si è provato a rifare il test, aggiungendo al dataset delle piante rilevate, le altezze delle piante schiantate ricavate con la curva ipsometrica. In questo caso per l'area OSSL e VBSL non c'è stata una differenza statisticamente significativa ($p > 0,05$) (Tabella 3.28). Sicuramente si può escludere che questo risultato dipenda dal fatto che sono stati usati i dati del secondo approccio, dato che in tutte le quattro aree non è stata trovata una differenza statisticamente significativa fra i dati dei due approcci (Tabella 3.26). Bisogna, inoltre, tenere a mente che il dato CHM da cui sono state fatte le elaborazioni sono il risultato della campagna volo LiDAR del 2008-2009, ben dieci anni prima di Vaia. Infine, c'è da dire un'ultima cosa riguardo all'uso del CHM per individuare le cime degli alberi. Usare questo approccio in aree pendenti può portare a degli errori e degli studi hanno dimostrato sperimentalmente che c'è un effetto sulla distorsione del CHM da parte anche della forma della chioma, che dipende dunque dalla specie. (Khosravipour, Skidmore, Wang, Isenburg, & Khoshelham, 2015). Fortunatamente, nel nostro caso avevamo specie forestali con quasi sempre una chioma regolare, *Picea abies* e *Abies alba*. Per quanto riguarda la pendenza, le aree con più dislivello erano quelle *no intervention*, mentre quelle *salvage logging* erano per lo più in piano. Ciò, dunque, spiegherebbe il motivo per cui nelle aree *salvage logging* non sia stata trovata una differenza statisticamente significativa con i dati rilevati in campo. Un altro motivo può essere il fatto che le aree *salvage logging*, come è riportato nel Piano di Assestamento, erano a struttura monoplana. Sicuramente, per i motivi detti nel paragrafo precedente (4.3), questa tipologia si presta meglio a queste analisi.

Inoltre, sempre nel capitolo 3.4, si è provato a mettere in relazione i dati delle analisi statistiche fra le altezze rilevate in campo e le altezze ricavate dal CHM. Le prime analisi di correlazione riguardano l'altezza

d'ingombro della necromassa e le caratteristiche topografiche. Sono risultate delle correlazioni basse e non significative fra la variabile dell'ingombro e le variabili derivati dal DTM. Questo vuol dire che il fatto di avere una maggiore o minore necromassa in quest'area non dipende dalla topografia del sito. In altre situazioni per esempio la pendenza gioca un ruolo fondamentale perché i tronchi si muovono, e quindi sono scivolati verso valle, creando maggiore ingombro a valle piuttosto che a monte dell'area. Oppure sono legate dalla velocità del vento: in alcune zone le piante si sono schiantate di più per il discorso delle turbolenze: se nel versante ci sono pendenze diverse può essere che si siano creati delle microtopografie diverse che hanno provocato delle turbolenze.

Dunque, sappiamo che l'ingombro non è legato a parametri topografici, cioè di giacitura del sito, ma è legato al popolamento che c'era e alle modalità con cui si sono schiantate. Sicuramente non c'è da aspettarsi di trovare qualche relazione anche nei prossimi anni.

Anche per quanto riguarda le correlazioni fra prerinnovazione e *gap* pre-Vaia non si hanno riscontrato dei risultati significativi, tranne per un singolo caso. Per l'area VBNI (Figura 3.35) la correlazione tra il numero di piante della prerinnovazione e i *gap* pre-Vaia ha riscontrato un livello di significatività statistica ($p < 0,01$), e un coefficiente di correlazione pari a 0,64. Dunque, la prerinnovazione si è insediata dove aveva più spazio, ossia all'interno delle buche preesistenti a Vaia.

