



UNIVERSITÀ  
POLITECNICA  
DELLE MARCHE

DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE, ALIMENTARI E AMBIENTALI (D3A)

CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE FORESTALI,  
DEI SUOLI E DEL PAESAGGIO (LM-73)

---

## **Identificazione dei micro siti preferenziali per la rinnovazione naturale post-incendio mediante dati di campo e telerilevati**

Preferential microsites detection for post-fire natural  
regeneration using field and remote sensing data

*Tesi di Laurea di*

**Vittoria Bocchini**

*Vittoria Bocchini*

*Relatore*

**Prof. Alessandro Vitali**

*Alessandro Vitali*

*Correlatore*

**Prof. Carlo Urbinati**

*Carlo Urbinati*

ANNO ACCADEMICO 2022-2023  
SESSIONE OTTOBRE 2023

---

# ***INDICE***

1. INTRODUZIONE E OBIETTIVI DELLA TESI.....	3
1.1 Gli incendi boschivi in Italia.....	3
1.2 Il ruolo dei rimboschimenti di conifere in Italia.....	10
1.3 Telerilevamento e rilievi in campo per l'analisi del recupero vegetazionale post-incendio.....	14
1.4 Gli elementi facilitatori ed il ruolo del microsito per la ricostituzione vegetale post-incendio.....	17
1.5 Obiettivi del lavoro.....	23
2. MATERIALI E METODI.....	24
2.1 Area di studio.....	24
2.1.1 Cenni storici e caratteri vegetazionali.....	26
2.1.2 Caratteri geomorfologici.....	29
2.1.3 Caratteri climatici.....	29
2.1.4 L'incendio forestale delle Cesane.....	30
2.1.5 Rilievo fotogrammetrico con UAV per la restituzione della microtopografia .....	34
2.1.6 Rilievo dei dati di campo.....	38
2.1.7 Analisi dei dati di campo.....	45
3. RISULTATI E DISCUSSIONE.....	48
3.1 Analisi della copertura del suolo rilevata all'interno dei plot.....	48
3.2 Influenza della topografia sull'insediamento della rinnovazione naturale.....	55
3.3 Analisi della necromassa rilevata all'interno dei plot.....	71
4. CONCLUSIONI.....	73
5. BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA.....	76

# 1. Introduzione e obiettivi della tesi

## 1.1 Gli incendi boschivi in Italia

Gli incendi boschivi sono una problematica oggetto di interesse e aggiornamento continuo. Questa richiede infatti una costante attenzione e coordinamento degli strumenti di previsione, prevenzione e lotta attiva, pilastri concettuali della Legge 353/2000 “Legge quadro in materia di incendi boschivi”, finalizzata alla conservazione e alla difesa dagli incendi del patrimonio boschivo nazionale quale bene insostituibile per qualità della vita (Gazzetta Ufficiale n. 280 del 30 novembre 2000). Secondo la suddetta legge, un incendio boschivo è un fuoco che tende ad espandersi su aree boscate, cespugliate o arborate, comprese eventuali strutture e infrastrutture antropizzate che si trovano all’interno delle stesse aree, oppure su terreni coltivati o incolti e pascoli limitrofi alle aree. Un incendio boschivo è un fuoco che si propaga provocando danni alla vegetazione e agli insediamenti umani. Tutte le regioni italiane sono interessate dagli incendi, anche se con gravità differente e in periodi diversi dell’anno. Le condizioni ambientali e climatiche della penisola italiana favoriscono lo sviluppo di focolai principalmente in due stagioni dell’anno, nelle regioni settentrionali dell’arco alpino, ma anche nelle zone appenniniche in alta quota, gli incendi boschivi si sviluppano prevalentemente nella stagione invernale-primaverile, la più seccata, quando la vegetazione è stata seccata dal gelo; mentre in estate i frequenti temporali riducono il rischio incendio. Al contrario, nelle regioni peninsulari centro-meridionali, dove il clima è mediterraneo, il fuoco si sviluppa prevalentemente nella stagione estiva, calda e seccata. Tuttavia, alcune regioni italiane sono interessate dal fenomeno sia durante la stagione invernale che quella estiva. Perché tale fenomeno abbia inizio è necessario un innesco, ovvero una somministrazione di calore sufficiente ad innescare la combustione con un livello tale da autosostenersi. La probabilità di ignizione del combustibile forestale è legata alle sue caratteristiche fisiche, prima fra tutte l’umidità seguita dalla classe dimensionale e dalla sua distribuzione nello spazio (<https://rischi.protezionecivile.gov.it/it/incendi-boschivi/incendio-boschivo/>). I fattori predisponenti sono quindi quell’insieme di aspetti che favoriscono l’innesco di un incendio e la propagazione del fuoco e possono essere legati a diversi aspetti:

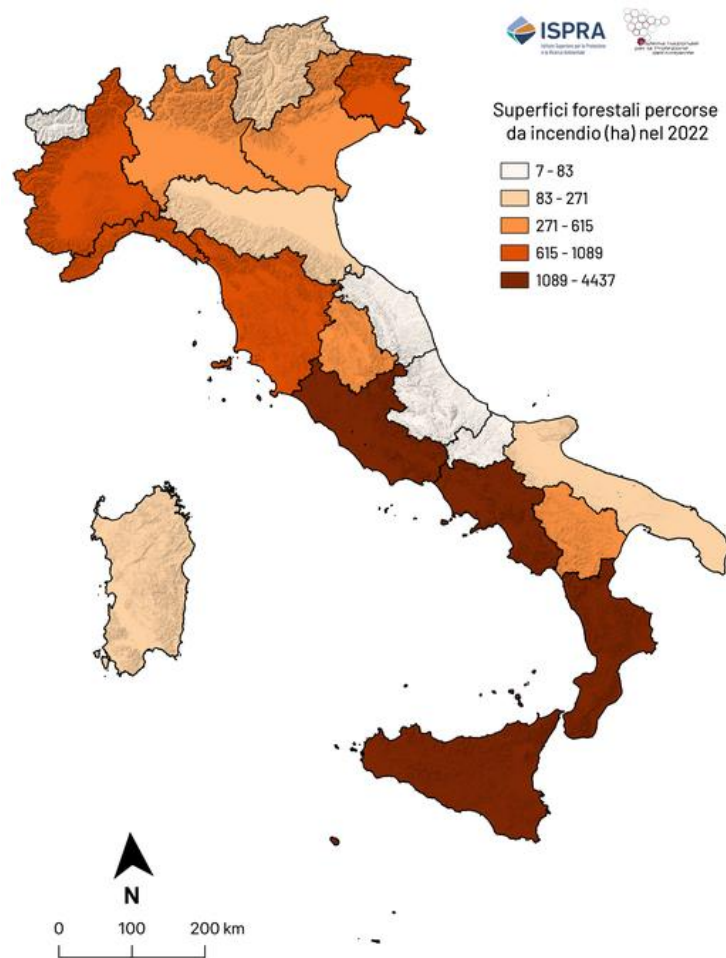
- caratteristiche della vegetazione;
- condizioni climatiche;
- morfologia del terreno;

- uso del suolo;
- attività antropiche (Cesti, 2005).

Questi eventi sono caratterizzati da tre processi principali: frequenza degli inneschi dell'incendio, velocità di propagazione e quindi di dimensione dell'incendio e effetti del fuoco a seconda della severità.

Le cause degli incendi possono essere naturali o dettate dall'azione antropica; gli incendi naturali si verificano molto raramente e sono causati da eventi naturali e quindi inevitabili (fulmini ed eruzioni vulcaniche). Invece, gli incendi provocati dall'azione umana, possono essere colposi (involontari) o dolosi (volontari). Infine, ci sono anche quelli di origine ignota, per i quali non è possibile individuare una causa precisa (<https://rischi.protezionecivile.gov.it/it/incendi-boschivi/incendio-boschivo/>).

In Italia, dall'analisi degli ultimi vent'anni, risulta che il 40-50% del territorio colpito da incendio è costituito da foreste (fonte ISPRA), mentre la maggior parte degli incendi riguardano aree di interfaccia urbano-rurale che spesso si propagano al bosco provenendo dall'esterno (Fig. 1).



*Fig. 1 Distribuzione della superficie forestale percorsa da incendio nell'anno 2022 per le regioni italiane (fonte dati: ISPRA)*

È inoltre evidente come i cambiamenti climatici stiano acuendo criticità, frequenza, intensità e durata del fenomeno degli incendi che si sviluppano per tutto l'anno con gravissimo impatto per ecosistemi, biodiversità e attività umane. Per questo, anche a causa della crescente attività degli incendi di origine antropica, risulta di estrema importanza comprendere il ruolo dell'uso del territorio nel modellare i regimi di incendi boschivi. Negli ultimi 10 anni, in seguito all'introduzione del concetto di "selettività del fuoco" da parte di Moreira et al. (2001), sono state crescenti le ricerche legate alla propensione agli incendi di diverse classi di uso del suolo (Cumming, 2001; Stolle et. al, 2003; Nunes et al., 2005; Bajocco e Ricotta, 2008), dimostrando una stretta relazione tra il momento in cui si verificano gli incendi e la tipologia di copertura del suolo presente. Essendo il paesaggio caratterizzato da differenti tipologie di uso del suolo e quindi, ognuna con risposte differenti in seguito al passaggio del fuoco, risulta che alcuni usi del territorio sono più soggetti agli

incendi rispetto ad altri, rappresentando quindi una risorsa selettiva per gli incendi. Bajocco e Ricotta (2008), sulla base di dati storici degli incendi nell'arco temporale 2000-2004 in riferimento alla regione Sardegna, hanno identificato che, mentre il numero di incendi è direttamente correlato alla presenza umana e al suo impatto, in termini di densità di popolazione, pratiche agricole, etc., la dimensione dell'incendio dipende sia dalla struttura del paesaggio (continuità del combustibile), sia dall'efficienza dell'incendio stesso. Insieme al numero e alla dimensione degli incendi, la stagionalità è risultata essere una componente essenziale del regime di incendi; ad esempio, nei paesaggi antropizzati riflette gli effetti combinati dell'attività umana e delle condizioni bioclimatiche locali sulla dinamica degli incendi insieme alle loro variazioni. Tuttavia, comprendere le tendenze temporali degli incendi all'interno di diverse classi di uso del suolo è sicuramente uno strumento efficace per gestire e supportare al meglio le decisioni delle squadre antincendio, nella prevenzione del rischio, tenendo conto di scenari climatici mutevoli e paesaggi in evoluzione (Bajocco, 2009).

Il Rapporto sugli incendi boschivi nel 2021 in Europa e nell'area del Mediterraneo (*Forest Fires in Europe, the Middle East and North Africa*) realizzato dal Centro Comune di Ricerca (JRC) della Direzione generale Ambientale (DG-ENV) della UE sulla base del sistema EFFIS e GWIS (Sistema mondiale di informazione sugli incendi), ha rilevato che incendi grandi ed estremi hanno colpito molti paesi, in particolare nel bacino del Mediterraneo: sono stati osservati incendi in 39 Paesi, che hanno bruciato 1.113.464 ettari; l'Italia, al secondo posto, nel 2021 è stata colpita dagli incendi con un totale di 159.537 ettari bruciati, quasi quattro volte la media degli ultimi 13 anni. Ci sono stati 1.422 incendi, il 90% dei quali avvenuti nei mesi di luglio e agosto, 49 dei quali superando una superficie di 500 ettari, numero più elevato di tutti gli incendi mappati in Europa, Medio Oriente e Nord Africa, e 15 dei 49 incendi hanno superato invece i 1.000 ettari, il più grande dei quali si è verificato in Sardegna (oltre 13.000 ettari bruciati).

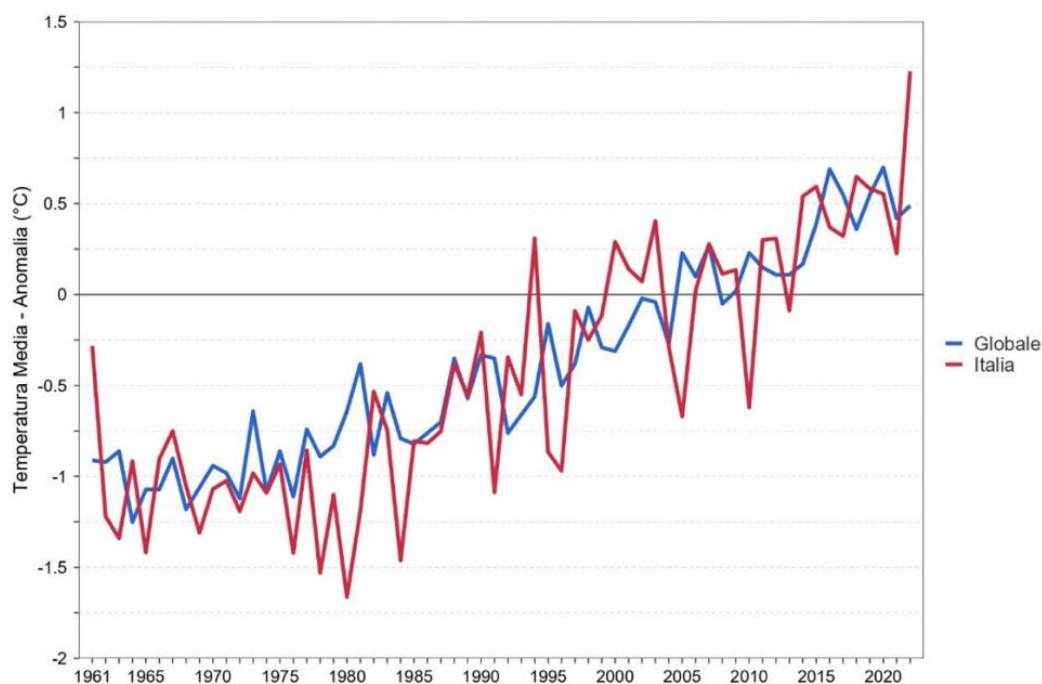
Per quanto riguarda i danni provocati dagli incendi, questi vanno ad incidere sulla vegetazione, sulla fauna, sul suolo, sull'atmosfera e sul paesaggio. Una foresta in condizioni naturali fornisce una serie di servizi ecosistemici indispensabili: di approvvigionamento, di regolazione, di supporto e servizi culturali; tuttavia, la severità degli incendi è eterogenea nello spazio, portando alla frammentazione degli habitat e mettendo a repentaglio la biodiversità, emettendo sostanze nocive nell'aria, favorendo fenomeni di dissesto dei

versanti e rappresentando un vero pericolo per la popolazione. Le perdite ecologiche e ambientali dovute al passaggio del fuoco compromettono anche i servizi culturali forniti da questi ecosistemi, legati al turismo e attività ricreative.

Per mitigare il rischio di futuri incendi è necessario comprendere le cause e sviluppare strategie per prevenirli e affrontarli; in questo campo gioca un ruolo importante la tecnologia del telerilevamento, comprendendo sia quella basata su satelliti (GPS) che quella sui droni (UAV). L'utilizzo di questi strumenti ha migliorato l'identificazione e la mappatura degli elementi vegetazionali e della copertura del suolo per poter effettuare delle operazioni di prevenzione mirate ed una gestione in maniera consapevole e puntale.

In riferimento al cambiamento climatico in atto, a scala globale e nazionale, a partire dal 2000 le anomalie di temperatura rispetto alla base climatologica 1991-2020 (Fig. 2) sono quasi sempre state positive, con eccezione degli anni 2004, 2005, 2010 e 2013. Per quanto riguarda invece le precipitazioni medie in Italia, si registra un'anomalia pari al -22% rispetto alla media 1991-2020, dove l'anno 2022 si colloca al primo posto tra gli anni meno piovosi, seguito dal 2001 e dal 2017.

L'aumento delle tendenze al riscaldamento e all'inaridimento causerà disturbi sempre più frequenti e gravi nel prossimo futuro; grandi incendi porteranno alla distruzione della composizione e della struttura della vegetazione e avranno inevitabilmente un impatto negativo sulla rinnovazione arborea (Wasserman & Mueller, 2023). Inoltre, l'indice di siccità "*Consecutive Dry Days*" (CDD), che rappresenta il numero massimo di giorni asciutti consecutivi nell'anno, ha fatto registrare valori molto elevati negli ultimi anni (Rapporto Clima SNPA, 2022).



*Fig. 2 Serie delle anomalie di temperatura media globale sulla terraferma e in Italia, serie temporale 1961-2020 (Fonte dati: ISPRA)*

Nell'arco degli ultimi 14 anni, in Italia è andata in fumo, a causa di ben 5.298 incendi (Tab. 1), una superficie complessiva di oltre 723.924 ettari: un'area grande quasi quanto l'intera regione Umbria, che ha interessato il territorio di almeno 1.296 Comuni, corrispondenti al 16,39% dei comuni italiani, distribuiti in 19 tra Regioni e Province autonome, da sottolineare che si tratta di un'analisi di un dato sottostimato poiché mancano tutte le superfici sotto i 30 ettari di estensione (Legambiente, 2022).



<b>SUPERFICI TOTALI PERCORSE DAL FUOCO E PERCENTUALE PER REGIONE</b>						
<i>Regione</i>	<i>N. Comuni</i>	<i>% Comuni</i>	<i>Tot. Sup. in Ha</i>	<i>% Superficie</i>	<i>N. Incendi</i>	<i>% Incendi</i>
Sicilia	270	20,83	327.042	45,18	2.161	40,79
Calabria	273	21,06	128.944	17,81	1.386	26,16
Sardegna	137	10,57	120.221	6,61	246	4,64
Campania	185	14,27	42.006	5,80	532	10,04
Lazio	107	8,26	32.281	4,46	428	8,08
Puglia	50	3,86	18.388	2,54	119	2,25
Piemonte	37	2,85	12.104	1,67	41	0,77
Basilicata	49	3,78	11.518	1,59	131	2,47
Abruzzo	41	3,16	9.453	1,31	59	1,11
Liguria	31	2,39	6.517	0,90	46	0,87
Toscana	38	2,93	6.140	0,85	60	1,13
Lombardia	26	2,01	3.436	0,47	28	0,53
Umbria	14	1,08	1.537	0,21	19	0,36
Molise	17	1,31	1.446	0,20	20	0,38
Friuli-Venezia Giulia	7	0,54	1.118	0,15	7	0,13
Veneto	3	0,23	749	0,10	3	0,06
Emilia-Romagna	4	0,31	604	0,08	5	0,09
Marche	4	0,31	363	0,05	4	0,08
P.A. Trento	3	0,23	50	0,01	3	0,06
<b>Italia</b>	<b>1.296</b>	<b>100</b>	<b>723.925</b>	<b>100</b>	<b>5.298</b>	<b>100</b>

*Tab. 1 Superfici totali percorse dal fuoco e percentuale per regione (Fonte: elaborazione Legambiente su dati EFFIS 2008-2021)*

Gli effetti dei cambiamenti climatici avranno sempre maggiore incidenza sull'aumento dei rischi per gli ecosistemi forestali che, oltre alla perdita di biodiversità, sono più esposti a perturbazioni causate da tempeste, siccità e incendi più frequenti e che incidono pesantemente sulla capacità delle foreste di assorbire CO<sub>2</sub>. In un futuro ormai prossimo, l'aumento delle temperature e la diminuzione delle precipitazioni aggraverà l'impatto dei lunghi periodi di siccità sulle foreste mediterranee, mettendo a rischio la loro funzionalità e salute, diminuendone la produttività e la capacità di fornire servizi ecosistemici. Inoltre, i cambiamenti di uso e copertura del suolo, come l'azione antropica diretta di ricostituzione delle foreste tramite rimboschimenti, sono strettamente connessi agli incendi, in generale, le principali cause che rendono gli incendi un pericolo sempre maggiore per i nostri boschi sono il progressivo abbandono di questi ecosistemi, la mancanza di gestione del territorio e un approccio che si concentra sulla lotta attiva. L'abbandono delle campagne ha portato sì ad un aumento, in termini di ettari, delle foreste presenti nel territorio nazionale ma ha anche contribuito ad un peggioramento strutturale e fitosanitario di questi popolamenti dovuti all'assenza di gestione. Poiché la frequenza e l'intensità di questi eventi è destinata a

crescere, nella misura in cui lo è il cambiamento climatico, le misure di controllo dovrebbero diventare sempre più importanti.

## 1.2 Il ruolo dei rimboschimenti di conifere in Italia

Il cambiamento dell'uso del territorio è uno dei principali fattori che influenzano gli ecosistemi montani a livello globale (Bugmann et al., 2007); questi cambiamenti si verificano a ritmi e dimensioni senza precedenti e interagiscono con i processi ecosistemici, i cicli biogeochimici, la diversità e il clima (Turner et al., 1994). L'uso del territorio è considerato un fattore vincolante fondamentale che determina l'attuale configurazione del paesaggio (Gimmi et al., 2008; Garbarino et al., 2013) e che limita la futura risposta del paesaggio ai cambiamenti ambientali (Foster et al., 1998). L'impatto degli esseri umani sulla biosfera è stato così significativo che gli scienziati hanno recentemente introdotto il concetto di "Antropocene" secondo cui il pianeta Terra si sta spostando verso una nuova epoca geologica in cui le attività umane stanno alterando gravemente l'ambiente naturale. Per questo, studiare i cambiamenti del paesaggio a diverse scale spaziali e temporali risulta essere di fondamentale importanza. Le Alpi e gli Appennini insieme incorporano circa il 35% dell'intera superficie italiana; entrambi sono stati interessati dalla presenza e dall'attività dell'uomo nel corso dei millenni, ma data la minore altitudine e la maggiore accessibilità, gli Appennini mostrano segni di cambiamento più evidenti. Infatti, in seguito all'abbandono di questi territori, la diminuzione della presenza umana e delle attività pastorali in molte aree montane ha progressivamente innescato successioni ecologiche secondarie che hanno modificato negli ultimi decenni la fisionomia del paesaggio e ne hanno alterato struttura e funzioni. Gli Appennini furono pesantemente sfruttati per legna da ardere, produzione di carbone e pascoli per molti secoli. I programmi nazionali di riforestazione iniziarono prima della Seconda guerra mondiale per ridurre la grave erosione dei pendii nelle aree montuose e collinari (Malandra et al., 2018). Il rimboschimento ha storicamente rappresentato il principale strumento della politica forestale e montana italiana a partire dal 1877 (Fig 3).

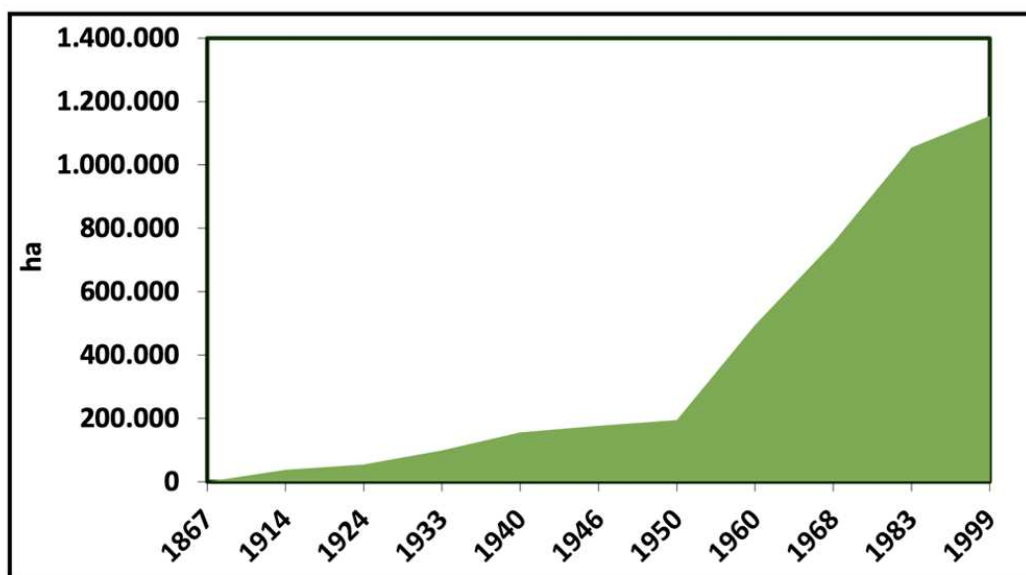


Fig. 3 Superficie rimboscita dal 1867 al 1999 (Mercurio, 2010)

Fino agli anni '90 sono state impiegate quasi esclusivamente le conifere, in larga parte i pini, per circa 1.200.000 ettari, dopo, grazie ai finanziamenti dell'Unione Europea, sono state incentivate le latifoglie su 120.000 ettari (Mercurio, 2010). La preferenza per le conifere fu motivata in vario modo, innanzitutto per una sorta di "convincimento" del tempo, poi per la sicurezza dell'attecchimento e del rapido sviluppo iniziale che consentiva una pronta ed efficace copertura del suolo, e senza dubbio, per la maggiore capacità di adattamento all'eterogeneità di suoli spesso degradati. I risultati sono stati generalmente positivi per quanto riguarda l'attecchimento e lo sviluppo delle piantine nei primi anni, per i riflessi positivi sull'ambiente e sul piano economico-sociale, ed hanno dimostrato una grande capacità operativa dei forestali italiani. Nel frattempo, la migrazione della popolazione rurale verso le aree urbane e industriali ha portato all'abbandono delle attività rurali e degli insediamenti montani (Malandra et. al, 2018); questi rimboschimenti sono stati abbandonati per una serie di motivi, forse più che di natura tecnica o economica, per il dissolvimento del sistema forestale centrale che non è stato sostituito con altri sistemi regionali altrettanto efficaci. In particolare, l'assenza di razionali interventi di diradamento ha comportato un'eccessiva densità dei soprassuoli e quindi una fragilità strutturale, processi dinamici bloccati, precarie condizioni fitosanitarie, semplificazione strutturale e compositiva, bassa efficienza funzionale e forte accumulo di necromassa; aumentandone la fragilità in casi di disturbo. Oggi, questi rimboschimenti richiedono urgenti interventi colturali per garantire un maggiore grado di stabilità, funzionalità e diversità biologica.

In Italia, i rimboschimenti di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) interessano circa 136.000 ettari distribuiti in varia misura praticamente in tutte le regioni (Fig 4). Si tratta dei risultati di una vasta attività, finalizzata per lo più alla difesa idrogeologica di territori collinari e montani, iniziata dopo il primo conflitto mondiale e proseguita soprattutto dopo l'ultima guerra. Oggi, questi boschi, si concentrano per oltre i 2/3 nella fascia di età che, secondo le normative vigenti, è matura per la rinnovazione.

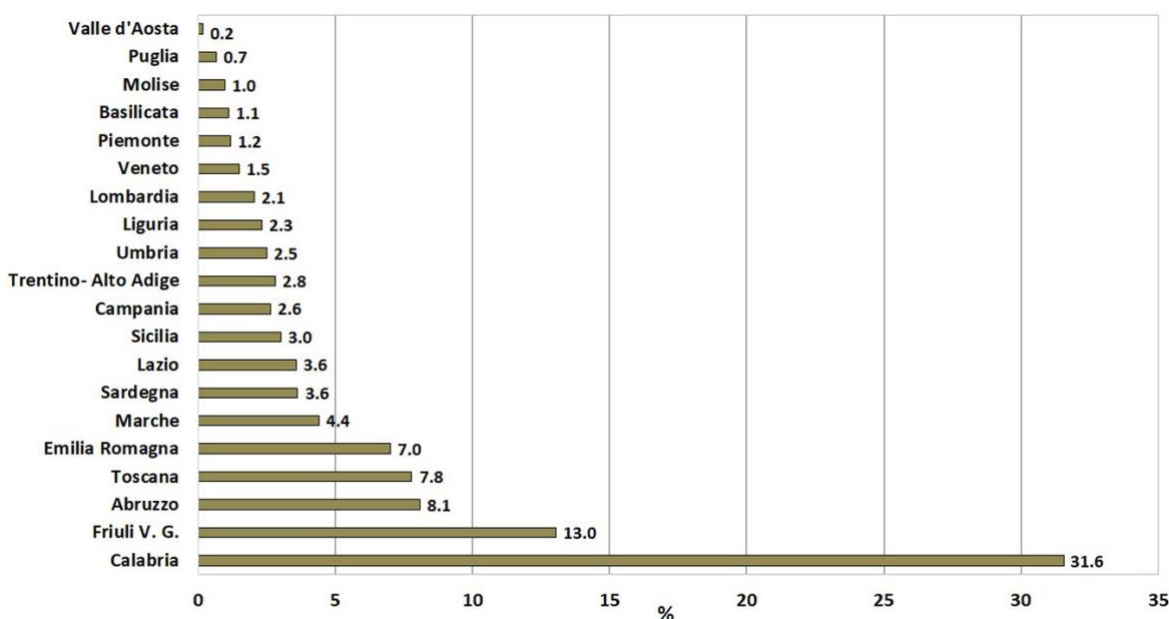


Fig. 4 Distribuzione percentuale dei boschi di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) e pino laricio (*Pinus laricio*) in Italia (Fonte: CREA sui dati INFC 2005)

Il pino nero (*Pinus nigra* Arn.) è una delle specie di conifere maggiormente utilizzata nei rimboschimenti in Appennino centrale per le sue capacità adattive e di crescita rapida anche su suoli privi di orizzonti organici, con uno scarso apporto idrico e con scheletro abbondante, nelle aree montane con altitudini comprese fra i 600 e i 1500 m s.l.m.. In alcuni contesti ambientali ha acquisito anche una valenza paesaggistica e ricreativa, come accade nella Foresta Demaniale Regionale delle Cesane (PU). Il successo di numerosi rimboschimenti è testimoniato anche dalla frequente e abbondante rinnovazione naturale nelle pinete adulte, che dimostra che nonostante siano fuori areale, i pini neri abbiano trovato condizioni ambientali soddisfacenti per la riproduzione.

Tuttavia, in seguito all'abbandono dei territori rurali, i mosaici paesaggistici appenninici hanno subito una semplificazione strutturale alle quote più basse a causa dell'insediamento di alberi nei pascoli abbandonati, si è inoltre verificata una diffusa frammentazione delle

praterie storiche a quote più elevate a causa dello sviluppo di macchie di vegetazione legnosa oltre l'ecotono bosco-prateria. L'espansione delle foreste è avvenuta più rapidamente alle altitudini più basse, su pendii più ripidi e più vicini alle foreste esistenti e alle aree coltivate (Malandra et al., 2019). Gli esiti dell'abbandono, sia positivi che negativi, determinano cambiamenti delle proprietà del paesaggio che potrebbero influenzare i regimi di disturbo, introducendo nuovi disturbi all'interno del sistema o modificando le caratteristiche di quelli esistenti. Tuttavia, rispetto al cambiamento dell'uso del suolo, il cambiamento climatico è ancora più spesso descritto come la principale forza trainante che influenza i regimi di disturbo a livello globale (Dale et al., 2000; Seidl et al., 2017).

Il risultato della diffusa successione secondaria nei terreni agropastorali abbandonati è la compresenza di copertura arbustiva e forestale, tratto comune dei mosaici paesaggistici di molti ecosistemi mediterranei. Gli arbusti rappresentano una categoria di copertura del suolo molto eterogenea in termini di composizione delle specie, struttura e caratteristiche del combustibile e, insieme alle foreste di conifere, sono molto inclini agli incendi nel bioma mediterraneo. È noto che le foreste di conifere sono più facilmente infiammabili delle foreste di latifoglie a causa del loro maggiore contenuto di resine, terpeni e del loro minore contenuto di umidità del fogliame, portando quindi a tassi più elevati di severità delle ustioni. In caso di incendi fuori controllo, si riscontrano disturbi più gravi soprattutto nei paesaggi e nei tipi di foreste più soggetti agli incendi, come le piantagioni di conifere, generalmente situate a quote più basse, con condizioni climatiche più calde e dove la densità di popolazione tende ad essere maggiore. In ogni caso, l'espansione e la severità dell'incendio possono essere ridotte con specifiche azioni di gestione della vegetazione, come per esempio il diradamento selettivo e altri trattamenti selvicolturali che possono ridurre la continuità orizzontale e verticale del combustibile diminuendo i carichi di combustibile vivo e morto e modificando la struttura forestale verso una copertura della chioma più aperta. Questi aspetti dovrebbero quindi essere i punti cardine per valutare strategie di mitigazione della severità degli incendi, soprattutto all'interno di rimboschimenti di conifere che si rivelano essere maggiormente sensibili a questi eventi (Malandra et al., 2022). La composizione e la struttura dei popolamenti differiscono ampiamente tra popolamenti naturali e artificiali, seguendo processi ecologici diversi; le agenzie forestali hanno promosso nel tempo popolamenti monospecifici e coetanei, selezionando le specie, per il ripristino del sito degradato, in base alle loro caratteristiche di rapida crescita e facile attecchimento. Di conseguenza, i popolamenti forestali rimboschiti presentano generalmente una densità di

alberi coetanei più elevata e una minore variazione del DBH, della quantità di piantine e della diversità arborea e genetica. Infatti, i popolamenti rimboschiti hanno presentato un'incidenza di incendi maggiore rispetto ai popolamenti naturali, principalmente per specie come i pini, dove, la continuità verticale ha influenzato la propagazione del fuoco alla chioma (De Ponte, 2019).

Oggi, per una serie di concause che vanno dalla cronica carenza di viabilità in montagna, dalle difficili condizioni morfologiche di molti rimboschimenti, agli elevati costi delle utilizzazioni nel nostro Paese e, negli ultimi anni, anche alla crisi di mercato dei prodotti legnosi, in moltissimi casi rappresentano un problema. In Italia, la rinaturalizzazione è prevista dall'art. 7 del TUF "Testo unico in materia di foreste e filiere forestali". In verità, per le pinete di pino nero (*Pinus nigra* Arn.), si parla di rinaturalizzazione da oltre 20 anni, con incertezze e ritardi sia per le carenze del trasferimento dei risultati della ricerca che delle normative regionali.

### 1.3 Telerilevamento e rilievi in campo per l'analisi del recupero vegetazionale post-incendio

Assumono particolare importanza tutte le operazioni e le metodologie relative al monitoraggio post-incendio; infatti, telerilevamenti e rilievi in campo, su scala locale e/o su larga scala, riguardanti l'estensione delle superfici bruciate costituiscono il fondamento di questa ricerca (Bertacchi, 2022). Il telerilevamento generalmente si basa su immagini satellitari o foto aeree, principalmente con l'uso di immagini in falsi colori e multispettrali per classificare la severità degli incendi, i livelli di rinnovazione della biomassa e i tassi di copertura della vegetazione del suolo. Allo stesso tempo, i rilievi a terra richiedono spesso tempi lunghi a causa delle difficoltà legate all'irraggiungibilità dei luoghi e costi elevati.

Da decenni il telerilevamento ottico satellitare è stato ampiamente adottato per l'analisi del recupero forestale post-incendio (Key & Benson, 2005; Gaio et al., 2008; Filipponi 2019); le immagini raccolte dal programma Landsat degli Stati Uniti (USA) sono attualmente considerate la fonte più preziosa di dati di serie multi-temporali su scala paesaggistica. Ciò è dovuto principalmente alla disponibilità a lungo termine di immagini acquisite sistematicamente, che copre un arco di oltre 40 anni. Le tecniche comuni di telerilevamento utilizzate, in diverse comunità vegetali ed ecosistemi, per monitorare il recupero della vegetazione post-incendio, sono gli indici spettrali di vegetazione (SVI) e l'analisi della

miscela spettrale (SMA). Di rilevante importanza è anche l'indice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), ampiamente utilizzato per valutare il recupero della vegetazione, utilizzando un approccio multi-temporale (e.g. Morresi et al., 2019).

Il monitoraggio delle superfici boschive percorse dal fuoco ha lo scopo primario di:

- individuare e perimetrare tali aree, in particolare ai fini dell'accatastamento come previsto dalla Legge quadro 353/2000 con georeferenziazione in ambiente GIS;
- valutare la severità del disturbo e quantificare i danni subiti dai soprassuoli forestali;
- descrivere la capacità e la velocità di recupero della vegetazione autoctona a seguito del passaggio del fuoco;
- verificare la dinamica di recupero tenendo presente la vegetazione naturale potenziale e l'eventuale presenza di specie esotiche invasive (Pergola, 2011).

Un aspetto rilevante è la caratterizzazione degli effetti del fuoco sulla vegetazione naturale all'interno delle singole aree bruciate (Boschetti et al., 2005), uno degli indicatori utilizzati per quantificare gli effetti del fuoco sulla vegetazione è la cosiddetta severità dell'incendio (*fire severity*) che misura quanto un ecosistema viene modificato dal passaggio del fuoco o in relazione al tipo di risposta dell'ecosistema in seguito all'incendio (Key & Benson, 2006). Attraverso le immagini satellitari e utilizzando la radiazione elettromagnetica dello spettro ottico (visibile, infrarosso vicino, medio e lontano), è possibile ottenere dallo spazio una "fotografia" degli incendi e studiarne gli effetti e i danni provocati all'ambiente. La severità è uno dei principali fattori che influenzano le risposte degli ecosistemi; quindi, la sua valutazione è cruciale per guidare efficacemente le strategie di gestione post-incendio volte a promuovere la rinnovazione delle foreste e il recupero dei servizi ecosistemici (Leverkus et al., 2018). La severità dell'incendio combina gli effetti del passaggio del fuoco con la risposta differente di ciascun ecosistema, inclusa la mortalità ritardata e la sopravvivenza delle piante (Key, 2006). La mappatura della severità con immagini satellitari a media risoluzione (Landsat) acquisiti nelle stazioni di crescita pre e post-incendio, viene generalmente eseguita attraverso indici bitemporali basati sul *Normalized Burn Ratio* (NBR) (Key, 2006; Veraverbeke et al., 2010). Secondo uno studio nella regione del Mediterraneo (Spagna) la relazione tra severità dell'incendio e dinamica di rinnovazione ha mostrato risultati coerenti, infatti, è stata registrata una rinnovazione rallentata in corrispondenza di severità maggiori di incendio (Viana-Soto, 2017). La cicatrice lasciata nell'ecosistema dal passaggio del fuoco rimane impressa per periodi che vanno dalle settimane agli anni.

Le applicazioni di telerilevamento con satelliti e droni, i quali possono volare a quote più basse rispetto ai satelliti, consentendo una risoluzione più fine nelle immagini e nei dati raccolti (Lisi et al., 2021), sono strumenti preziosi che forniscono informazioni spazialmente distribuite sui processi di recupero della vegetazione e su fattori ambientali associati; consentendo la possibilità di creare mappe dettagliate degli incendi e monitorare la loro progressione nel tempo. Entrambi questi strumenti, infatti, giocano un ruolo fondamentale nella gestione e prevenzione di questi eventi devastanti. Il telerilevamento fondato sull'analisi di dati satellitari risulta essere di rilevante importanza per le valutazioni ecologiche e per le strategie gestionali a livello territoriale, permettendo il monitoraggio di vaste aree in tempi brevi e a costi relativamente inferiori (Nolè, 2021).

La comprensione delle dinamiche di rinnovazione vegetazionale post-incendio è un aspetto importante per valutare la resilienza delle foreste e per indirizzare adeguatamente gli eventuali interventi gestionali post-disturbo (Morresi et al., 2019). Il monitoraggio accurato della rinnovazione post-incendio fornisce informazioni preziose per valutare l'impatto dell'incendio sull'ecosistema, il tasso di rinnovazione e la sua progressione nel tempo. Infatti, i rilievi in campo della rinnovazione naturale post-incendio sono strumenti fondamentali per calibrare le analisi da remoto e approfondire la componente ecologica dei modelli applicati.

La rinnovazione post-incendio è, nella maggior parte dei casi, un'auto successione, cioè le piante presenti ricrescono più o meno velocemente e le specie più eliofile, avvantaggiate dalla temporanea riduzione di copertura delle chiome arbustive e arboree, trovano le condizioni favorevoli per grandi esplosioni demografiche (Fig. 5). In generale, nelle fasi successive ad un incendio si verifica un incremento in specie annuali, che persistono nel popolamento vegetale fino a quando non si completa nuovamente la copertura dell'area bruciata da parte delle piante legnose. In seguito all'incendio si verifica un notevole disordine e la vegetazione passa a una condizione di alta entropia: lunga fase rigenerativa dopo l'incendio può essere interpretata come risultato di un input di ordine del sistema.





*Fig. 5 Inizio dei processi di ricostituzione dopo un incendio di chioma in una pineta di pino d'Aleppo (Pinus halepensis Mill.) (Fonte: SISEF <https://sisef.org/2021/07/27/e-dopo-il-passaggio-del-fuoco-uno-sguardo-ai-processi-di-ricostituzione-della-foresta-con-moderni-strumenti-di-analisi/>)*

Le indagini sullo studio delle dinamiche vegetazionali post-incendio si sviluppano solitamente su due piani paralleli: le osservazioni tramite immagini satellitari e/o droni e i rilevamenti in campo con eventuali raccolte dei campioni vegetali per la successiva determinazione in laboratorio e successiva elaborazione statistica ed interpretazione dei dati; tuttavia, i rilievi di campo risultano estremamente dispendiosi in termini economici e di tempo, nonché problematici per via dell'accesso al bosco spesso impervio.

#### 1.4 Gli elementi facilitatori ed il ruolo del microsito per la ricostituzione vegetale post-incendio

Secondo la letteratura scientifica, durante uno studio dei modelli di rinnovazione delle conifere a seguito di un incendio ad elevata severità nelle foreste di Pino giallo (*Pinus ponderosa Douglas ex C. Lawson*) del Colorado, la rinnovazione si è verificata in aree gravemente percorse da incendio ma con densità considerevolmente inferiori rispetto alle aree incombuste e di bassa/moderata severità. Lo studio condotto ha evidenziato come la distanza dalla foresta sopravvissuta era il più importante predittore della rinnovazione delle conifere nelle aree ad alta severità di incendio, con la rinnovazione in declino all'aumentare

della distanza dalla foresta non bruciata. Le analisi dei risultati hanno anche rivelato che le densità di recupero delle conifere diminuivano al diminuire dell'altitudine (Chambers, 2016).