Per le analisi fra rinnovazione e *gap* post Vaia e l'ingombro della necromassa non si sono trovate delle relazioni significative. Probabilmente è troppo presto per fare queste analisi, in quanto la rinnovazione ha bisogno di almeno un po' di anni prima che vada ad insediarsi in corrispondenza della necromassa. Se in futuro si dovesse trovare una correlazione fra la rinnovazione e la presenza di ingombro a terra del legname, allora si può già escludere il fatto che non è dovuto agli elementi topografici del suolo, ossia alla pendenza, all'esposizione e alla quota, perché questi non hanno una correlazione con l'ingombro. In questo modo si potranno escludere dei problemi di autocorrelazione.

5 CONCLUSIONI

In questa tesi si sono analizzate le dinamiche forestali di quattro aree permanenti, attraversate dall'evento Vaia del 28 -29 ottobre 2018, situate nelle Regole di Ampezzo. Questo è in assoluto il primo lavoro ma in futuro verranno realizzati altri, in quanto lo scopo è quello di analizzare l'evoluzione nel tempo delle dinamiche forestali in queste aree in cui c'è stato un disturbo. Gli interventi post disturbo effettuati sono stati il *salvage logging*, ossia l'esbosco o lo sgombero di tutto il materiale schiantato, e *no intervention*, ossia lasciare le aree schiantate a libera evoluzione. Sono state studiate le relative differenze, grazie ai rilievi effettuati nell'estate 2019, al tempo zero dall'evento Vaia. Essendo delle aree permanenti, in futuro verranno effettuati altri studi, fra 10 e 20 anni, come è stato effettuato per esempio in Svizzera (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017). Si è cercato di conoscere ed analizzare la situazione pre e post disturbo, sia per quanto riguarda la rinnovazione, che la struttura del popolamento. Per conoscere la situazione precedente al disturbo, un valido aiuto è stato dato dall'uso di dati derivanti dai rilievi LiDAR del 2008-2009.

Le aree a *salvage logging*, VBSL e OSSL, sono state quella che hanno subito più danni, considerando l'area basimetrica delle piante schiantate e quelle vive. Entrambe, dal piano di assestamento del 2004, presentavano una struttura monoplana, a differenza delle altre due aree che avevano una struttura biplana. Si è visto che le piante con diametro più grande sono state quelle più suscettibili agli schianti da vento e sono state sradicate. Gli stroncamenti si sono avuti con piante con diametro inferiore. Quest'ultimo è stato evidente soprattutto nelle due aree a Valbona. Osservando i coefficienti di snellezza si è visto come le piante che si sono schiantate avevano un coefficiente più alto di quelle vive, e ciò è stato riscontrato significativamente in quasi tutte le aree (OSNI, VBNI, e VBSL). Si è notato poi che le latifoglie sono mediamente più slanciate, dunque con un coefficiente di snellezza più alto. Nelle aree a Valbona si è visto che ci sono stati più danni sulle conifere e questo risultato un po' rispecchia quanto è stato trovato dopo l'evento Lothar, in cui le latifoglie hanno avuto danni minori rispetto alle conifere (Gardiner, et al., 2013).

Il bosco con Vaia non si è distrutto, a differenza di quanto è stato ripetutamente detto dai media dopo l'evento. Un'evidenza di ciò è dimostrato dal fatto che in queste quattro aree permanenti, complessivamente, la rinnovazione dell'anno (con altezza inferiore a 20 cm) e di prerinnovazione (altezza superiore a 20 cm) non scarseggia, tranne che per l'area OSSL, che presenta poche piante di rinnovazione dell'anno. Per quest'ultima area sarà interessante in futuro studiare la distanza fra i nuclei di rinnovazione e le piante mature. Inoltre, la presenza di così abbondante prerinnovazione in tutte le quattro aree, ma soprattutto l'altezza raggiunta da questi individui, può rappresentare un fattore determinante nei confronti della vegetazione concorrenziale che tende a colonizzare rapidamente le superfici di aree schiantate, ad esempio specie come megafornie o rovo (Priewasser, Brang, Bachofen, Bugmann, & Wohlgemuth, 2013). Nell'immediato, quello che credo che si dovrebbe fare, per completare le analisi di queste quattro aree

permanenti, sarebbero dei rilievi sulla rinnovazione già nella primavera 2020 accompagnata da un rilievo floristico. Inoltre, per completare l'indagine stazionale, è consigliabile effettuare un'analisi pedologica dei quattro siti.