Un aspetto di particolare importanza nello studio della rinnovazione naturale della vegetazione post-incendio risulta essere quello dell'identificazione del microclima dei "rifugi" delle piantine di alberi; gli studi si concentrano sull'identificazione di come le piante riescano a trovare appunto dei siti microclimatici favorevoli alla sopravvivenza dopo il passaggio del fuoco nel bosco. Vengono analizzati diversi fattori, tra cui, i più importanti sono: la temperatura, l'umidità e la luce solare, al fine di comprendere quali condizioni siano ottimali per la crescita delle piantine. La letteratura scientifica contribuisce a una migliore comprensione di come la vegetazione si adatti e si riprenda dopo eventi distruttivi come gli incendi, fornendo informazioni preziose per la gestione dei paesaggi post-incendio e la conservazione degli ecosistemi. Durante uno studio negli Stati Uniti sud-occidentali, si evidenzia come le fluttuazioni mensili delle precipitazioni e dell'umidità del suolo e l'evapotraspirazione nel sito sono stati i fattori principali della variabilità del microclima; tuttavia, caratteristiche come piccoli arbusti e alberi caduti hanno tamponano la radiazione solare in arrivo, determinando la variazione dei modelli microclimatici su piccole scale spaziali, in questo modo è possibile identificare i luoghi preferenziali (Fig. 6) che promuovono la sopravvivenza delle piantine rinnovate in seguito a disturbi come l'incendio, in un'ottica di futuri sforzi di riforestazione dei boschi (Marsh et al., 2022).





*Fig. 6 Tronco a terra bruciato dal passaggio dell'incendio rappresentando un elemento che costituisce un potenziale sito preferenziale per la rinnovazione naturale, paesaggio incendio Cesane (Fonte: elaborazione propria)*

Nelle foreste di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) del Monte Taigeto (sud della Grecia), è stata riscontrata una minore rinnovazione di pino nei siti bruciaci, che sembra essere correlata alle condizioni dell'habitat locale; inoltre, la competizione con altre specie è un fattore importante che può ridurre la rinnovazione di questa specie, infatti, è stata registrata una limitata rinnovazione in siti altamente ricoperti da erbe, suggerendo che erbe e arbusti hanno un grave impatto negativo sulla sopravvivenza delle piantine, direttamente attribuito alla competizione per le risorse e all'allelopatia o indirettamente alle modifiche ambientali in modo dannoso per il pino nero (*Pinus nigra* Arn.). D'altra parte, la presenza di arbusti può facilitare la rinnovazione dei pini e la sopravvivenza delle piantine. Tuttavia, il modo in cui le specie arbustive potrebbero influenzare la rinnovazione di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) dipende sia dall'identità della specie che dalla capacità degli arbusti di colonizzare nuove aree. La densità di piantine e alberi di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) era maggiore nei microhabitat con rami e tronchi caduti che coprivano la superficie del suolo, nonché in luoghi con ceppi e ostacoli lasciati dai silvicoltori (Christopoulou, 2014).

Infatti, è noto come i detriti legnosi grossolani riducono l'erosione e favoriscono lo sviluppo del suolo, immagazzinando nutrienti e acqua e fornendo una fonte di energia; l'impatto positivo dei detriti legnosi grossolani sembra essere associato alla creazione di "siti sicuri" nel terreno circostante che proteggono le piantine e gli alberi dalle alte temperature e dall'eccessiva perdita di acqua.

Comprendere il ruolo ecologico svolto dal soprassuolo percorso dal fuoco e la complessa strategia di rinnovazione delle piante sono fondamentali per programmare interventi di ripristino ambientale (Notarnicola, 2014). La rinnovazione naturale dopo un incendio è un processo complesso che coinvolge una serie di elementi facilitatori che influenzano il ritmo e la composizione della rinnovazione delle piante; infatti, il mantenimento in bosco di alberi sopravvissuti che fungano da isole verdi per fornire fonti di seme risulta essere una delle attività di gestione forestale da preferire, congiuntamente al mantenimento di tronchi morti a terra che costituiscono un importante sito preferenziale per la ricrescita delle piantine. Tuttavia, la natura ha sviluppato meccanismi per il recupero e la ripresa dopo tali eventi e, gli elementi facilitatori sono componenti chiave di questo processo. Si tratta solitamente di organismi o fattori ambientali che promuovono la colonizzazione e la crescita di nuove piante e la ripresa generale dell'ecosistema. Di seguito vengono identificati alcuni dei possibili elementi facilitatori e il loro ruolo nella rinnovazione naturale post-incendio:

- semi e piante dormienti: questi possono essere attivati dal calore o da sostanze chimiche rilasciate dal fuoco stesso; gli incendi possono aprire i gusci protettivi dei semi o attivare specifici stimoli che permettono loro di germogliare, le piantine dormienti possono risvegliarsi e iniziare a crescere, sfruttando la ridotta competizione e la luce solare.
- Assenza di competizione: l'incendio può rimuovere piante mature e dominanti, riducendo la competizione per le risorse tra le nuove piante che cercano di stabilirsi; questo può consentire alle piante pioniere e alle specie più resistenti al fuoco di avere un vantaggio iniziale.
- Microrganismi benefici: come batteri e funghi che possono contribuire alla decomposizione della materia organica carbonizzata, trasformandola in sostanze nutritive disponibili per le piante in crescita.
- Disturbi di habitat: variazioni nell'habitat, come zone di apertura o di copertura del suolo, che possono favorire specie vegetali e animali specifiche; questa varietà di habitat può promuovere la biodiversità e la successione ecologica (Bovio, 2001).

Dopo incendi estesi e gravi, l'avvio della rinnovazione degli alberi, in particolare per le specie senza specifiche caratteristiche di adattamento al fuoco, può essere difficile. All'interno di ambienti difficili, la presenza di micrositì favorevoli, come quelli forniti dal legno morto, che migliorano le condizioni microclimatiche, è cruciale per il ripristino della copertura forestale e quindi per favorire le dinamiche di recupero. Questo aspetto è stato verificato in uno studio condotto in Valle d'Aosta (comune di Verrayes) all'interno di una foresta di pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) interessata da incendio ad elevata severità, dove è stata rilevata una maggiore probabilità di insediamento di rinnovazione in prossimità del legno morto, confermando il ruolo facilitante del legno morto nella rinnovazione forestale post-incendio (Lingua et al., 2023).

La presenza di legno morto all'interno delle foreste europee, un tempo, era percepita come un elemento negativo e come indicatore di incuria e cattiva gestione, come una potenziale sorgente di patogeni o insetti nocivi e la più frequente indicazione gestionale era la rimozione di questa componente anche all'interno di parchi e di Riserve Naturali. In passato l'intervento consuetudinario era quello di asportare tutto il legno morto con successivo imboschimento artificiale, il cosiddetto *salvage logging*, un'azione di gestione comune che prevedeva la raccolta di alberi bruciati. Di conseguenza una grande quantità di eredità biologica sotto forma di tronchi e altri detriti grossolani veniva rimossa dall'habitat post-incendio, creando un paesaggio più semplificato; rappresentando inoltre un ulteriore disturbo che ritarda ulteriormente la successione vegetale (Hernández-Hernández et al., 2017). Tuttavia, in questi ultimi anni l'utilità e l'efficacia di questa pratica sono state messe fortemente in discussione. Infatti, il legno morto rimasto dopo gli incendi rappresenta un'eredità biologica per la rinnovazione delle foreste e il suo decadimento, è sia causa che conseguenza di un'ampia serie di processi ecologici. La decomposizione del legno, negli ecosistemi mediterranei, suggerisce un processo che fornisce variabilità spaziale nell'ecosistema post-incendio alla scala dei boschi a causa della velocità di variabili di decadimento (Molinas-González, 2017). La presenza di necromassa è quindi passata da indicatore di cattiva gestione a indicatore di gestione sostenibile e di naturalità della foresta. Affinché svolga un ruolo ecologico questa, però, deve avere dimensioni sufficienti a permettere dei tempi di permanenza in foresta adeguati e lo sviluppo di diversi stadi di decomposizione. Nella terminologia anglosassone si è utilizzata la definizione di "detriti legnosi grossolani" o *coarse woody debris* (CWD) e per convenzione si assume che, per essere definiti CWD, questi debbano raggiungere almeno 10-15 cm di diametro. Si possono



individuare tre tipi di necromassa: gli alberi morti in piedi (*snag*), i tronchi a terra (*log*) e le ceppaie (*stump*) (Fig. 7).

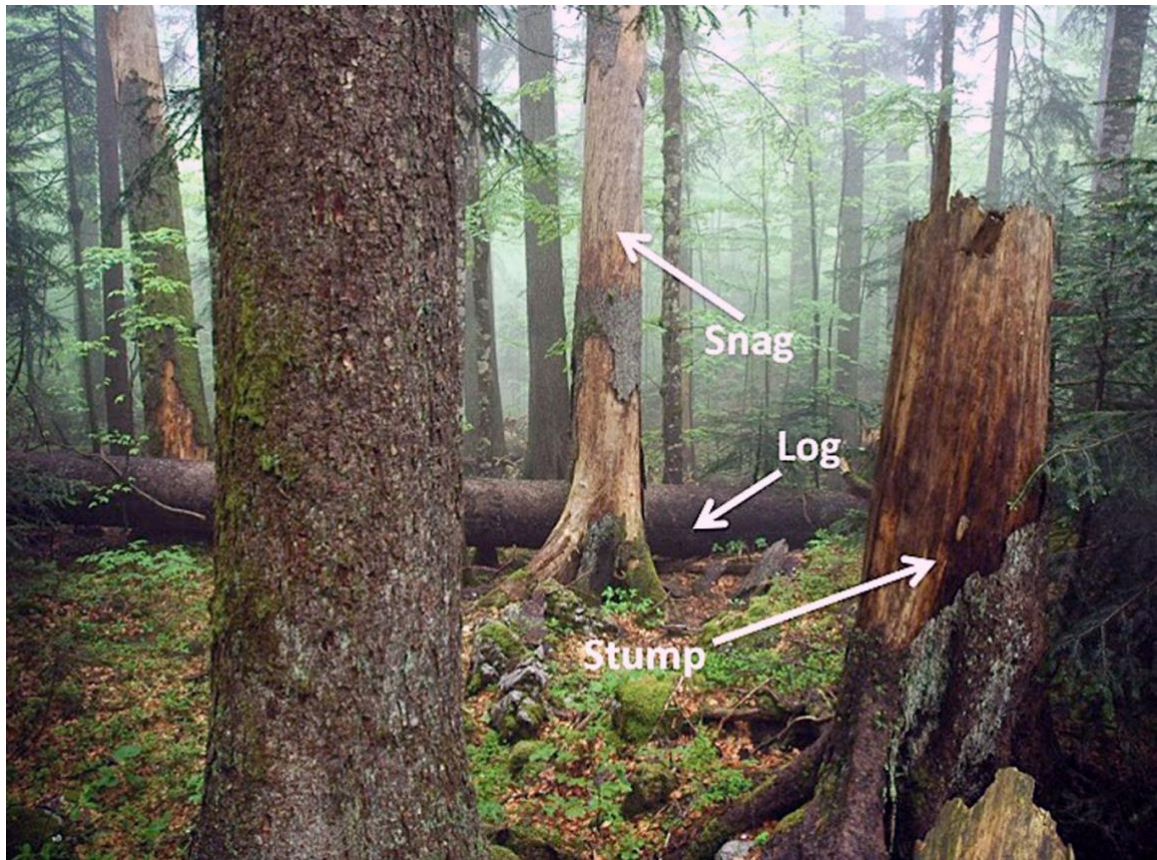


Fig. 7 Elementi di necromassa potenzialmente presenti in bosco: snag, log e stump

Un aspetto che risulta estremamente importante è valutare il ruolo ecologico e strategico dei CWD che favoriscono l'insediamento e la sopravvivenza della rinnovazione, contribuendo alla creazione di micrositii favorevoli alla crescita e aumentando le probabilità di attecchimento delle piantine. In molti ecosistemi forestali la necromassa costituisce il substrato preferenziale di insediamento della ricostituzione forestale e offre alla rinnovazione una posizione privilegiata per avere una maggiore lunghezza della stagione vegetativa, per sfuggire alla competizione con le altre specie erbacee ed arbustive e, attraverso il processo di decomposizione, provvede alle sostanze nutritive necessarie all'accrescimento dei semenzali. Il miglioramento del microsito potrebbe essere anisotropo, quando gli elementi di legno morto migliorano le condizioni del sito solo in una direzione definita, ad esempio protezione come effetto frangivento; oppure isotropo, quando l'agevolazione è fornita in tutte le direzioni. Inoltre, i fattori del sito quali contenuto di umidità, temperatura e tessitura del suolo hanno un'influenza maggiore sulle dinamiche di

rinnovazione rispetto al disboscamento. È stato studiato come la CWD, combinata con altre variabili ambientali, può influenzare sostanzialmente le condizioni dei micro siti e, di conseguenza, l'insediamento e la sopravvivenza della rinnovazione. Gli incendi boschivi lasciano dietro di sé grandi quantità di detriti legnosi morti e alberi in fase di rinnovazione che possono influenzare le future traiettorie dell'ecosistema (Motta, 2020). Infatti, il legno morto risulta essenzialmente importante nella fornitura di micro siti favorevoli alla rinnovazione, aumentando la probabilità di insediamento e sopravvivenza degli alberi e proteggendoli dalla brucatura degli animali selvatici (Marangon et al., 2022).

Nelle aree montane aride colpite da incendi boschivi, rimuovendo il legno morto, il disboscamento riduce il numero di siti sicuri per la rinnovazione, compromettendo ulteriormente il recupero dell'ecosistema. Interventi intermedi quali abbattimento senza sramatura, lasciando legno morto sul terreno, potrebbero essere alternative efficaci, accelerando la dinamica delle cadute da ostacoli e aumentando la disponibilità di micro siti favorevoli (Lingua et al, 2023).

Un altro elemento facilitatore, validamente considerevole è quello della vegetazione arbustiva preesistente, che comporta cambiamenti nelle caratteristiche del microambiente che possono favorire la sopravvivenza e la crescita delle specie del sottobosco. L'effetto facilitante degli arbusti durante la stagione di crescita in ambienti secchi può essere dato da diversi meccanismi interconnessi come l'ombra fornita per proteggere dall'elevata irradiazione e dalle temperature; ma anche in relazione alla maggiore umidità del suolo nei pressi di queste piante e maggiore traspirazione che vanno a migliorare lo stato idrico delle specie di rinnovazione. Un altro aspetto importante è anche la maggiore disponibilità di nutrienti nella rizosfera dovuti sia ad un accumulo di rifiuti sia a causa della maggiore umidità che accelera il ciclo dei nutrienti. Oltretutto, l'insieme di questi processi portano anche ad un miglioramento delle proprietà fisiche e chimiche del suolo (Castro et al., 2002). È importante notare che gli elementi facilitatori interagiscono in modi complessi e variabili a seconda del tipo di ecosistema e delle condizioni specifiche dell'incendio. I trattamenti post-incendio dovrebbero considerare quindi il ruolo ecologico svolto dalla necromassa per favorire l'insediamento e l'accrescimento della rinnovazione.

## 1.5 Obiettivi del lavoro

Questo studio fa parte di un progetto in corso di svolgimento che vede la collaborazione dell'Area Sistemi Forestali del D3A dell'Università Politecnica delle Marche, in qualità di

consulente tecnico-scientifico, con l'Unione Montana Alta Valle del Metauro, in qualità di ente gestore dell'area oggetto di studio, la Foresta Demaniale Regionale delle Cesane (PU). L'obiettivo principale dello studio è quello di analizzare la rinnovazione vegetale post-disturbo all'interno dell'area delle Cesane interessata da incendio boschivo nel luglio 2017, tramite rilievi in campo, utilizzo di dati telerilevati e successive analisi statistiche, informatiche e interpretazione dei dati. Nello specifico, vengono analizzati e confrontati i dati a disposizione e quelli campionati, per comprendere al meglio se vi siano affinità tra la rinnovazione attualmente presente nel soprassuolo e le caratteristiche topografiche dell'area di studio, le quali potrebbero fungere da fattori facilitanti per il ripristino dell'ecosistema; nonché, comprendere il ruolo del microsito nella resilienza del bosco in seguito al passaggio del fuoco. Considerare le dinamiche di ricostituzione della vegetazione forestale post-incendio è essenziale per capire le caratteristiche di successione vegetale e di adattamento alle mutate condizioni ambientali dovute al passaggio del fuoco e al cambiamento climatico in atto.

Lo scopo dello studio è anche quello di fornire elementi utili a potenziali attività di gestione e recupero dell'area incendiata. Di fatto, il ripristino degli ecosistemi forestali post-incendio è indispensabile per mantenere l'integrità ecologica delle foreste e per la sostenibilità dei paesaggi forestali colpiti; poiché l'incidenza degli incendi boschivi ha portato e porta tutt'ora grandi perdite ambientali e socioeconomiche, nonché alla perdita dei servizi ecosistemici forniti dai boschi come la capacità di assorbimento di CO<sub>2</sub>, l'aumento di biodiversità, servizi di regolazione dell'acqua e dissesto idrogeologico e perdita di servizi culturali. Vi è quindi la necessità di aggiornare i vecchi approcci di ripristino e le strategie di gestione relative alla ricostituzione dell'ecosistema in seguito all'incendio, garantendo che incorpori obiettivi ambientali, economici, sociali, culturali e scientifici nella pianificazione.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1 Area di studio

I monti delle Cesane (Fig. 8), tipica struttura anticlinale a nucleo calcareo, rappresentano le estreme propaggini orientali verso il Mare Adriatico della grande dorsale carbonatica Umbro-Marchigiana che, con i rilievi dei Monti Catria e Nerone, costituiscono l'ossatura della nostra provincia (PU). La proprietà regionale delle Cesane è posta a cavallo della Valle del Foglia e del Metauro, compresa tra la quota di 150 m di Fossombrone e 649 m della



Cesana Alta; i versanti sono solcati da numerosi fossi ad elevata pendenza che, ad Ovest, confluiscono direttamente sul fiume Metauro. La foresta si estende su un altopiano tra i comuni di Fossombrone, Urbino e Isola del Piano (Fig. 9) costituendo un verdissimo arco naturale; l'area è attraversata da una strada lungo la quale si incontrano l'ex casa del Corpo Forestale dello Stato, la Baita e l'antico Monastero di Montebello. La foresta delle Cesane, essendo situata in una zona densamente popolata, costituisce un importante polmone verde che ha un notevole interesse dal punto di vista ricreativo, turistico e paesaggistico.

Le Cesane occupano un territorio complessivo di 2.213 ettari dei quali circa 1500 costituiscono la foresta demaniale (Valle del Metauro, 2006).



*Fig. 8 Inquadramento geografico della Foresta Demaniale Regionale delle Cesane (PU)*

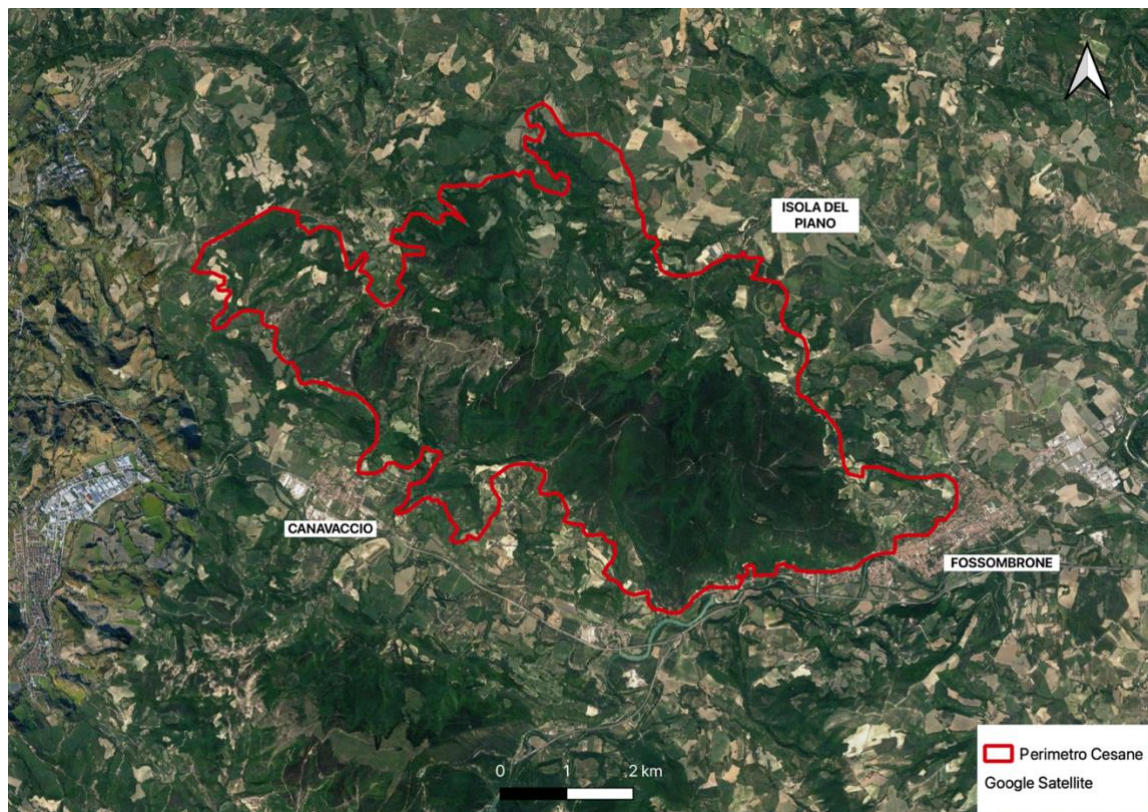


Fig. 9 Perimetro della Foresta Demaniale Regionale delle Cesane (PU)

### 2.1.1 Cenni storici e caratteri vegetazionali

La storia di questa zona è molto particolare, quella che infatti oggi è una foresta demaniale è stata, fino al secolo scorso, una porzione di territorio completamente sfruttato per uso agricolo e notevolmente impoverito, tanto da rendere necessario, nel 1915, un intervento di rimboscimento massiccio, effettuato, a causa delle condizioni del terreno, con specie non tipiche della zona ma ad alta probabilità di attecchimento, prevalentemente con pino nero (*Pinus nigra* Arn.) (Fig. 10). Quest'opera di rimboscimento fu iniziata dai prigionieri di guerra nel periodo del primo conflitto mondiale e successivamente portata avanti dal Demanio Statale.





*Fig. 10 Bosco di pino nero (Pinus nigra Arn.) presso La Baita, Monti delle Cesane*

Il numero di specie arboree utilizzate per il rimboschimento è notevole, tanto che le Cesane costituiscono un “catalogo vivo” di conifere mondiali; accanto a specie locali sono presenti infatti: pini marittimi (*Pinus pinaster*), cipressi comuni (*Cupressus sempervirens* L.), abeti bianchi e rossi (*Abies alba* e *Picea abies* L.), pini d’Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.), cipressi dell’Arizona (*Cupressus arizonica*), cipressi di Lawson (*Chamaecyparis lawsoniana*), cedri dell’Atlante (*Cedrus atlantica*) e persino specie dell’Himalaya come i cedri deodara (*Cedrus deodara*). Queste piantagioni sono state realizzate con lo scopo di formare un terreno protetto per favorire una naturale evoluzione dell’ecosistema che potesse permettere l’insediamento di piante arboree autoctone (lecci, roverelle, ornielli, etc.) così da riportare la foresta ad un aspetto più simile a quello originario. Questo tipo di intervento, replicato poi successivamente fino agli anni ‘50, ha conferito alla zona un aspetto singolare rispetto alle

aree limitrofe e contribuendo a creare un'area particolarmente idonea per la fruibilità di molteplici servizi ecosistemici, come testimoniato dalle numerose attività sportive praticate in loco e dalla presenza di numerosi cercatori di funghi e tartufi.

La foresta demaniale delle Cesane si estende prevalentemente su piano collinare, fascia vegetazionale submediterranea, sottofasce collinare interna e submontana e riveste inoltre una notevole importanza naturalistica per la presenza di piante rare in delimitate zone del territorio, tra queste alcune sono: l'orchidea farfalla (*Anacamptis papilionaceae*) (Fig. 11), il citiso (*Cytisus nigricans*), la elleborina di Mueller (*Epipacris muelleri*), il barbone adriatico (*Himantoglossum adriaticum*), la pipa olandese (*Monotropa hypopitys*), la spigarola violacea (*Melampyrum variegatum*) e la campanula bolognese (*Campanula bononeinsis*) (Valle del Metauro).



Fig. 11 *Orchidea farfalla* (*Anacamptis papilionaceae*)

Oggi, il paesaggio delle Cesane è ancora caratterizzato da una netta prevalenza di pino nero (*Pinus nigra* Arn), in mescolanza con alcune latifoglie autoctone, queste ultime insediate in seguito a disturbi come incendi e schianti da eventi meteorici (neve e vento).

### 2.1.2 Caratteri geomorfologici

Le formazioni geologiche, tipiche dell'intero bacino Umbro-Marchigiano, sono formazioni sedimentarie marine formatesi tra il Triassico superiore e il Quaternario. In particolare, rappresentano un'ampia struttura ad anticlinale, la quale è caratterizzata da facciate prevalentemente calcaree e calcareo-marnose con al nucleo le parti più antiche (Scaglia Bianca e Rossa), mentre, nelle zone più prossimali, ritroviamo strutture giovani come il Bisciario e depositi marnoso-arenaceo.

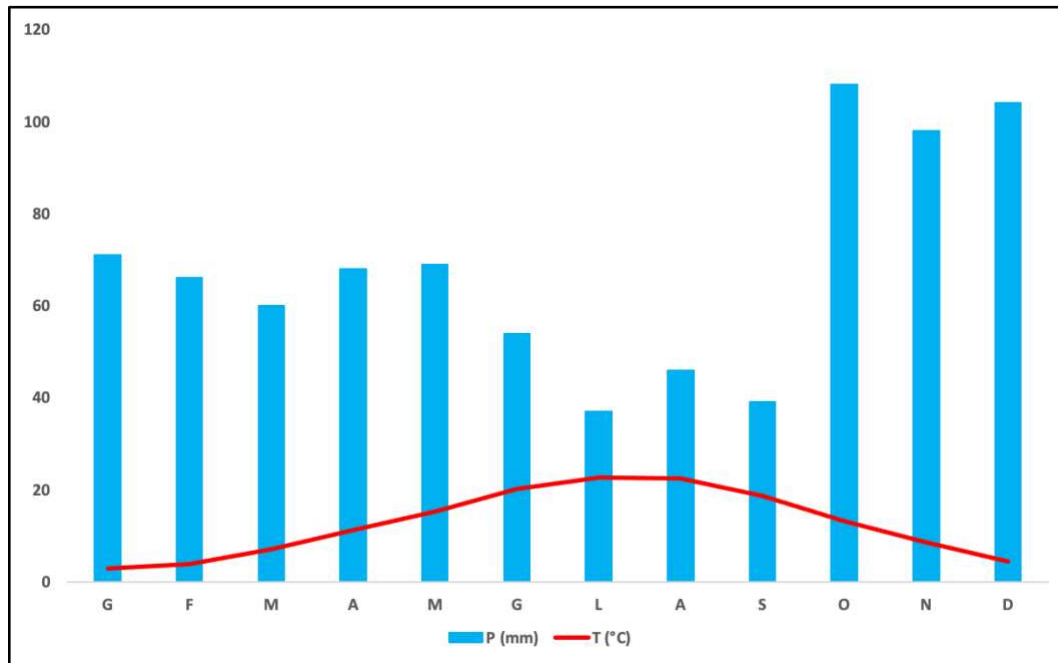
Dal punto di vista geomorfologico l'area si presenta come un vasto rilievo con fianchi più o meno acclivi a seconda dei versanti e dalla cima arrotondata dai fenomeni erosivi. I fianchi sono infatti incisi da numerosi corsi d'acqua aventi prevalentemente carattere torrentizio, mentre a sud, sud-ovest in corrispondenza di Fossombrone, la dorsale è stata erosa dal fiume Metauro (Valle del Metauro, 2006).

### 2.1.3 Caratteri climatici

Dal punto di vista climatico, il territorio delle Cesane può essere inserito nella fascia dei climi della regione Mediterranea interna (microclima caldo temperato), ma per l'influenza degli Appennini, delle correnti balcaniche e dell'Adriatico, la zona è abbastanza eterogenea e più fredda rispetto al versante tirrenico. Infatti, anche la relativa vicinanza con i Balcani e la presenza della barriera degli Appennini, fanno sì che l'area possa risentire delle correnti dall'est Europa provocando una forte presenza, nei boschi, di schianti da vento, per la prevalenza di venti di provenienza orientale (tramontana, grecale, scirocco e libeccio); una maggior continentalità e rigidità del clima rispetto alle zone appenniniche occidentali, determinando forti escursioni termiche giornaliere, periodi di aridità prolungati, intervallati da abbondanti ed improvvise precipitazioni, inoltre, il periodo di gelo è più corto rispetto ai versanti occidentali e sono spesso frequenti gelate tardive. Ciò influenza la presenza, l'abbondanza, la distribuzione, il periodo ed il ritmo vegetativo delle specie vegetali (PGF Unioni Montane "Alta Valle del Metauro" e "Catria e Nerone", 2020).

I dati pluviometrici a disposizione dell'Osservatorio Meteorologico "A. Serpieri" di Urbino riguardano l'archivio storico costituito dagli annuali pubblicati dall'Istituto Idrografico di Bologna per l'intervallo temporale 1921-1989, dove sono riportate le registrazioni di precipitazione di tutte le stazioni della provincia. I dati disponibili e consultabili sul sito dell'Osservatorio sono aggiornati al 2000.

In particolare, prendendo come riferimento la stazione di rilevamento climatica più vicina (Urbino a 451 m s.l.m.), si riscontrano una precipitazione annua totale di 874 mm, una temperatura media annua di 12,5°C e in generale, una buona distribuzione delle precipitazioni durante tutto l'anno (I tipi forestali delle Marche) (Fig. 12).



*Fig. 12 Precipitazioni e temperature medie mensili della stazione di Urbino (Fonte: i Tipi forestali delle Marche)*

Le precipitazioni hanno un regime all'incirca costante, con maggior frequenza nelle stagioni invernali, autunnali e primaverili; la media annua si aggira intorno ai 900-1000 mm di pioggia, i giorni piovosi variano fra 60 e 80 giorni l'anno. I periodi di siccità si registrano invece nei mesi estivi.

L'andamento delle temperature è regolare, con aumento da gennaio a luglio e successiva diminuzione fino a dicembre. Si rileva inoltre un effetto volano del mare, il quale tende a prolungare la stagione estiva verso quella invernale. Questo è tipico delle zone a carattere mediterraneo e singolare nella maggior parte delle stazioni marchigiane.

#### 2.1.4 L'incendio forestale delle Cesane

Il 7 luglio 2017 un incendio si è sviluppato nella Foresta Demaniale delle Cesane (Fig. 13), interessando parte dei comuni di Urbino e Fossombrone.





*Fig. 13 Incendio boschivo nella Foresta Demaniale Regionale delle Cesane, 2017*

Si è trattato di un incendio di chioma, con gravi conseguenze per il soprassuolo, di origine dolosa e sviluppatosi in un campo coltivato di erba medica durante una giornata ventosa, particolarmente seccata e con la vegetazione in probabile stress idrico. Le operazioni di spegnimento, in un periodo storico particolare nel quale le competenze operative sono passate dal Corpo Forestale ai Vigili del Fuoco, sono state poco solerti per alcuni problemi logistici dei mezzi a terra e rese difficoltose dalla morfologia acclive dell'area di innesco. Ciò ha consentito un'indisturbata risalita del fuoco lungo il versante ed un rapido passaggio ai soprassuoli forestali di conifere. L'impiego di un elicottero dei Vigili del Fuoco del Comando di Bologna, dei mezzi di terra della Protezione Civile e dei volontari antincendio boschivo, non sono stati sufficienti a domare l'incendio ed è stato quindi necessario l'intervento di due Canadair della flotta aerea nazionale (Brutti, 2019).

Nei circa 200 ha percorsi dal fuoco la vegetazione è costituita da specie arbustive ed erbacee pioniere e dalle piante di conifere morte in piedi o fortemente danneggiate rimaste a dote del bosco dopo il passaggio del fuoco (Fig. 14). La vegetazione arborea che non ha subito danni è circoscritta all'interno di canali o fossi e nelle aree più riparate dal vento. La rinnovazione di specie arboree, sviluppatasi nei primi due anni è costituita principalmente da latifoglie autoctone (orniello, carpino nero e specie quercine), ma non sufficiente alla ricostituzione della copertura forestale dell'intera zona percorsa dal fuoco (PGF Unioni Montane "Alta Valle del Metauro" e "Catria e Nerone", 2020).



*Fig. 14 Immagine scattata con drone sull'area di studio delle Cesane*

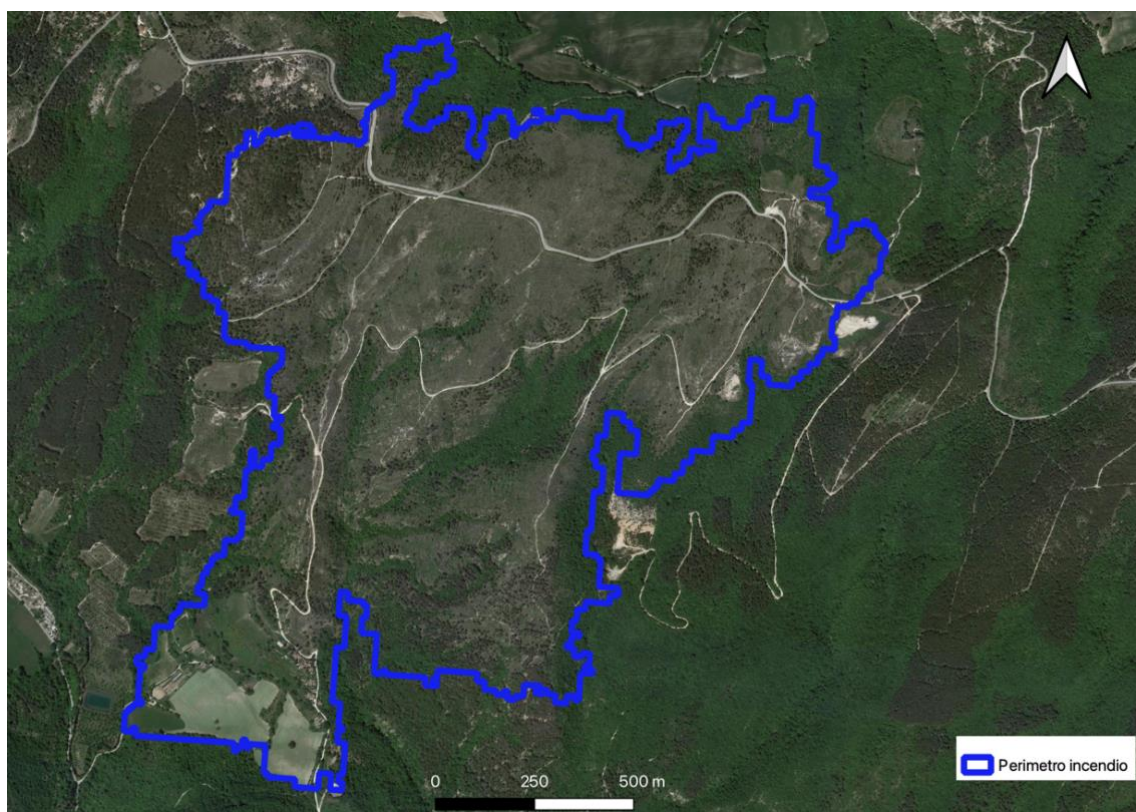
La perimetrazione dell'incendio è stata eseguita in un primo momento dai Carabinieri Forestali nei giorni immediatamente successivi al fuoco tramite rilievo in campo (Fig. 15).



*Fig. 15 Perimetro dell'incendio boschivo eseguito dai Carabinieri Forestali riportato su immagine RGB Sentinel-2 (data 16/10/2019) (Fonte dati: Brutti, 2019)*

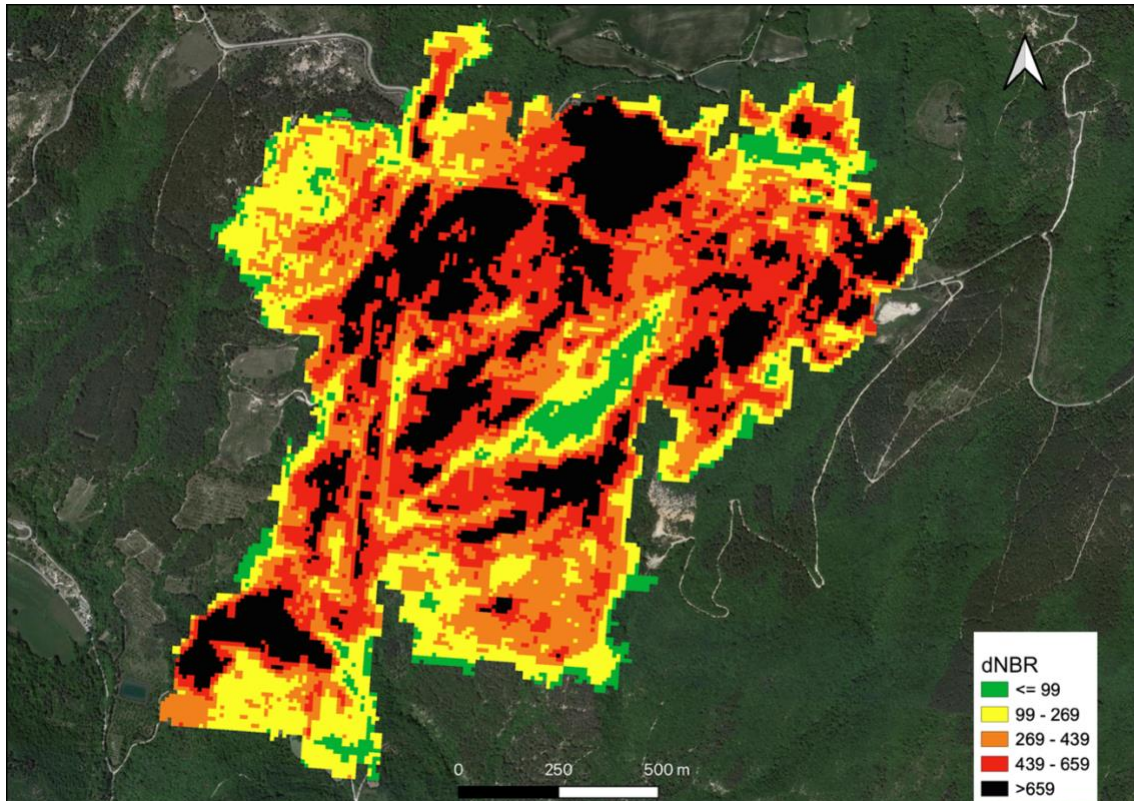


La determinazione del perimetro dell'area incendiata (Brutti, 2019) è stata poi effettuata grazie all'elaborazione delle immagini Sentinel-2 (Fig. 16) con utilizzo del software QGIS. La superficie incendiata comprende 189 ettari totali. Inoltre, questo prodotto è stato di fondamentale importanza per la determinazione dell'area del presente studio.



*Fig. 16 Perimetro dell'incendio delle Cesane rilevato mediante immagini Sentinel-2  
(Fonte: Brutti, 2019)*

Lo studio della severità è stato effettuato con l'utilizzo di immagini multispettrali della missione MSI Sentinel-2 (Brutti, 2019). Di seguito viene rappresentata una mappa delle classi di severità secondo valori già presenti in letteratura (Key & Benson, 2005), che esprimono graficamente gli effetti quali-quantitativi dell'incendio secondo una specifica scala cromatica (Fig. 17) (Brutti, 2019).



*Fig. 17 Carta della severità dell'incendio delle Cesane ottenuta utilizzando dNBR su immagini Sentinel-2 (Fonte: Brutti, 2019)*

La categoria forestale maggiormente colpita dal passaggio del fuoco è quella dei rimboschimenti di conifere (in prevalenza pino nero) dove oltre il 50% della superficie è stato caratterizzato da una severità alta (32,32 ha) e una moderata-alta (37,20 ha) (Brutti, 2019).

#### 2.1.5 Rilievo fotogrammetrico con UAV per la restituzione della microtopografia

Il rilievo fotogrammetrico, effettuato dai tecnici dell'Università di Torino, ha determinato l'utilizzo del drone DJI Phantom 4 con camera RGB (Fig. 18), il quale è stato fatto volare nell'area di studio il giorno 8 marzo 2022. Si tratta di un drone DJI Phantom 4 dotato di una telecamera RGB (*Red-Green-Blue*) integrata, che cattura immagini a colori ad alta risoluzione.





*Fig. 18 Drone DJI Phantom 4 utilizzato per il volo aereo nell'area di studio delle Cesane*

Questo modello non è dotato di GPS integrato perciò è stato necessario predisporre i *Ground Control Points* (GCPs) o punti di controllo terrestre (Fig. 19), ossia punti di riferimento fisici sul terreno con posizioni conosciute e accuratamente misurate; questi permettono di eseguire i rilievi garantendo precisione, accuratezza e georeferenziazione dei dati raccolti e delle mappe create.