Passando alle altezze della necromassa, si è visto che mediamente nelle aree *no intervention* c'è un'altezza media inferiore rispetto a quanto hanno riscontrato in Svizzera, dopo la tempesta Vivian del 1990. Questo va ad incidere sul livello di protezione dal rischio caduta massi e valanghe. Non è stato possibile, a causa problemi logistici e condizioni meteo, realizzare un rilievo fotogrammetrico con un aeromobile a pilotaggio remoto. Tuttavia, in futuro si potrebbe realizzarlo e quindi con il DEM (*Digital Elevation Model*) del rilievo si avrebbe un'altra sorgente di dati con cui confrontare i dati di campo, per ulteriori analisi. In alternativa, si potrebbe pensare a fare dei rilievi LiDAR, in quanto rappresenta uno strumento in grado di contribuire significativamente ad una miglior rappresentazione della morfologia del terreno mediante il rilievo ad alta risoluzione della topografia (Paolo, Arrowsmith, & Vivoni, 2009). Le tecniche fotogrammetriche, che rappresentano la metodologia tradizionale di costruzione dei modelli digitali, risultano sufficientemente accurate per le zone prive di ostacoli, ma sono limitate nelle aree caratterizzate da vegetazione. È proprio in questi ambiti che il LiDAR aereo si dimostra più efficiente rispetto ai metodi tradizionali. In diversi studi, il LiDAR ha mostrato risultati positivi nell'identificazione della necromassa, spesso impiegando dati non specificamente raccolti per quello scopo (Marchi, Pirotti, & Lingua, 2018).

Rimanendo nel tema del telerilevamento, con il dato ministeriale LiDAR del 2008-2009, si è riusciti a ricostruire il bosco prima di Vaia: si sono identificate le cime degli alberi e le loro chiome analizzando il CHM (*Canopy Height Model*) con due approcci: uno adattando la funzione *vwf* (*variable window filter*) di *Forest Tools* all'intera area studio, il secondo adattando la funzione ad un'area di *training*, per poi validarla applicandola su tutta l'area permanente. Con il primo approccio si è costruita una funzione, per ciascuna area, che effettivamente cattura meglio le piante che c'erano prima di Vaia. Con il secondo approccio le funzioni trovate potrebbero invece essere spendibili anche nelle aree prossime alle quattro aree studio. Fra i due dataset è stato effettuato un test e non è stata trovata alcuna differenza statisticamente significativa. Tuttavia, confrontando i risultati delle altezze ricavate dal CHM con il secondo approccio, con quelle delle piante vive rilevate in campo, i dataset non hanno differito solo nell'area OSSL. Rifacendo l'analisi e aggiungendo le altezze delle piante schiantate ricavate con la curva ipsometrica delle piante vive, si è trovato che anche per l'area VBSL non c'è una differenza statisticamente significativa. Ciò vuol dire che i dati trovati dal CHM sono risultati non differenti dalle altezze rilevate in campo solo nelle aree OSSL e VBSL. Il motivo probabilmente è dovuto al fatto che la struttura del popolamento delle aree *salvage logging* fosse monoplana e che le aree fossero in piano. Tuttavia, se si riuscisse a trovare un modo per misurare l'altezza delle piante schiantate, tramite un rilievo da APR, sarebbe interessante in futuro ripetere l'analisi. Infatti, l'analisi statistica è stata sicuramente influenzata dal fatto che si sono usate le altezze delle piante a terra dedotte dalla curva ipsometrica delle piante vive. Ad ogni modo, si può dire di essere riusciti a identificare le altezze delle piante del popolamento pre Vaia per le due aree *salvage logging*, dall'elaborazione dei dati