*Fig. 19 In basso a destra, posizionamento Ground Control Point (GCP)*

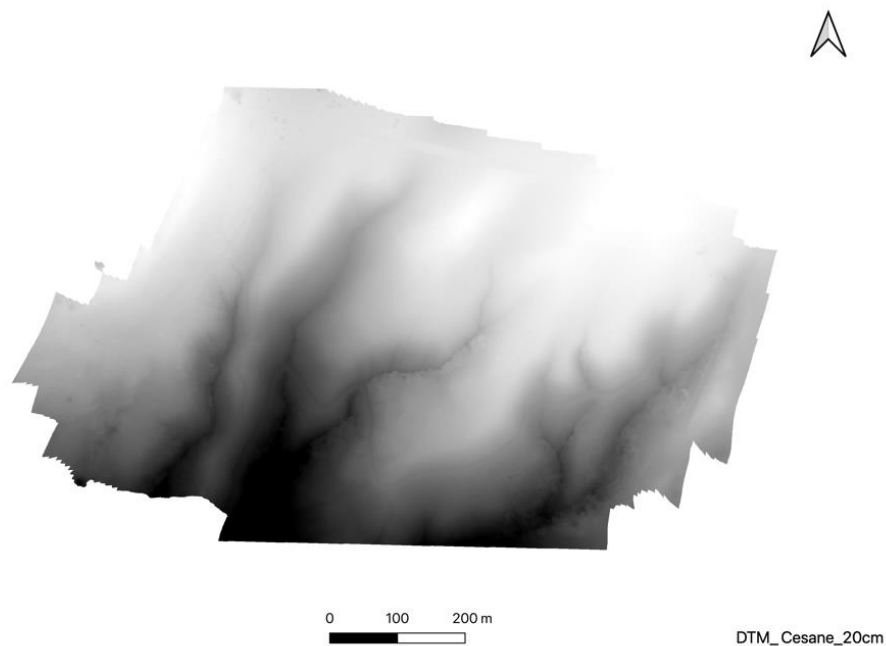
Per effettuare il rilievo, prima di tutto è necessario pianificare il volo del drone in modo strategico, questo include la scelta del percorso di volo, l'altezza di volo, la sovrapposizione delle immagini e altri parametri. La pianificazione accurata è fondamentale per garantire che vengano acquisite immagini di alta qualità e che siano presenti dati sufficienti per la creazione di modelli tridimensionali precisi. Il secondo step è quello dell'acquisizione delle immagini, il drone vola sopra l'area di studio e scatta una serie di immagini aeree ad alta risoluzione; queste immagini vengono catturate da diverse angolazioni e posizioni, in modo da coprire l'intera area e catturare dettagli da diverse prospettive.

Il volo tramite drone ha permesso, in un secondo momento, l'elaborazione dell'ortofoto relativa all'area di intervento, effettuata anch'essa dai tecnici dell'Università di Torino (Fig. 20).



*Fig. 20 Ortofoto dell'area di intervento prodotta tramite fotogrammetria*

Grazie a questo procedimento è possibile quindi ottenere un dettaglio topografico ad alta risoluzione, proprio grazie al rilievo fotogrammetrico effettuato tramite drone che, in seguito a successive elaborazioni, permette di ricostruire il Modello Digitale del Terreno (DTM) (Fig. 21), ossia una rappresentazione dell'elevazione del terreno in ogni punto dell'area mappata utile alla creazione di mappe dettagliate della microtopografia.



*Fig. 21 DTM area di intervento Cesane*



### 2.1.6 Rilievo dei dati di campo

Nell'area di studio delle Cesane è stato effettuato un lavoro di monitoraggio della rinnovazione naturale post-incendio prendendo come riferimento l'individuazione dei possibili fattori facilitanti, accoppiando successivamente i dati presi in campo con quelli telerilevati. L'obiettivo del lavoro è quello di stabilire come la microtopografia (rugosità, pendenza, esposizione, quota, etc.) e altri fattori ambientali (copertura del suolo, distanza da porta-seme, vento dominante, etc.) influiscono sulla densità (N/ha), altezza e composizione specifica della rinnovazione. Il monitoraggio proposto rispecchia i caratteri di quello proposto per altre aree di studio in maniera tale da rendere confrontabili i dati ed avere la possibilità di poterlo replicare altrove con semplicità. I rilievi sulla rinnovazione sono stati svolti nei mesi di marzo e aprile 2023, per un totale di 9 giornate.

Le aree di studio sono state delimitate da:

- alta severità incendio;
- copertura precedente di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) senza adattamento al fuoco (pino nero (*Pinus nigra* Arn.), pino silvestre (*Pinus sylvestris*);
- disponibilità di dati telerilevati (DTM a maglia 1 m);
- estensione sufficiente a contenere almeno 100 plot (considerando anche le zone non accessibili).

La rinnovazione naturale è stata campionata in 72 plot di 6 m di raggio (113 m<sup>2</sup>) distanziati tra loro di almeno 40 m (Fig. 22); sono inoltre stati eliminati i plot che ricadevano anche solo parzialmente su strade/edifici o in luoghi non accessibili in sicurezza e a meno di 50 m dal margine dell'area per la quale sono a disposizione i dati telerilevati.



*Fig. 22 Disposizione casuale dei 72 plot di campionamento (Fonte: elaborazione propria)*

La disposizione dei plot è stata presa in maniera casuale con l'ausilio del software Qgis, tuttavia, è stata utilizzata la mappa della severità dell'incendio per verificare di rappresentare l'intera area di interesse.

Ogni punto campionato è stato raggiunto tramite marcia utilizzando un dispositivo mobile tenendo conto dell'incertezza di circa 5 m per smartphone e GPS palmari; raggiunto il centro del plot, come prima operazione è stata registrata la posizione tramite antenna GPS centimetrica (Fig. 23).



*Fig. 23 Posizionamento ricevitore GNSS in corrispondenza del centroide del plot per la registrazione della posizione con accuratezza centimetrica*

Successivamente si è effettuato il conteggio della rinnovazione, l'operazione ha richiesto la presenza in campo di almeno due operatori dei quali uno, rimane posizionato al centro del plot, nei pressi del ricevitore GNSS, tenendo un'estremità della cordella metrica, mentre l'altro, tenendo la cordella metrica, ha raggiunto la distanza di 6 m dal centro girando attorno al rilevatore centrale (Fig. 24).





*Fig. 24 Delimitazione con cordella metrica dell'area di saggio di raggio 6 m*

In questo modo ogni operatore ha la possibilità di valutare la rinnovazione a massimo di 3 m da sé stesso. Nel caso di rinnovazione particolarmente fitta e piante equidistanti dai due operatori, ci si è accordati in maniera tale da non riportare doppi conteggi delle piante. Questo metodo, con distanza fissa in campo, non tiene conto della superficie geometrica del plot (area proiettata), in ogni caso è possibile correggere il dato di campo per la pendenza (acquisita tramite GIS), sebbene tale correzione abbia senso solo in caso di forti pendenze. Nei 72 plot sono stati campionati i dati della rinnovazione gamica, quindi insediatasi via seme dopo l'incendio e presumibilmente influenzata dai fattori topografici (Fig. 25). Durante le operazioni di analisi della rinnovazione sono state campionate e registrate sia latifoglie che conifere in modo da valutare un possibile cambiamento di specie prevalente post-incendio.



*Fig. 25 Esempio di un plot all'interno del quale è stata campionata la rinnovazione naturale post-incendio*

La determinazione dell'origine gamica o agamica per le latifoglie è risultata semplice nei casi in cui erano presenti piante isolate o in gruppo, nel caso in cui non risultava facile determinarlo si è considerata l'origine agamica così da non aumentare artificialmente il numero delle latifoglie da seme. I dati rilevati sono elencati nella seguente Tabella 2.

DATI DI CAMPO			
RINNOVAZIONE	COPERTURA DEL SUOLO	ELEMENTI FACILITATORI	NECROMASSA
Specie	Fanerofite	Tronchi a terra (diametro > 10cm; lunghezza > 1m)	FWD (diametro < 10cm o lunghezza < 1m)
Abbondanza	<u>Camfite</u>	Tronchi in piedi (h > 1m; diametro > 10cm)	Rami
Altezza	<u>Terofite</u>	Elementi geomorfologici evidenti (buche > 50cm profondità; massi > 50cm h)	Corteccia
Riproduzione vegetativa	<u>Necromassa</u>		
	Lettiera		
	Suolo nudo		
	Roccia madre		

Tab. 2 Dati rilevati in campo

L'altezza delle piante è stata rilevata "tal quale" ossia come la distanza verticale dalla gemma viva più alta di ogni pianta dal suolo, senza raddrizzare la pianta (nel caso in cui si sviluppava in orizzontale) ed escludendo eventuali cormi secondari partenti dallo stesso tronco. In presenza di ceppaie con più polloni, sono stati considerati individui distinti quelli partenti dalla base della ceppaia, o comunque che potenzialmente potessero creare individui separati una volta raggiunta la maturità. Non è stata considerata nessuna soglia inferiore di altezza, fermo restando che la misurazione è stata presa per centimetri interi. Durante il conteggio della rinnovazione sono stati misurati solamente gli individui vivi, a prescindere dal loro stato di salute, che, in casi particolari, è stato riportato nelle note, escludendo quindi tutti gli individui visibilmente secchi. Nel caso di rilievi dopo l'apertura delle gemme, sono state riportate solo le altezze della pianta sulla parte lignificata, escludendo quindi l'altezza sviluppata nell'anno in corso. Terminato il campionamento della rinnovazione naturale all'interno del plot si è proseguiti con una stima % di copertura del suolo. La somma della copertura di ogni classe darà il 100 % di copertura per ogni plot.

Successivamente si è passati all'individuazione e misurazione di elementi facilitatori.

Infine, è stata conteggiata la necromassa, esclusa quella già campionata nella copertura del suolo (coni e foglie), dando una stima della quantità in metro stereo.



In presenza di brucamento sulle piantine campionate, l'informazione è stata segnalata per ogni plot come fattori di disturbo alla crescita ed area caratterizzata da una maggiore facilità di accesso agli erbivori.

Dopo il campionamento delle prime due aree di studio è stato stimato un tempo necessario di rilevazione della rinnovazione tra 15 e 60 minuti per ogni plot, con una media di 30 minuti. I tempi stimati sono stati calcolati tenendo in considerazione anche gli spostamenti tra plot che hanno richiesto in media 5 minuti di cammino con distanza di circa 50 m, considerando le difficoltà dovute alla pendenza o alla presenza di ostacoli rappresentati dagli schianti.

La distanza dei plot, e quindi della rinnovazione, dalle porta-seme (Fig. 26) è stata valutata nelle successive elaborazioni dei dati tramite analisi su GIS.



*Fig. 26 Distanza dei plot (punti in giallo) dalle piante porta-seme (bosco vivo a sinistra)*

La scelta del periodo di rilevamento è stata dettata dalla possibilità di individuare facilmente la rinnovazione prima che le piante erbacee annuali potessero ostacolarne l'individuazione. La copertura al suolo fornita dagli arbusti è stata stimata anche se i rami risultavano spogli, così come l'assenza di foglie sulla rinnovazione arborea non ha complicato l'identificazione delle specie.

I dati raccolti in campo relativi alla rinnovazione naturale sono stati registrati all'interno dell'applicazione per smartphone "ODK" per velocizzare le operazioni sia in campo che di successiva elaborazione. ODK (*Open Data Kit*) è un'applicazione open-source utilizzata per

la raccolta di dati mediante dispositivi mobili come smartphone o tablet. In generale, è versatile e potente e semplifica il processo di raccolta dati sul campo, consentendo ai ricercatori, agli operatori sul campo e alle organizzazioni di raccogliere informazioni in modo rapido, preciso ed efficiente, facilitando il monitoraggio e l'analisi dei dati per prendere decisioni informate.

Il monitoraggio della rinnovazione naturale post-incendio è una parte cruciale della gestione delle risorse naturali e dell'ambiente, fornisce informazioni chiave per adottare misure appropriate di conservazione, protezione e ripristino degli ecosistemi colpiti dagli incendi. I dati raccolti sono stati usati per un'analisi di regressione dove la presenza di rinnovazione è spiegata da elementi micro-topografici (pendenza, esposizione, indici topografici a scala metrica), vicinanza da porta-seme (sia al margine dell'incendio, che individui sopravvissuti all'interno dell'incendio) ed elementi facilitatori (tronchi, ecc.). Le analisi sono state condotte sia per la rinnovazione nel suo complesso, sia suddividendo in latifoglie e conifere, rinnovazione gamica e agamica e per singola specie (*Pinus nigra* Arn.).

### 2.1.7 Analisi dei dati di campo

In seguito alla raccolta dati in campo si è proceduto alle analisi statistiche in ufficio per comprendere la presenza/assenza di relazioni tra la rinnovazione naturale presente, gli elementi topografici di maggiore interesse e la severità dell'incendio estrapolata grazie al dNBR. I dati sono stati raccolti all'interno di una matrice suddividendo la parte relativa alla topografia, alla severità incendio (dNBR), alla rinnovazione naturale, alla necromassa e alla copertura del suolo.

È stata inizialmente identificata la copertura del suolo prevalente per ogni area di saggio, per poi calcolare il numero totale di piante rilevate e le relative specie, individuando quindi la composizione specifica delle comunità vegetali in rinnovazione.

Successivamente sono state effettuate le analisi statistiche quali test ANOVA e all'occorrenza TUKEY TEST (Fig. 27) per i soli valori di densità di rinnovazione totale, densità di rinnovazione gamica e densità di rinnovazione agamica. L'analisi di varianza ad un fattore è stata calcolata per le seguenti caratteristiche topografiche: quota, dNBR, minima distanza dal bosco, *Heat Load Index* (HLI), ossia l'indice di carico termico che misura la diretta radiazione incidente calcolata dal DTM, *Topographic Position Index* (TPI), l'indice di posizione topografica che aiuta a distinguere caratteristiche topografiche come la sommità

di una collina, il fondovalle, un crinale esposto, calcolato tramite il confronto dell'elevazione di ciascun pixel con i vicini circostanti, e infine *Topographic Roughness Index* (TRI), per determinare l'asperità del terreno. Questi dati topografici sono stati identificati grazie all'utilizzo del QGIS, tuttavia, quota, HLI, TPI e TRI non sono risultati significativi nel fornire informazioni che potessero spiegare la presenza o meno della rinnovazione naturale in determinate aree del soprassuolo.

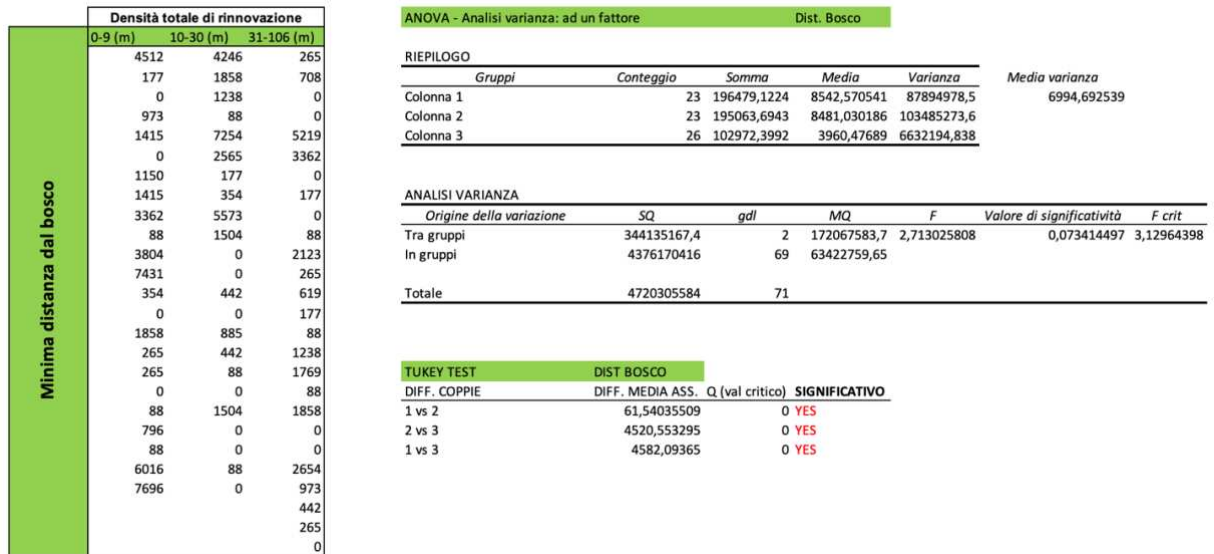


Fig. 27 Esempio di ANOVA e TUKEY test effettuate per lo studio dei dati di campo  
(Screenshot d'esempio delle analisi effettuate)

### Densità di rinnovazione

Per le analisi statistiche, in relazione al parametro di distanza minima dal bosco, è stata suddivisa la densità di rinnovazione in tre differenti classi in maniera tale da avere per ogni classe un numero di campioni preferibilmente uguali così da poter effettuare le analisi statistiche in maniera affidabile. Le classi 1 e 2 presentano un numero di campioni uguale a 23 mentre la classe 3 è costituita da 26 campioni, per un totale di 72 campioni, rappresentanti il numero complessivo delle aree di saggio sottoposte a rilevamento in campo. Per integrare questo dato è stata poi realizzata una *heatmap*, ossia una mappa di calore; si tratta di una rappresentazione grafica dei dati dove i singoli valori ottenuti in una matrice vengono rappresentati da colori che presentano una variazione in termini di intensità. Questa mappa offre segnali visivi al lettore per rendere subito chiaro il verificarsi del fenomeno rappresentato. In questo caso, colori più intensi rappresentano una maggiore densità di rinnovazione naturale e colori meno intensi valori di rinnovazione più bassi. Un altro aspetto

interessante è stato quello di analizzare come si è comportata la rinnovazione naturale, sempre in termini di densità, ma, in questo caso distinguendo tra rinnovazione gamica e agamica, per questo sono stati realizzati dei grafici a dispersione per individuare e confrontare i trend principali.

Un aspetto caratteristico è stato anche quello di analizzare dove la densità di rinnovazione naturale si è maggiormente localizzata, suddividendola in questo caso, tra conifere e latifoglie, rappresentata tramite *heatmap*.

Un ulteriore parametro che ha permesso di spiegare dove il recupero della vegetazione ha trovato le migliori condizioni di crescita è la classe di severità dell'incendio. Per una più chiara comprensione visiva dell'analisi oggetto di studio viene di seguito illustrata una mappa (Fig. 28) rappresentante le classi di severità dell'incendio, derivate dall'indice dNBR, e le relative aree di saggio che ricadono all'interno di queste classi. È immediatamente possibile individuare come la maggior parte delle aree di campionamento si trovano in zone con alti livelli di severità. In merito alle successive analisi statistiche, la densità di rinnovazione di ogni area di saggio è stata suddivisa in due differenti classi di severità, facendo riferimento ai valori già presenti in letteratura e raffigurate tramite boxplot.

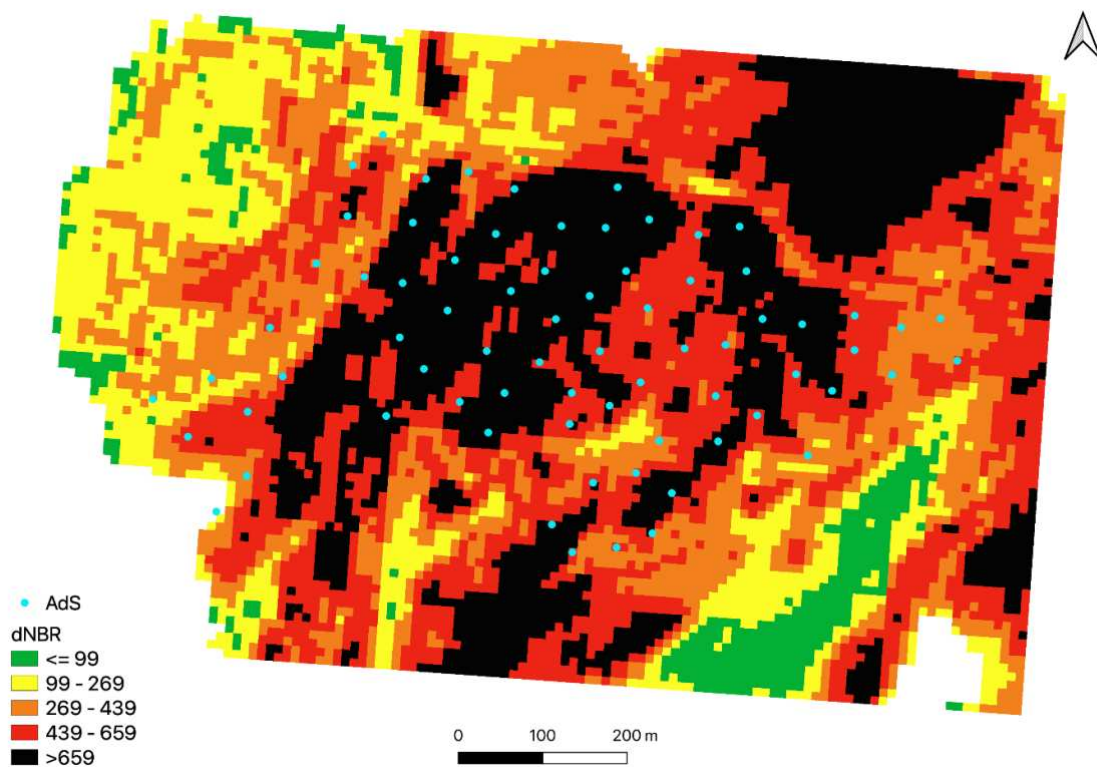


Fig. 28 Mappa delle classi di severità dell'incendio in trasparenza e localizzazione delle 72 aree di saggio

La classe 1 rappresenta campioni con valori di dNBR minori uguali a 659, costituita da 39 campioni e la classe 2 con valori di dNBR maggiori di 659, rappresentata da 33 campioni.

#### *Altezza di rinnovazione*

Un ulteriore dato analizzato è quello relativo alle altezze delle piante campionate, le quali sono state confrontate, tramite grafici a dispersione, con i seguenti parametri topografici: quota, dNBR e distanza dal bosco; anche qui, per trovare delle valide motivazioni che potessero spiegare il comportamento di ricostituzione della vegetazione. Per implementare queste analisi sono state realizzate le corrispettive *heatmap* per identificare la localizzazione delle piante di conifere e latifoglie che presentano i maggiori valori di altezza media, distinguibili nella mappa dalla maggiore intensità di colore.

#### *Necromassa*

Infine, durante il campionamento della rinnovazione vegetale sono stati rilevati e misurati tutti gli elementi di necromassa ricadenti all'interno delle aree di saggio, da questi è stato stimato il volume in m<sup>3</sup>/ha. Successivamente è stata realizzata una *heatmap* per comprendere al meglio la distribuzione e l'intensità di volume di necromassa rilevata.

### 3 Risultati e discussione

#### 3.1 Analisi della copertura del suolo rilevata all'interno dei plot

Di seguito si riporta la matrice contenente i dati rilevati in campo e utilizzati per l'interpretazione dei risultati (Fig. 29 e Fig. 30).



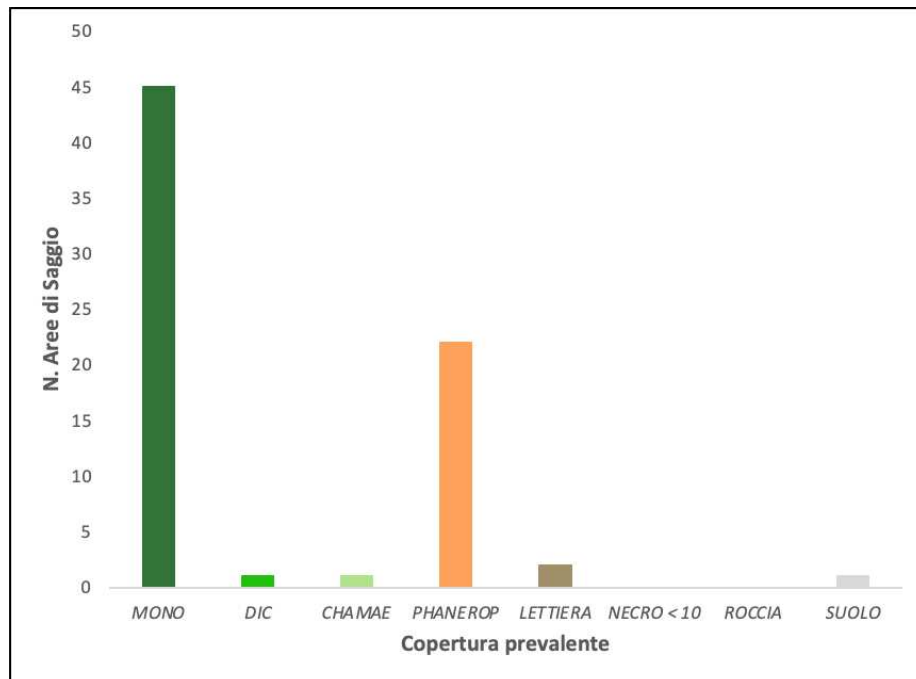
AdS	TOPOGRAFIA				SEVERITA'	RINNOVAZIONE									
	QUOTA	HLI	TRI	TPI		SENTINEL	Pin. (n°)	Min. Dist. B. (m)	H Pin. (cm)	H Lat. (cm)	H Con. (cm)	H m TOT (cm)	D Pin. (N/ha)	D Con. (N/ha)	D Lat. (N/ha)
1	441	0,504	0,128	0,00014	955			34	25		25		88,5	88,5	176,9
2	453	0,504	0,089	0,00022	774			17	211	60	205		265,4	6546,4	6811,7
3	453	0,491	0,117	-0,00034	405			3	218	29	183		1327,0	5838,6	7165,6
4	450	0,509	0,082	-0,00022	707			8	230		230		0,0	9023,4	9023,4
5	456	0,492	0,206	0,00006	236	22		0	51,8	70	34,5	50	1946,2	3980,9	3184,7
6	460	0,496	0,117	0,00023	347			9	166	33	47		37420,4	4511,7	41932,1
7	457	0,490	0,095	-0,00033	726			14	225	66	84,5		23620,0	2565,5	26185,4
8	452	0,491	0,090	-0,00018	390			14	133	34	58		7342,5	2300,1	9642,6
9	447	0,509	0,132	0,00022	468			18	216	56	56		39720,5	88,5	39808,9
10	437	0,497	0,165	0,00011	288			4	100	28	32		4423,2	265,4	4688,6
11	424	0,500	0,182	-0,00045	566			4	181	65	76		9908,0	1503,9	11411,9
12	408	0,506	0,146	-0,00027	402			1	37	61,5	57		619,2	265,4	884,6
13	431	0,506	0,220	0,00015	581	7		11	8,1	12	8	12	619,2	884,6	16896,7
14	437	0,498	0,168	0,00009	513			5	206	48	160		1857,7	4511,7	6369,4
15	443	0,507	0,234	-0,00039	486			18	87	56	56		29016,3	265,4	29281,7
16	444	0,501	0,135	-0,00054	1018			32	263	74	175		4954,0	5750,2	10704,2
17	438	0,487	0,206	0,00008	887			51	230	41	211		88,5	796,2	884,6
18	455	0,500	0,074	0,00005	1134			46	210	83	206		176,9	5838,6	6015,6
19	456	0,500	0,154	0,00031	1319			78	233		233		0,0	4954,0	4954,0
20	457	0,483	0,125	0,00005	1244			31	299	91	285		265,4	3715,5	3980,9
21	454	0,501	0,094	-0,00024	475			5	266		266		0,0	7696,4	7696,4
22	464	0,499	0,111	0,00036	854			29	105		105		0,0	88,5	88,5
23	463	0,494	0,118	-0,00015	1192			39	69	41	42		2034,7	88,5	2123,1
24	459	0,489	0,091	-0,00022	577			16	201	70,5	196		176,9	4600,1	4777,1
25	459	0,502	0,088	0,00003	1049			59	52		52		1769,3	0,0	1769,3
26	460	0,489	0,074	-0,00029	870			78			43	43	2653,9	0,0	2653,9
27	455	0,500	0,081	-0,00039	593			12	156	50	96		2653,9	0,0	2653,9
28	451	0,498	0,125	-0,00001	547			4	225		225		0,0	12119,6	12119,6
29	450	0,485	0,123	-0,00005	527			2	148		148		0,0	2830,9	2830,9
30	445	0,492	0,208	-0,00005	871			53	191	53	185		265,4	5130,9	5396,3
31	441	0,503	0,189	-0,00028	695			91	241		241		0,0	5661,7	5661,7
32	441	0,497	0,211	-0,00055	709			83	251	69	214		884,6	3450,1	4334,7
33	457	0,503	0,207	0,00243	356			0	46,5		46,5		0,0	176,9	176,9
34	459	0,496	0,135	0,00001	361			13	105	28	102		176,9	4069,4	4246,3
35	462	0,500	0,097	0,00007	578			31	147	55	140		265,4	2211,6	2477,0
36	459	0,502	0,124	0,00042	584			8	237	44	217		707,7	5219,4	5927,1
37	460	0,513	0,099	-0,00001	1022			74	208	47	167		1857,7	5484,8	7342,5
38	462	0,497	0,089	0,00008	1099			83	203	43	194		353,9	5661,7	6015,6
39	456	0,498	0,130	-0,00017	477			32	239	68	164		3361,6	4334,7	7696,4
40	454	0,504	0,123	-0,00028	539			23	162	53,5	150		353,9	2919,3	3273,2
41	448	0,492	0,176	0,00053	619			23	216		216		0,0	2742,4	2742,4
42	455	0,486	0,111	0,00005	529			42	255		255		0,0	2919,3	2919,3
43	456	0,503	0,117	0,00027	719			35	230		230		0,0	7431,0	7431,0
44	441	0,509	0,261	-0,00057	371			3	180	31	112		4688,6	5573,2	10261,9
45	435	0,502	0,199	-0,00019	477			2	152		152		0,0	4688,6	4688,6
46	443	0,483	0,329	0,00026	853			22	206		206		0,0	2477,0	2477,0
47	441	0,504	0,184	-0,00008	397			13	223		223		0,0	5661,7	5661,7
48	435	0,491	0,177	-0,00012	463			26	244		244		0,0	6369,4	6369,4
49	424	0,514	0,128	0,00011	599			25	325		325		0,0	3892,4	3892,4
50	415	0,493	0,138	0,00131	689			25	291		291		0,0	2300,1	2300,1
51	440	0,505	0,188	-0,00022	873			35	277		277		0,0	1680,8	1680,8
52	423	0,510	0,252	-0,00035	790			71	213	34	206		88,5	2388,5	2477,0
53	399	0,505	0,322	0,00022	792			4					0,0	0,0	0,0
54	398	0,484	0,392	0,00007	841			18	208		208		0,0	353,9	353,9
55	405	0,529	0,279	0,00044	922			31	136,5		136,5		0,0	707,7	707,7
56	404	0,506	0,318	-0,00029	643			33	215		215		0,0	619,2	619,2
57	419	0,504	0,233	0,00029	864			76	186		186		0,0	3096,2	3096,2
58	424	0,486	0,211	-0,00029	1143			26	211		211		0,0	5130,9	5130,9
59	438	0,495	0,117	0,00005	648			30	218		218		0,0	6900,2	6900,2
60	425	0,508	0,232	-0,00035	830			106	142		142		0,0	3538,6	3538,6
61	440	0,493	0,243	0,00052	561			8	227		227		0,0	5219,4	5219,4
62	412	0,475	0,230	-0,00002	648			6	212		212		0,0	3007,8	3007,8
63	433	0,510	0,323	0,00012	707			7	178		178		0,0	4600,1	4600,1
64	446	0,500	0,284	0,00039	881			31	212		212		0,0	4954,0	4954,0
65	439	0,494	0,142	-0,00007	305			3	259	29	259		88,5	29104,7	29193,2
66	400	0,493	0,206	0,00040	220			0	242		242		0,0	10704,2	10704,2
67	434	0,504	0,319	-0,00021	663	1		9	18	51	23,5	26	88,5	7165,6	796,2
68	425	0,505	0,349	0,00032	384	1		1	7	55	7	53	88,5	88,5	3361,6
69	424	0,502	0,286	0,00032	592			26					0,0	0,0	0,0
70	416	0,533	0,283	-0,00009	446			22		133		133	0,0	6900,2	6900,2
71	414	0,514	0,285	-0,00004	593			42		133		133	0,0	3361,6	3361,6
72	426	0,497	0,337	-0,00017	889			18		141		141	0,0	7784,9	7784,9

Fig. 29 Matrice rappresentativa dei dati di topografia, severità incendio e rinnovazione utilizzati per le analisi

AdS	NECROMASSA	COPERTURA							
	VOL m3/ha	% MONO	% DIC	% CHAM	% PHAN	% LETTIERA	NECRO < 10	ROCCIA	SUOLO
1	0	30%	10%	15%	35%	0%	5%	0%	5%
2	0,1	90%	0%	0%	0%	0%	10%	0%	0%
3	0,04	90%	0%	10%	0%	0%	0%	0%	0%
4	0,03	35%	50%	0%	0%	0%	10%	5%	0%
5	0,01	20%	10%	5%	5%	20%	20%	0%	20%
6	0,01	80%	0%	0%	0%	0%	10%	5%	5%
7	0,02	90%	5%	0%	0%	0%	5%	0%	0%
8	0,03	60%	20%	5%	5%	0%	0%	10%	0%
9	0,08	85%	5%	5%	5%	0%	0%	0%	0%
10	0,03	25%	15%	5%	45%	0%	10%	0%	0%
11	0,01	30%	0%	0%	60%	0%	10%	0%	0%
12	0,04	45%	0%	0%	45%	0%	10%	0%	0%
13	0	25%	0%	0%	10%	60%	5%	0%	0%
14	0,04	25%	10%	0%	55%	0%	5%	5%	0%
15	0,05	40%	0%	0%	50%	0%	10%	0%	0%
16	0,04	20%	0%	0%	60%	0%	15%	0%	5%
17	0	15%	0%	0%	65%	0%	0%	20%	0%
18	0,12	20%	0%	0%	70%	0%	10%	0%	0%
19	0,09	85%	0%	5%	5%	0%	5%	0%	0%
20	0,12	45%	0%	0%	45%	0%	10%	0%	0%
21	0,07	80%	5%	0%	10%	0%	5%	0%	0%
22	0,14	65%	0%	0%	30%	0%	5%	0%	0%
23	0,04	55%	0%	5%	25%	0%	5%	0%	10%
24	0,05	70%	0%	0%	15%	0%	10%	5%	0%
25	0,05	40%	25%	25%	5%	0%	0%	0%	5%
26	0,03	90%	0%	0%	5%	0%	5%	0%	0%
27	0,09	65%	5%	15%	5%	0%	10%	0%	0%
28	0,04	95%	0%	5%	0%	0%	0%	0%	0%
29	0,06	50%	10%	5%	20%	0%	10%	5%	0%
30	0,05	45%	0%	10%	35%	0%	10%	0%	0%
31	0,1	65%	0%	0%	15%	0%	20%	0%	0%
32	0,13	90%	0%	0%	10%	0%	0%	0%	0%
33	0,08	80%	0%	0%	20%	0%	0%	0%	0%
34	0	80%	0%	0%	10%	5%	0%	5%	0%
35	0,11	90%	0%	0%	5%	0%	5%	0%	0%
36	0,06	95%	0%	0%	0%	0%	5%	0%	0%
37	0,06	45%	5%	0%	50%	0%	0%	0%	0%
38	0,09	95%	0%	0%	0%	0%	5%	0%	0%
39	0,08	50%	5%	0%	40%	0%	5%	0%	0%
40	0,14	80%	0%	0%	10%	0%	5%	0%	0%
41	0,06	90%	0%	0%	5%	0%	5%	0%	0%
42	0,08	75%	0%	0%	15%	0%	10%	0%	0%
43	0,09	75%	5%	0%	10%	0%	10%	0%	0%
44	0,03	40%	5%	5%	45%	0%	5%	0%	0%
45	0	50%	0%	0%	50%	0%	0%	0%	0%
46	0	70%	10%	10%	0%	0%	0%	5%	5%
47	0,04	30%	0%	0%	65%	0%	5%	0%	0%
48	0,09	75%	0%	0%	20%	0%	5%	0%	0%
49	0,03	20%	0%	0%	70%	0%	10%	0%	0%
50	0,12	25%	5%	0%	55%	0%	10%	0%	5%
51	0,07	85%	0%	0%	10%	0%	5%	0%	0%
52	0,1	80%	5%	5%	0%	0%	10%	0%	0%
53	0	15%	10%	15%	0%	0%	0%	0%	60%
54	0	75%	0%	5%	5%	0%	0%	5%	10%
55	0,02	5%	10%	15%	50%	0%	0%	5%	15%
56	0,09	70%	0%	5%	5%	0%	5%	0%	15%
57	0,09	70%	5%	5%	15%	0%	5%	0%	0%
58	0,08	95%	0%	0%	0%	0%	5%	0%	0%
59	0	5%	0%	0%	95%	0%	0%	0%	0%
60	0,03	20%	0%	60%	0%	0%	0%	5%	15%
61	0,05	80%	0%	5%	15%	0%	0%	0%	0%
62	0,06	35%	0%	0%	65%	0%	0%	0%	0%
63	0	55%	0%	10%	35%	0%	0%	0%	0%
64	0	25%	0%	5%	65%	0%	0%	0%	5%
65	0,05	15%	0%	0%	80%	0%	0%	0%	5%
66	0,06	5%	0%	0%	90%	0%	5%	0%	0%
67	0	20%	10%	5%	0%	50%	5%	0%	10%
68	0	55%	0%	5%	30%	5%	0%	0%	5%
69	0,07	45%	0%	0%	35%	0%	15%	0%	5%
70	0,07	20%	0%	5%	60%	0%	10%	0%	5%
71	0,08	60%	5%	5%	10%	0%	20%	0%	0%
72	0,02	30%	15%	5%	30%	0%	10%	0%	10%

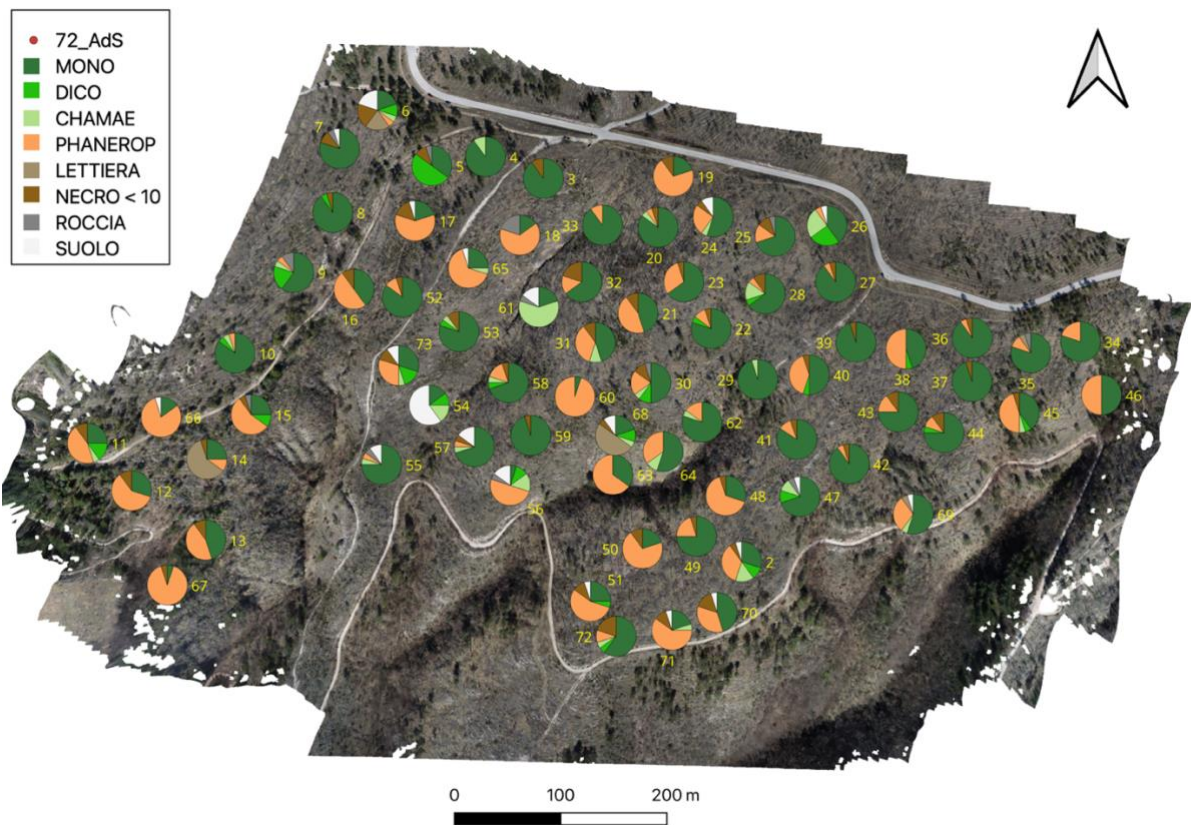
Fig. 30 Matrice rappresentativa dei dati di necromassa e copertura del suolo utilizzati per le analisi

All'interno dell'area di intervento è risultata una prevalenza totale di monocotiledoni seguita da fanerofite (Fig. 31).



*Fig. 31 Copertura del suolo prevalente di ogni AdS (Fonte: elaborazione propria)*

Di seguito è stata prodotta una mappa che permettesse di individuare le percentuali di copertura del suolo stimate caratteristiche di ognuna delle 72 aree di saggio (Fig. 32).



*Fig. 32 Mappa della copertura del suolo tramite grafici a torta caratteristica di ogni area di saggio campionata (Fonte: elaborazione propria)*

In totale sono state campionate un numero pari a 5656 piante appartenenti a 13 differenti specie (Tab. 3):

<b>SPECIE</b>	<b>N. PIANTE</b>
<i>Abies cephalonica</i> L.	1
<i>Acer opalus</i> Mill.	5
<i>Cupressus arizonica</i> E. Greene	1920
<i>Fraxinus ornus</i> L.	2385
<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	672
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	287
<i>Pinus nigra</i> Arn.	31
<i>Populus alba</i> L.	5
<i>Populus nigra</i> L.	2
<i>Pyracantha coccinea</i> M. Roem	1
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	345
<i>Salix caprea</i> L.	1
<i>Sorbus aria</i> L.	1
<b>TOTALE</b>	<b>5656</b>

Tab. 3 Elenco delle specie arboree della rinnovazione presente e relativa abbondanza

La maggior parte di queste appartengono alla specie frassino (*Fraxinus ornus* L.) (42%), seguita da cipresso dell'Arizona (*Cupressus arizonica*) (34%) e carpino nero (*Ostrya carpinifolia* Scop.) (12%) (Fig. 33); registrando una quasi totale assenza di rinnovazione della specie di pino nero (*Pinus nigra* Arn.), con solamente 31 individui registrati, che, precedentemente all'incendio, popolava il suddetto soprassuolo.