LiDAR. Inoltre, grazie all'approccio che è stato usato per trovarle (Approccio II), le funzioni trovate con *Forest Tools* sono spendibili anche nelle aree prossime alle aree studio. I dati LiDAR, dunque, hanno svariati usi e potenzialità. In ambito assestamentale queste tecnologie avranno sempre più importanza, ma anche nello studio di foreste attraversate da un disturbo, in quanto sarà possibile, se si hanno a disposizione i dati, sapere con certezza la struttura del popolamento prima dell'evento. Per esempio, elaborando i file di punti formato LAS (sempre un dato LiDAR, del 2008-2009 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare) nel software R, usando la libreria *LidR*, è possibile fare delle elaborazioni come quelle mostrate in Figura 5.1, in cui si può individuare la nuvola di punti di ciascun albero. Questo è un altro modo per "ricreare" il bosco con i dati LiDAR e la cosa interessante è che quest'ultima rappresentazione, come tutte le elaborazioni presenti in questo lavoro di tesi, sia stata fatta con software completamente gratuiti e con dati accessibili a chiunque ne faccia richiesta.

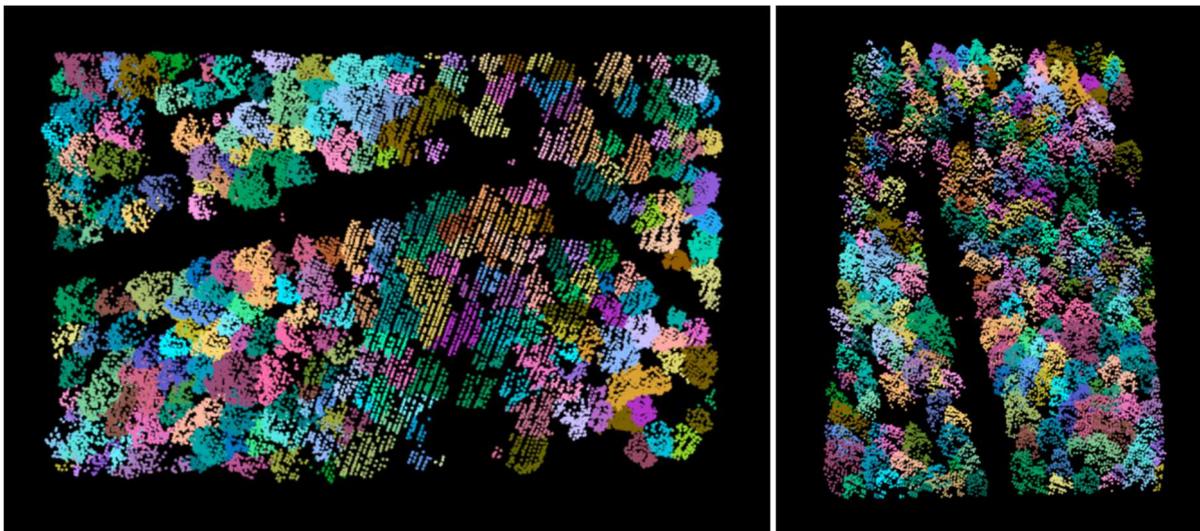


Figura 5.1 Area Ospitale salvage logging (OSSL). Risultato ottenuto elaborando i punti LAS (dato LiDAR del 2008-2009 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare) in ambiente R, usando la libreria LidR. Ogni colore identifica la nuvola di punti di ciascun albero. A sinistra una visuale dall'alto, mentre a destra una laterale, in direzione Est-Ovest. Da notare il corridoio di passaggio del vecchio elettrodotto (immagini di Sara Marson).