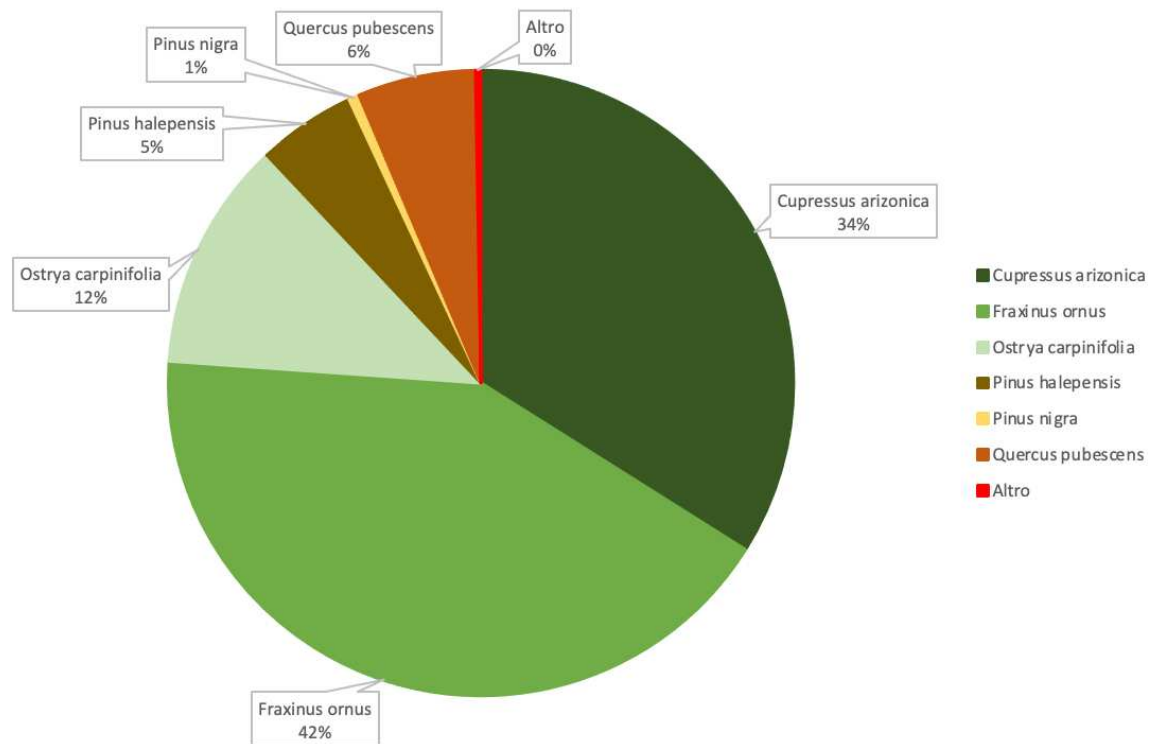


Fig. 33 Distribuzione percentuale della composizione specifica in rinnovazione

In generale, alle Cesane, si osserva una scarsa resilienza da parte del pino nero (*Pinus nigra* Arn.), la cui strategia di rinnovazione gamica è generalmente più lenta di quella agamica tipica delle latifoglie degli ambienti mediterranei (Rodrigo et al., 2004). Inoltre, gli storbili del pino nero (*Pinus nigra* Arn.) non essendo serotini, non hanno potuto aprirsi e diffondere il seme dopo il passaggio delle fiamme, ma hanno lasciato i semi esposti al calore durante l'incendio. La lettiera di aghi è bruciata così come le cortecce e il floema di fusti e rami che sono stati quasi completamente carbonizzati. Da questo, ne deriva una possibile e probabile trasformazione del soprassuolo da monospecifico a foresta mista in seguito al passaggio del fuoco, come già ampiamente osservato in letteratura (Van Gils et al., 2010). Le formazioni a prevalenza di latifoglie, se gli apparati radicali vengono risparmiati dal fuoco, hanno in genere una maggiore resilienza al passaggio del fuoco, grazie alla capacità pollonifera delle ceppaie (Tribaud, 1994). Alle Cesane si osserva infatti che nei filari di orniello interposti a quelli di pino nero (*Pinus nigra* Arn), o in corrispondenza di altri individui di latifoglie (soprattutto roverella) sebbene gli individui adulti siano stati ugualmente bruciati dal fuoco, nuovi ricacci sono stati osservati e campionati ai fini dello studio (Fig. 34).





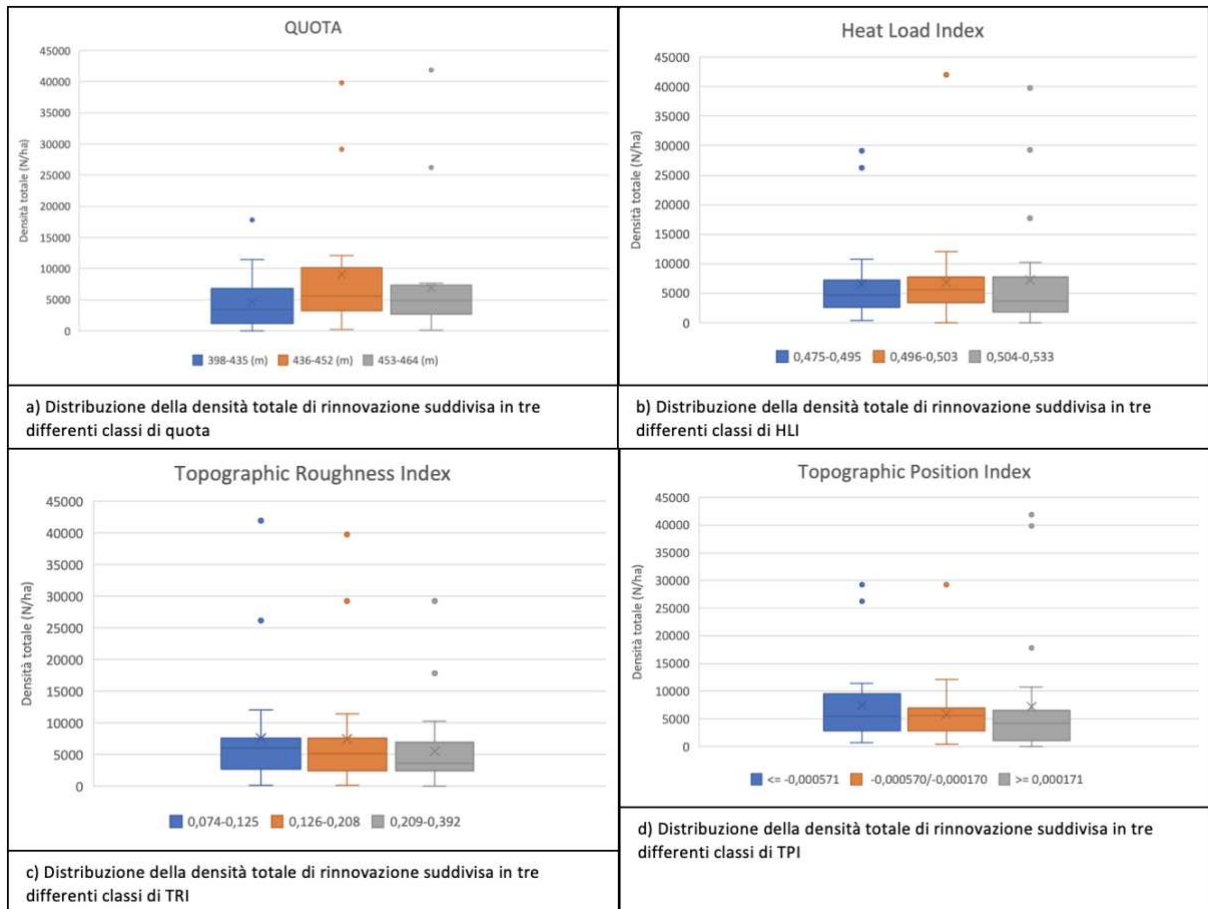
*Fig. 34 Esempio di rinnovazione di latifoglia nei pressi di ceppaia di pino nero interessata dal passaggio dell'incendio*

### 3.2 Influenza della topografia sull'insediamento della rinnovazione naturale

I risultati relativi ai parametri topografici si sono rivelati non significativi sia per quanto riguarda la densità totale di rinnovazione sia per la densità suddivisa in rinnovazione gamica e agamica. In termini di quota, per esempio, non risulta esservi una tendenza principale in nessuno dei casi analizzati. I modelli di rinnovazione post-incendio del pino nero (*Pinus nigra* Arn.), in relazione all'altitudine per esempio, sono più difficili da interpretare poiché molte condizioni ambientali variano con l'altitudine (Körner, 2007). Nel nostro caso, l'intervallo altitudinale delle aree di saggio è molto ristretto, e quindi non consente conclusioni solide in termini di effetto dell'altitudine sulla densità della rinnovazione

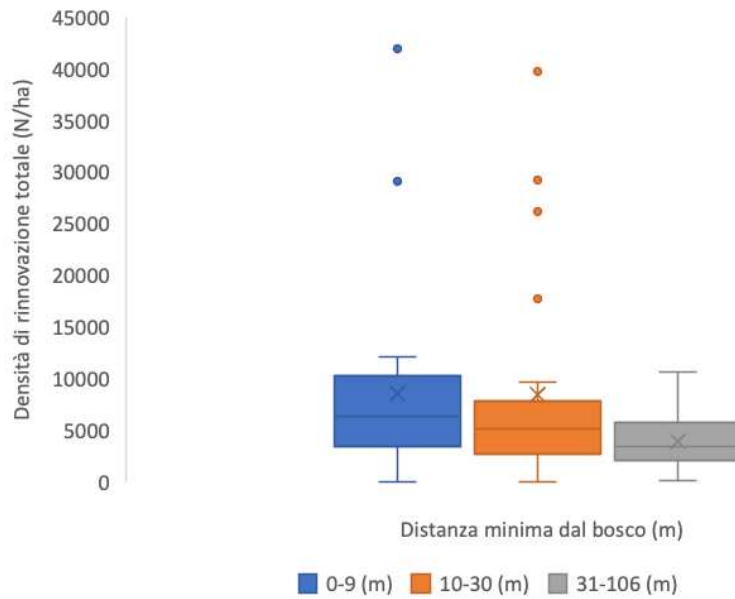


vegetale. Per una maggiore comprensione di seguito vengono illustrati i box plot corrispondenti alle analisi sopra citate (Fig. 35).



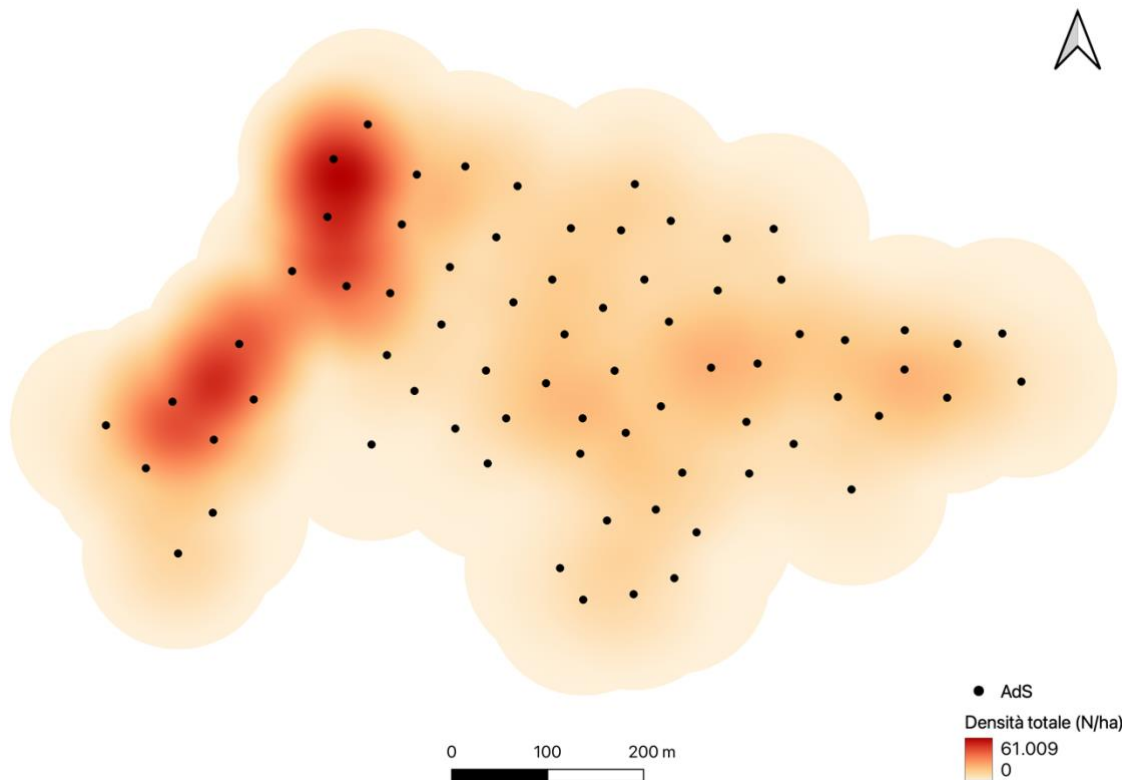
*Fig. 35* Box plot raffiguranti la distribuzione della densità totale di rinnovazione (N/ha) analizzata per i diversi parametri topografici del soprassuolo: quota (a), HLI (b), TRI (c) e TPI (d), i quali sono stati suddivisi in 3 differenti classi

Un aspetto che invece risulta essere significativo è la distanza della rinnovazione rilevata in campo dalle piante porta-seme; infatti, per quanto riguarda la densità totale risulta esservi una maggiore presenza di rinnovazione all'interno delle aree di saggio situate in prossimità del bosco non interessato dal passaggio dell'incendio (Fig. 36).



*Fig. 36 Distribuzione della densità totale di rinnovazione (N/ha) suddivisa in tre differenti classi di minima distanza dal bosco*

A sostegno di ciò è possibile individuare, anche solo visivamente, come la densità di rinnovazione rilevata sia maggiormente presente vicino ai bordi del bosco (Fig. 37), rappresentando invece valori di densità nettamente inferiori nelle zone più distanti e di conseguenza anche con maggiori valori di severità dell'incendio.



*Fig. 37 Mappa di concentrazione (heatmap) della densità totale (N/ha) di rinnovazione naturale*

Anche le densità di rinnovazione gamica (Fig. 38) e agamica sembrano mostrare una relazione in termini di distanza minima dal bosco, infatti, sono state rilevate un numero maggiore di piante all'interno delle aree di saggio più prossime al soprassuolo non colpito dall'incendio, che quindi costituisce un importante serbatoio di semi, grazie ai quali la ricostituzione della vegetazione procede a densità rilevanti; aspetto già confermato da altri studi presenti in letteratura citati nei capitoli precedenti (Chambers, 2016; Christopoulou, 2014).

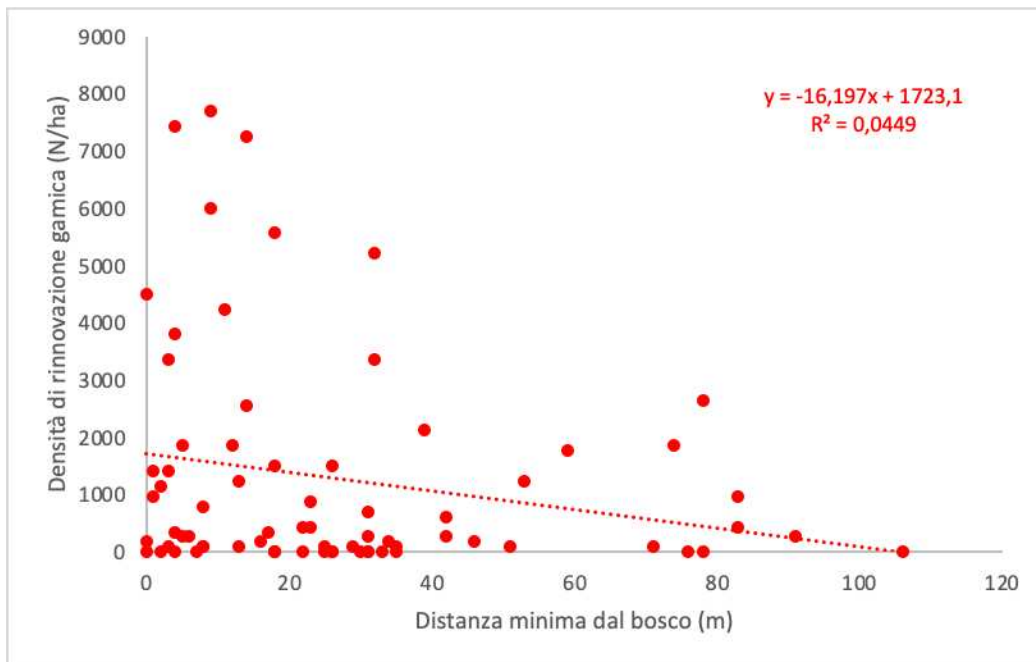


Fig. 38 Densità di rinnovazione gamica in riferimento alla minima distanza dal bosco

Nel nostro caso la densità di rinnovazione agamica (Fig. 39) registra una differenza da quella gamica in termini di maggiori valori di densità, infatti, mentre quella gamica è concentrata per lo più intorno a valori inferiori a 8000 piante/ha, quella agamica raggiunge, anche se sporadicamente, valori di densità di 35000 piante/ha.

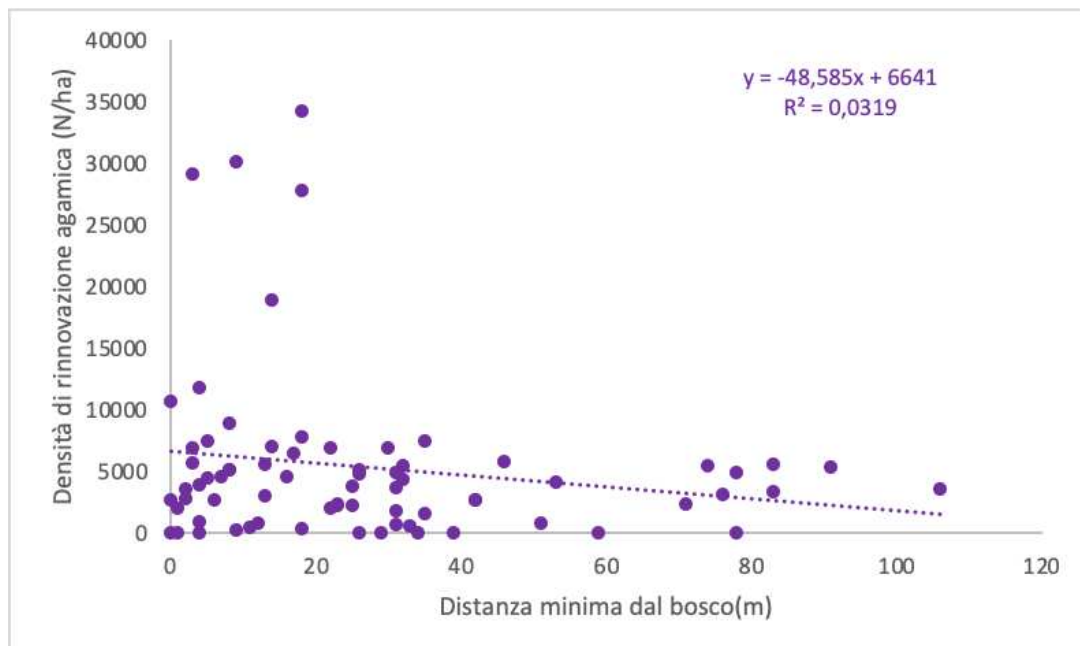


Fig. 39 Densità di rinnovazione agamica in riferimento alla minima distanza dal bosco



In accordo con altri studi (Christopoulou, 2014), i risultati del lavoro attuale, confermano l'importanza delle zone non bruciate per la ricolonizzazione delle aree bruciate attraverso la dispersione dei semi. Infatti, la densità media di rinnovazione della vegetazione nei siti vicino ai bordi delle zone incombuste (Fig. 40) ha evidenziato valori maggiori rispetto ai siti ad alta severità, situati nella *core area* dell'incendio e quindi più distanti dal margine del bosco.

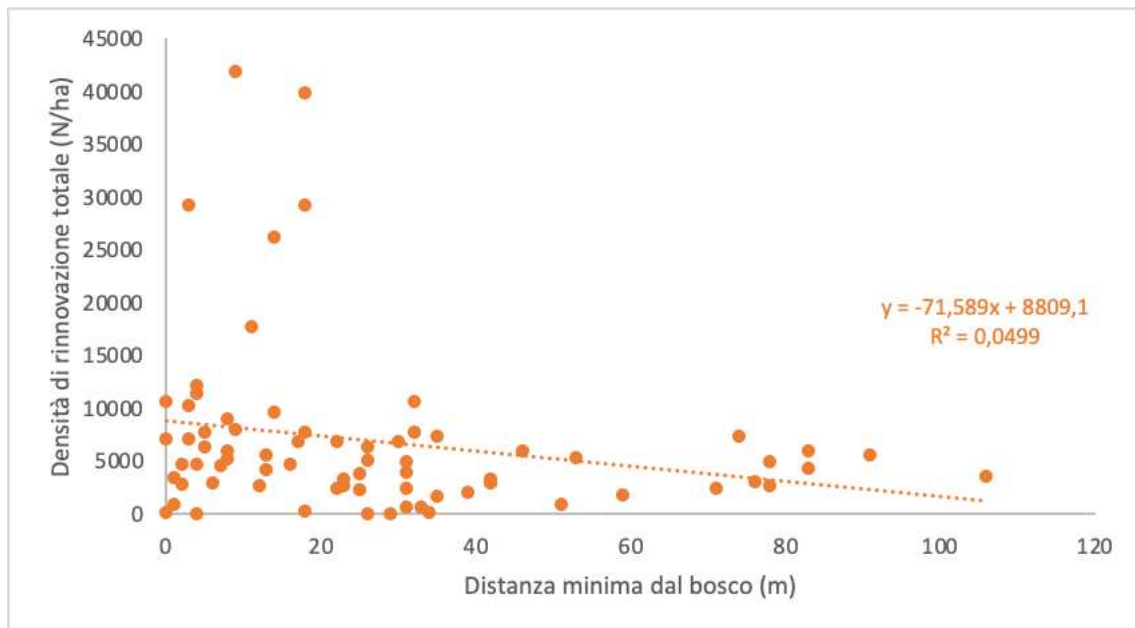


Fig. 40 Relazione tra densità di rinnovazione totale e distanza minima dal bosco

In questo caso, la rinnovazione agamica presenta altezze (Fig. 41) e densità (Fig. 42) maggiori rispetto a quella gamica, probabilmente perché ha una maggiore tolleranza alle differenti condizioni ambientali mutate in seguito all'incendio.