Passando alle successive analisi, sono state trovate delle correlazioni basse e non significative fra la variabile dell'ingombro della necromassa e le variabili derivati dal DTM, ossia esposizione e pendenza. Questo vuol dire che il fatto di avere una maggiore o minore necromassa in quest'area non dipende dalla topografia del sito. Sicuramente non c'è da aspettarsi di trovare qualche relazione di questo tipo anche nei prossimi anni. Si è trovata un'unica correlazione significativa tra il numero di piante della prerinnovazione e i *gap* pre-Vaia, nell'area VBNI. Si presume, quindi, che la prerinnovazione, in quest'area, si sia insediata dove aveva più spazio, ossia all'interno delle buche preesistenti a Vaia.

Per le analisi fra rinnovazione dell'anno, *gap* post Vaia e l'ingombro della necromassa non si sono trovate delle relazioni significative. Tuttavia, in futuro, se si effettuerà un volo da remoto, sarà possibile avere la

distribuzione spaziale degli schianti: dall'ortofoto del rilievo sarà possibile costruire un DEM dell'area e successivamente creare un raster dei *gap* post Vaia.

Una questione importante da analizzare sarà a cosa ci porterà in futuro, da un punto di vista ecologico, il *salvage logging*, dato che è la somma di un disturbo naturale e di un disturbo antropico. La decisione di sgomberare o meno la necromassa deve tener conto poi di altri fattori: lo schianto incrementa il carico di combustibile e questo ha conseguenze sulla probabilità del verificarsi non solo di incendi ma anche di altri disturbi naturali a partire dalla diffusione degli scolitidi (Peltonen, 1999). Sicuramente il *salvage logging* è un intervento che ha un impatto sull'ecosistema bosco e sicuramente un popolamento si svilupperebbe meglio se venisse lasciato così com'è. Tuttavia, allo stesso tempo bisogna tener conto che non possiamo permetterci di lasciar fare sempre alla natura e di lasciare alla libera evoluzione. Il territorio e le foreste, dal momento che servono all'uomo per i suoi servizi ecosistemici, vanno gestiti e bisogna definire, per ciascun'area, delle priorità d'intervento. Nelle aree *salvage logging* sarebbe interessante nei prossimi anni effettuare delle misure in campo riguardanti condizioni microclimatiche, quali per esempio albedo, radiazione solare, umidità del suolo, temperatura del suolo. In diversi studi, è stato visto che il trattamento *salvage logging* contribuisce al duro ambiente del microsito post-incendio aumentando la temperatura del suolo e riducendo l'umidità del suolo. Invece nelle aree *no intervention*, la presenza della necromassa, svolge un ruolo facilitante nel miglioramento delle condizioni microclimatiche per la rigenerazione (Marcolin, Marzano, Vitali, Garbarino, & Lingua, 2019).

In questa tesi sono stati analizzati dei dati rilevati a pochi mesi dall'evento Vaia. Nei prossimi anni sicuramente si potrà vedere molto altro. Sarà interessante in futuro andare a vedere quali specie di sottobosco si insedieranno. In Svizzera per esempio dopo la tempesta Vivian (1990), nella maggior parte dei micrositi, la specie *Rubus idaeus* è aumentata in frequenza e in copertura durante i primi 10 anni dopo l'evento. Sono aumentate anche le specie erbacee quali *Calamagrostis villosa*, *Agrostis capillaris* e *Avenella flexuosa*. Hanno visto poi che la rinnovazione più abbondante è stata di *Picea abies*, *Acer pseudoplatanus* e *Sorbus aucuparia* (Wohlgemuth, Kull, & Wüthrich, 2002).

Bisognerà studiare, nei prossimi decenni, le dinamiche di insediamento della rinnovazione sulla necromassa. Se si dovesse trovare una correlazione fra la rinnovazione e la presenza di ingombro, si potrebbe già escludere il fatto che non è dovuto agli elementi topografici del suolo perché questi, come abbiamo visto, non hanno una correlazione con l'ingombro. Secondo uno studio condotto in una pecceta subalpina in Polonia, la più alta percentuale di rinnovazione di *Picea abies* si verifica sui tronchi dopo 30-60 anni la morte dell'albero, quando il legno è in fase di decomposizione (Zielonka, 2006).

Una nota di riguardo va poi fatta agli aspetti faunistici. Le aree ad Ospitale sono ben note per essere una zona preferenziale per lo svernamento degli ungulati. Fondamentale sarà in futuro non trascurare quest'aspetto. Inoltre, durante i rilievi è stata notata la presenza, soprattutto nelle aree a Valbona, di acervi di formica. Le formiche operano un rilevante ruolo nei riguardi di molte specie di invertebrati che danneggiano il bosco, contenendo i loro picchi di crescita ed operando una vera e propria lotta biologica (Mezzavilla, 2017). Inoltre,

hanno il merito di aumentare la biodiversità dei siti dove sono insediate, favorendo il grado di stabilità dell'intero ecosistema. Dal momento che nella foresta demaniale di Somadida sono stati effettuati dei rilievi su questi nidi, identificandone la specie, ma soprattutto cercando di studiare il loro ruolo ecologico, ritengo che sarebbe interessante affrontare questo studio all'interno anche delle quattro aree permanenti.

Bibliografia

- ArpaVeneto. (2019, 01 23). *Sinossi autunno 2018*. Tratto da Arpa Veneto: <https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/climatologia/dati/sinossi-autunno-2018> (ultimo accesso verificato 19.02.2019)
- Ayrey, E., Fraver, S., Kershaw Jr, J. A., Kenefic, L. S., Hayes, D., Weiskittel, A. R., & Roth, B. E. (2017). Layer stacking: a novel algorithm for individual forest tree segmentation from LiDAR point clouds. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 16-27.
- Beucher, S., & Meyer, F. (1993). The morphological approach to segmentation: the watershed transformation. *Mathematical morphology in image processing*, 433-481.
- Bottero, A., Garbarino, M., Long, J. N., & Motta, R. (2013). The interacting ecological effects of large-scale disturbances and salvage logging on montane spruce forest regeneration in the western European Alps. *Forest Ecology and Management*, 19-28.
- Carlton, G. C., & Bazzaz, F. A. (1998). Resource congruence and forest regeneration following an experimental hurricane blowdown. *Ecology*, 1305-1319.
- Cesti, G. (2011). *Fattori orografici e meteorologici influenti sugli incendi boschivi*. Musumeci Editore.
- Chirici, G., Giannetti, F., Travaglini, D., Nocentini, S., Francini, S., D'Amico, G., . . . Maistrelli. (2019). Stima dei danni della tempesta "Vaia" alle foreste in Italia. *Forest@*, 16: 3-9.
- Create a Canopy Height Model With Lidar Data*. (2019, settembre). Tratto da Earth Lab: <https://www.earthdatascience.org/courses/earth-analytics/lidar-raster-data-r/lidar-chm-dem-dsm/> (ultimo accesso verificato 19.02.2019)
- Del Favero, R., Lingua, E., & Pividori, M. (2019). *Selvicoltura per la protezione dai disturbi*. Arezzo: Compagnia delle Foreste.
- Filippi, F. (1985). *Atlante del territorio silvo pastorale delle regole e del comune di Cortina d'Ampezzo*. Cortina D'Ampezzo: EDITRICE GEO-GRAFICA S.N.C. PRIMIERO (Trento).
- Gardiner, B., Berry, P., & Moulia, B. (2016). Wind impacts on plant growth, mechanics and damage. *Plant Science*, 94-118.
- Gardiner, B., Schuck, A. R., Schelhaas, M.-J., Orazio, C., Blennow, K., & Nicoll, B. (2013). *Living with storm damage to forests*. European Forest Institute Joensuu.
- Holtmeier, F., & Broll, G. (2010). Wind as an ecological agent at treelines in North America, the Alps, and the European Subarctic. *Physical Geography*, 203-233.
- Hyypä, J., Hyypä, H., Leckie, D., Gougeon, F., Yu, X., & Maltamo, M. (2008). Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, 1339-1366.
- Jackson, T., Shenkin, A., Wellpott, A., Calders, K., Origo, N., Disney, M., . . . Fourcaud, T. (2019). Finite element analysis of trees in the wind based on terrestrial laser scanning data. *Agricultural and forest meteorology*, 137-44.

- Khosravipour, A., Skidmore, A. K., Wang, T., Isenburg, M., & Khoshelham, K. (2015). Effect of slope on treetop detection using a LiDAR Canopy Height Model. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, 44-52.
- Kramer, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., & Wohlgemuth, T. (2014). Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, 116-128.
- Lindenmayer, D. B., & Noss, R. F. (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 949-958.
- Lingua, E., Marzano, R., & Berger, F. (2017). Protection forests and their management: an overview. *European Forest Institute*.
- Marchi, N., Pirotti, F., & Lingua, E. (2018). Airborne and terrestrial laser scanning data for the assessment of standing and lying deadwood: Current situation and new perspectives. *Remote Sensing*, 1356.
- Marcolin, E., Marzano, R., Vitali, A., Garbarino, M., & Lingua, E. (2019). Post-Fire Management Impact on Natural Forest Regeneration through Altered Microsite Conditions. *Forests*, 1014.
- Mezzavilla, F. (2017). Indagini sulle formiche della Riserva Naturale Orientata Di Somadida (Auronzo, Belluno). *Frammenti*, 47 -56.
- Nicoll, B., Gardiner, B., Rayner, B., & Peace, A. (2006). Anchorage of coniferous trees in relation to species, soil type, and rooting depth. *Canadian Journal of Forest Research*, 1871-1883.
- Noss, R., & Lindenmayer, D. (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 949-958.
- Oheimb, G. v., Friedel, A., Bertsch, A., & Härdtle, W. (2007). The effects of windthrow on plant species richness in a Central European beech forest. *Plant Ecology*, 47-65.
- Paolo, T., Arrowsmith, J., & Vivoni, E. (2009). Understanding earth surface processes from remotely sensed digital terrain models. *Geomorphology*, 1.
- Peltonen, M. (1999). Windthrows and dead-standing trees as bark beetle breeding material at forest-clearcut edge. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 505-511.
- Peterson, C. J. (2000). Damage and recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: a comparison of infrequent wind disturbances. *Forest Ecology and Management*, 237-252.
- Piccialli, V. (2017). *Metodi per la soluzioni di problemi non vincolati che non fanno uso di derivate - Dottorato in Ingegneria dei Sistemi, corso di Ottimizzazione Continua*. Tratto da IASI CNR: <http://www.iasi.cnr.it/~liuzzi/ONL2017/derfree.pdf> (ultimo accesso verificato 19.02.2019)
- Pickett, S. T., & White, P. S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York: Academic press.
- Plowright, A. (2018, aprile 4). *Package 'ForestTools'*. Tratto da cran.r-project: <https://cran.r-project.org/web/packages/ForestTools/ForestTools.pdf> (ultimo accesso verificato 19.02.2019)

- Popescu, S. C., & Wynne, R. H. (2004). Seeing the trees in the forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 589-604.
- Priewasser, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., & Wohlgemuth, T. (2013). Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. *European journal of forest research*, 231-240.
- RaF Italia 2017-2018 - Rapporto sullo stato delle Foreste e del settore forestale in Italia. Prodotto dalla Rete Rurale Nazionale (RRN 2014-2020); Compagnia delle Foreste (AR). ISBN: 978-88-98850-34-1
- Regione Autonoma Valle d'Aosta - Regione Piemonte (2006) - SELVICOLTURA NELLE FORESTE DI PROTEZIONE, Esperienze e indirizzi gestionali in Piemonte e in Valle d'Aosta, Compagnia delle Foreste, Arezzo, pp. 224
- Regione Autonoma Valle d'Aosta - Regione Piemonte (2011) - FORESTE DI PROTEZIONE DIRETTA, Disturbi naturali e stabilità nelle Alpi occidentali, Compagnia delle Foreste, Arezzo, pp. 144
- Riley, S., DeGloria, S., & Elliot, R. (1999). Index that quantifies topographic heterogeneity. *intermountain Journal of sciences*, 23-27.
- Santana, R., Dias-Júnior, C., Vale, R., Tóta, J., & Fitzjarrald, D. (2017). Observing and modeling the vertical wind profile at multiple sites in and above the Amazon rain forest canopy. *Advances in Meteorology*.
- Schönenberger, W. (2002). Windthrow research after the 1990 storm Vivian. *For. Snow Landsc. Res.*, 77, 1/2: 9–16.
- Stathers, R. J. (1994). *Windthrow handbook for British Columbia forests*.
- Stokes, A., Salin, F., Kokutse, A. D., Berthier, S., Jeannin, H., Mochan, S., . . . Fourcaud, T. (2005). Mechanical resistance of different tree species to rockfall in the French Alps. *Plant and Soil*, 107-117.
- Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bače, R., & Zenáhlíková, J. (2010). Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 707-714.
- UFAM. (2008). *Supporto decisionale in caso di danni alle foreste provocati da tempesta. Aiuto all'esecuzione relativo alla scelta della gestione dei danni nei singoli casi. Manuale relativo ai danni da tempesta 2008, parte 3*. Berna: A cura dell'Ufficio federale dell'ambiente UFAM.
- 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. *For.Snow Landsc.Res*, 2.
- Wohlgemuth, T., Schwitter, R., Bebi, P., Sutter, F., & Brang, P. (2017). Post-windthrow management in protection forests of the Swiss. *European journal of forest research*, 1029-1040.
- Zielonka, T. (2006). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, 739-746.

Ringraziamenti

Per la realizzazione di questa tesi un importante aiuto mi è stato dato da Gabriele Longo, che ha eseguito con me gran parte dei rilievi nelle aree schiantate, sopportandomi per un intero mese e diventando un compagno di lavoro insostituibile. Senza di lui non ce l'avrei mai fatta.

Vorrei ringraziare il Prof. Emanuele Lingua, che mi ha seguito durante tutto il periodo dello svolgimento della tesi, con curiosità ed attenzione.

Non ringrazierò mai abbastanza le Regole d'Ampezzo, che mi hanno accolta come tirocinante e mi hanno permesso di svolgere la tesi nel loro magnifico territorio. In particolare, vorrei ringraziare il direttore del parco, il Dott. Michele Da Pozzo, per aver creduto in questo progetto di tesi ed aver reso disponibili le aree permanenti. Grazie anche ai guardiaparco Alessandro Girardi e Manuel Constantini, che si sono resi sempre disponibili per qualsiasi evenienza, al falegname Giuseppe Hirschstein che ha preparato in tempi record i picchetti ed al segretario Stefano Lorenzi per il supporto logistico per l'uso dell'antenna GNSS.

Un ringraziamento doveroso va a Maximiliano Costa e Davide Marangon per avermi aiutata nel rilevare le coordinate dei punti delle aree di saggio ed al Prof. Francesco Pirotti per gli utili consigli che mi ha dato.

Grazie anche a Lorenzo Gottardo e all'Ing. Paolo Corradeghini, per la gentilezza con cui hanno risposto ai miei dubbi. Grazie ad Alice Ferrazza ed a Francesco Poloni per la condivisione del materiale dei convegni.

Un grazie a tutti i cari amici, soprattutto a Filippo, Marta, Erico, Rachele e Hongwei, che con i loro preziosi consigli ed al loro sostegno ho potuto portare a termine questa tesi.

Infine, ma non meno importante, un ringraziamento dal cuore va alla famiglia, a mamma e papà, a Riccardo ed a Stefano, per essere il mio punto di riferimento e la mia forza in ogni momento.

Vittorio Veneto, 19 febbraio 2020

Sara Marson