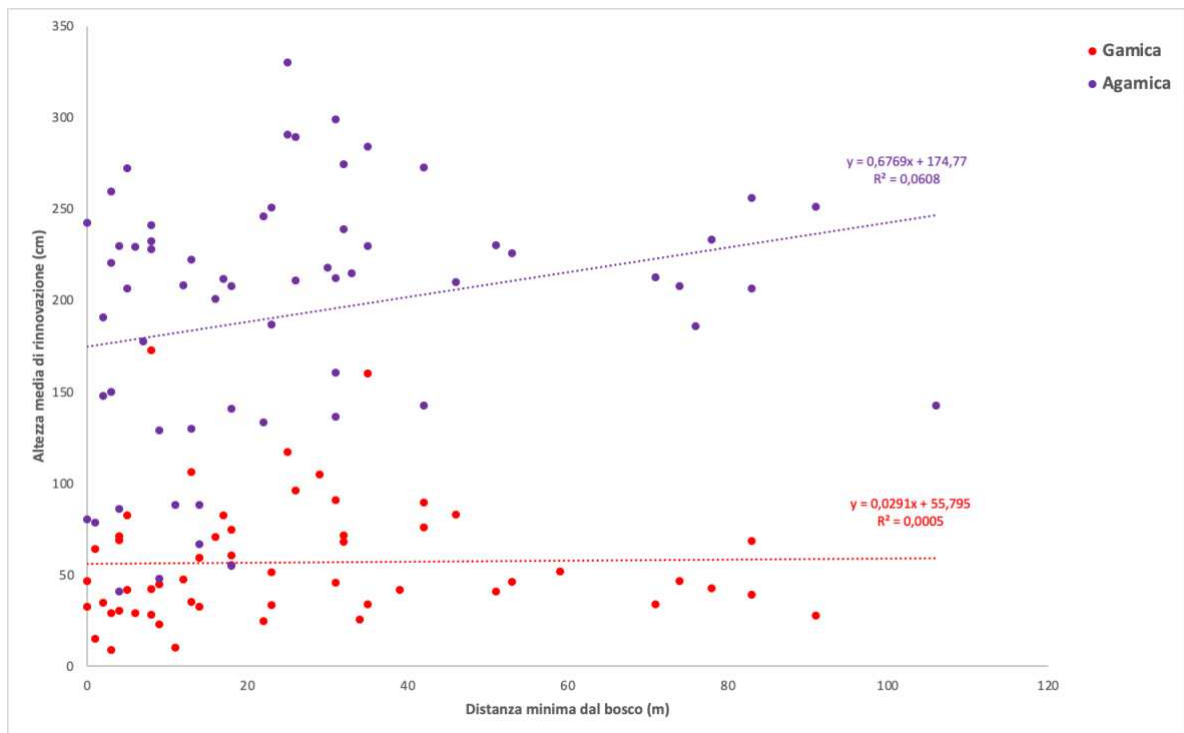


Fig. 41 Relazione tra altezza di rinnovazione gamica (rosso) e agamica (viola) e minima distanza dal bosco

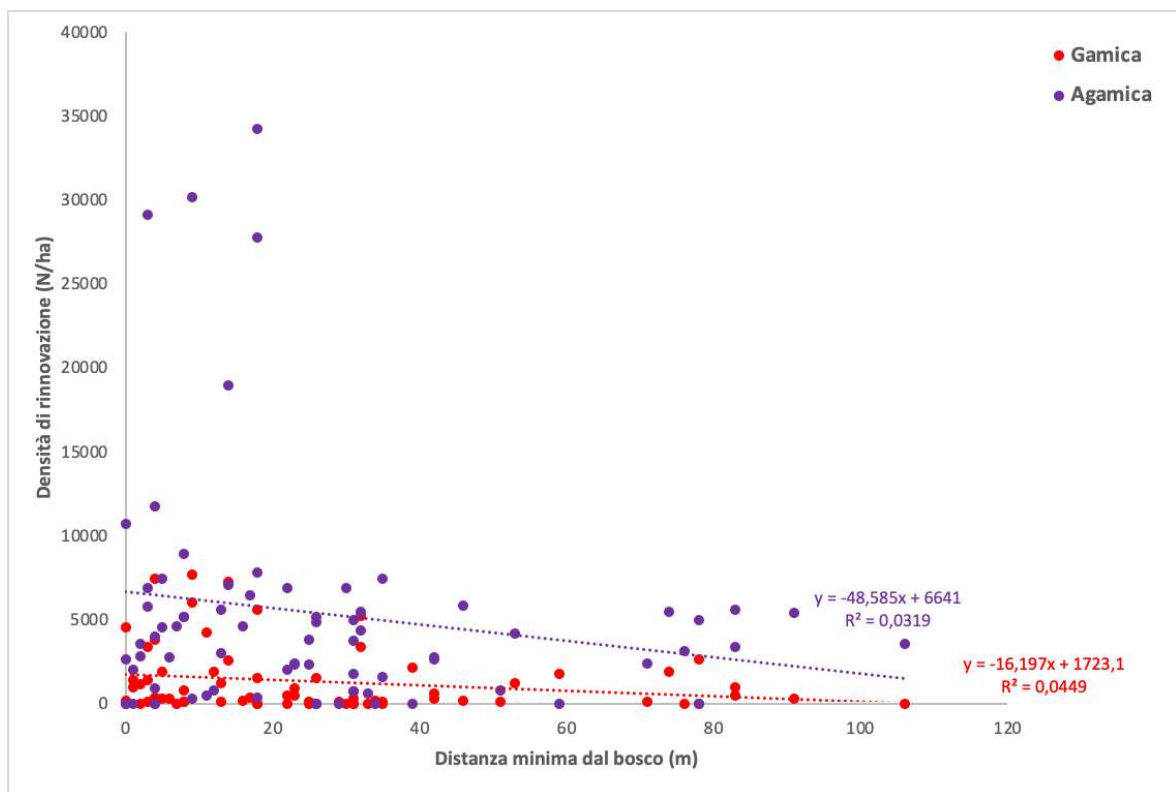
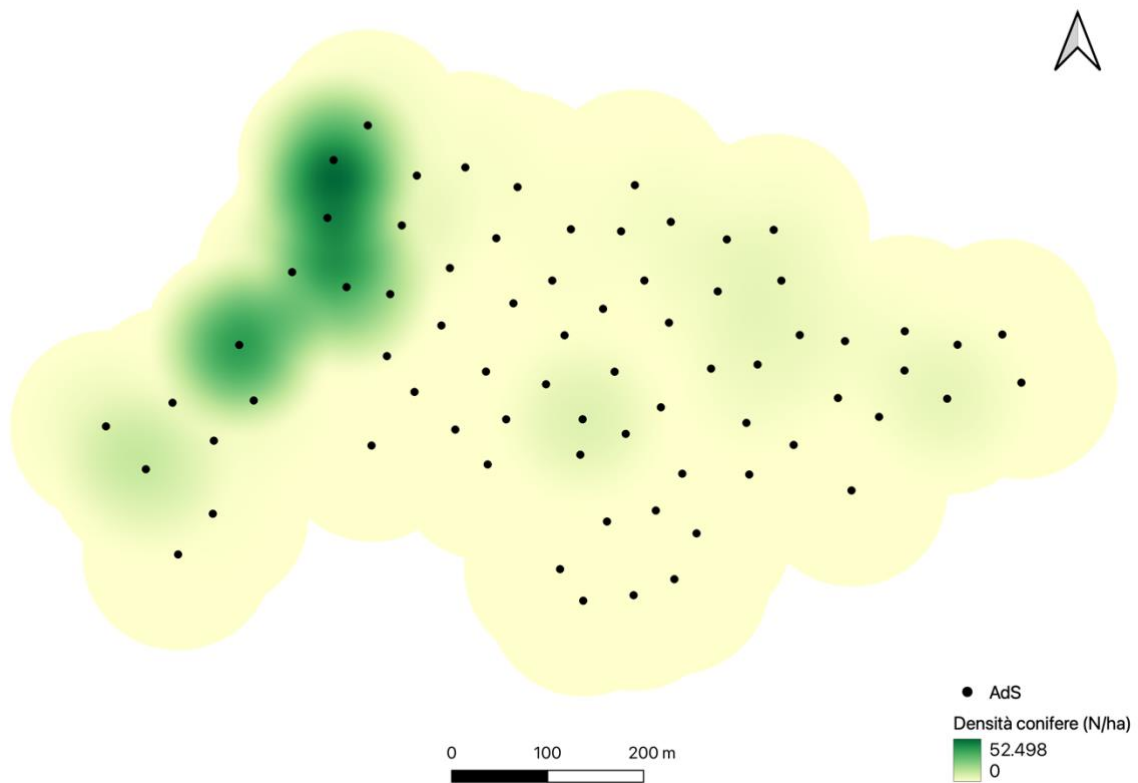


Fig. 42 Relazione tra densità di rinnovazione gamica (rosso) e agamica (viola) e minima distanza dal bosco

Dall'analisi è inoltre emerso che le conifere (Fig. 43) sono quelle che maggiormente risultano essere dipendenti dalla vicinanza dal bosco in termini di densità di rinnovazione post-disturbo, mentre le latifoglie (Fig. 44), seppur anch'esse prediligendo una minore distanza dalle porta-seme per la ricostituzione del soprassuolo, rappresentano però una distribuzione più omogenea all'interno dell'area di intervento, popolando anche aree più "disturbate" ma mantenendo comunque densità non troppo elevate.



*Fig. 43 Mappa di concentrazione (heatmap) della densità di rinnovazione di conifere*

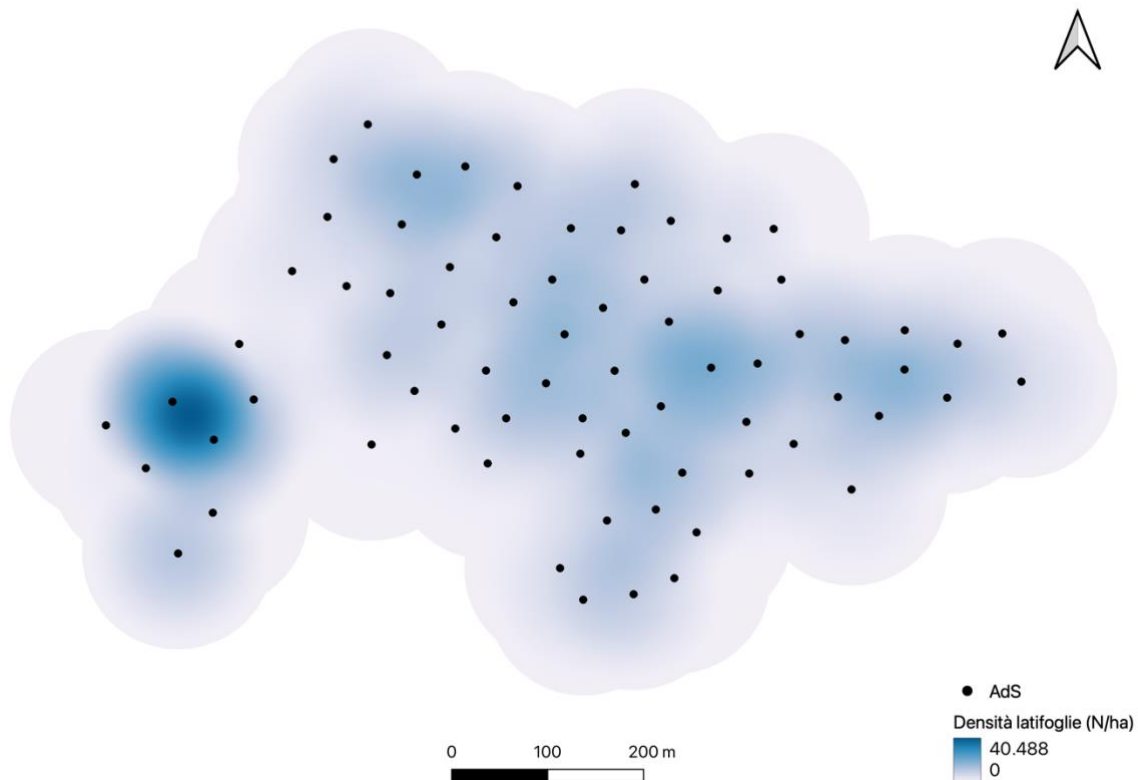
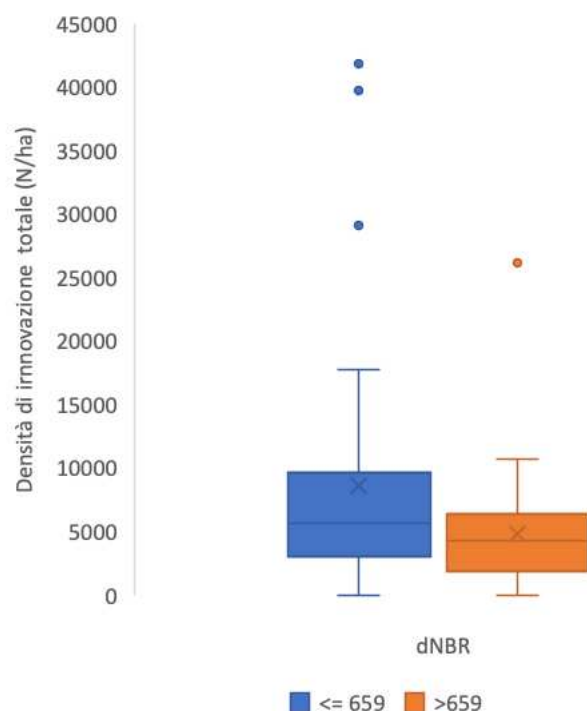


Fig. 44 *Mapa di concentrazione (heatmap) della densità di rinnovazione di latifoglie*

In ogni caso, la distanza dalla foresta sopravvissuta è il più importante predittore della resilienza delle conifere nelle aree bruciate ad alta severità, con la rinnovazione in declino all'aumentare della distanza dagli alberi non bruciati (Chambers et. al, 2016). Sebbene la distribuzione spaziale della densità di rinnovazione possa anche essere il risultato della dispersione secondaria dei semi regolata da fattori abiotici, la maggior parte degli studi riporta che la maggior parte dei semi si disperde entro distanze inferiori a 10 m dai bordi della zona incombusta, mentre la dispersione a distanze maggiori è un evento piuttosto raro (Ordóñez, 2006).

Le analisi sono inoltre risultate significative in termini di densità di rinnovazione e valori di severità dell'incendio (Fig. 45), determinando una maggiore densità in corrispondenza di aree con valori di dNBR inferiori. Affermando quindi che il recupero della vegetazione post-incendio è influenzato dalle condizioni del soprassuolo fortemente modificate dal passaggio del fuoco.

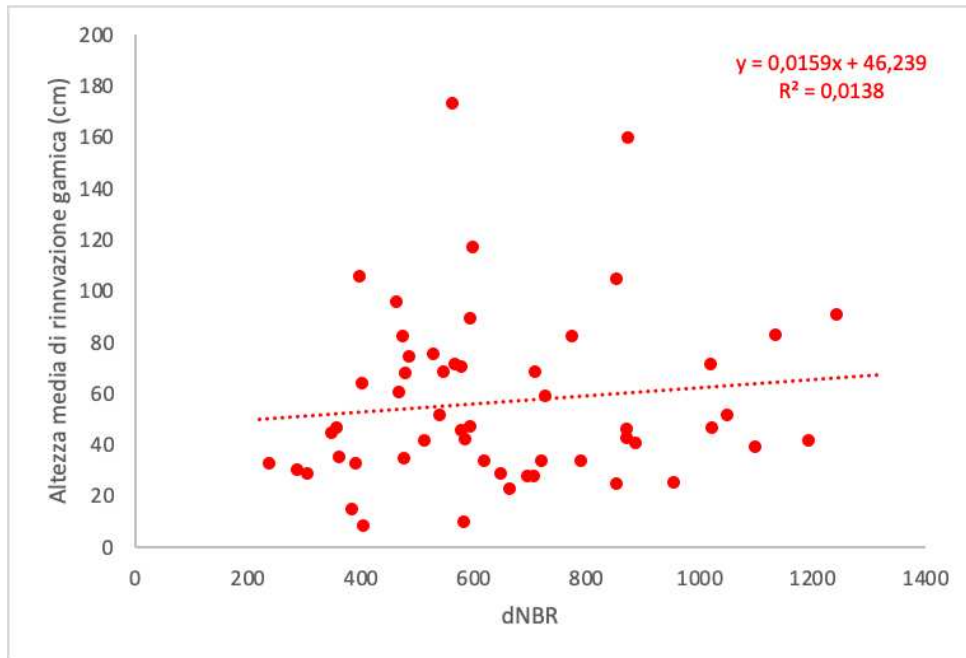




*Fig. 45 Distribuzione della densità totale di rinnovazione suddivisa in due differenti classi di severità dell'incendio*

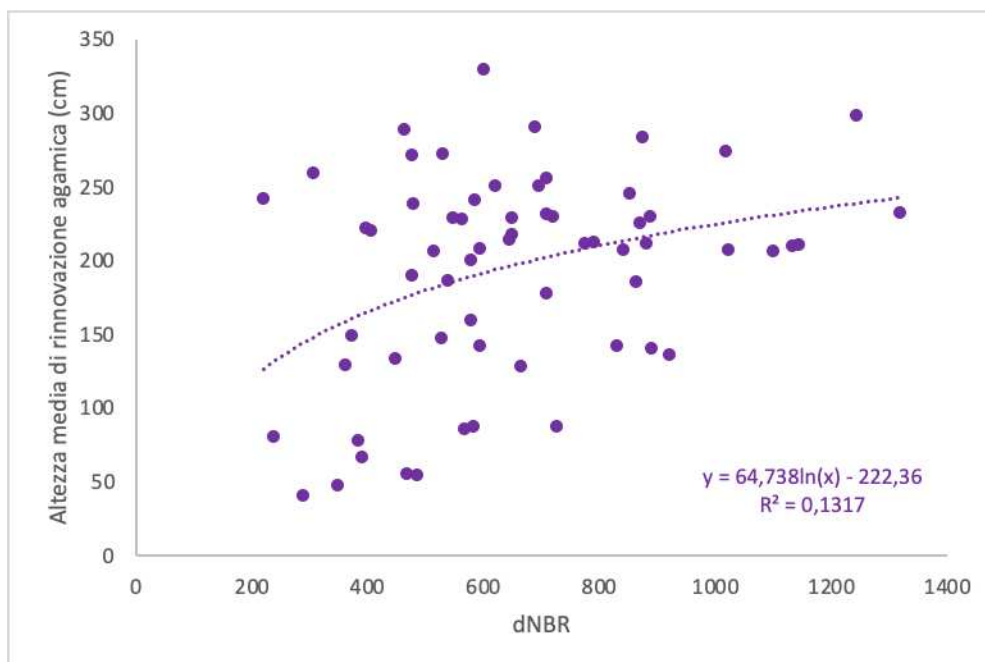
Il processo di successione vegetazionale, influenzato anche dai cambiamenti biofisici del sito, risulta essere particolarmente lento in riferimento al pino nero, confermando che la severità del fuoco influenza anche i processi di rinnovazione, i quali sono strettamente dipendenti dalle strategie adottate da ciascuna specie. Infatti, possiamo distinguere due caratteristiche principali della pianta che condizionano il modello di rinnovazione: la capacità di riprodursi dopo l'incendio e la stimolazione del reclutamento tramite il fuoco; mentre, il recupero delle specie gamiche è più lento e dipende dall'incendio, dall'età della maturità e dal seme ma anche dalla resilienza e resistenza al fuoco (Pausas, 1999).

In riferimento alle altezze, si può rilevare una differenza tra altezze di rinnovazione gamica e agamica nei confronti del dNBR. Nel caso della rinnovazione gamica (Fig. 46) risultano esservi principalmente piante con altezze inferiori a 120 cm in corrispondenza di livelli di dNBR tra 200 e 1000; attestando che anche in questo caso il passaggio del fuoco ha determinato la presenza di caratteristiche del soprassuolo non propriamente agevoli per il recupero della vegetazione.



*Fig. 46 Altezza media gamica in relazione al dNBR*

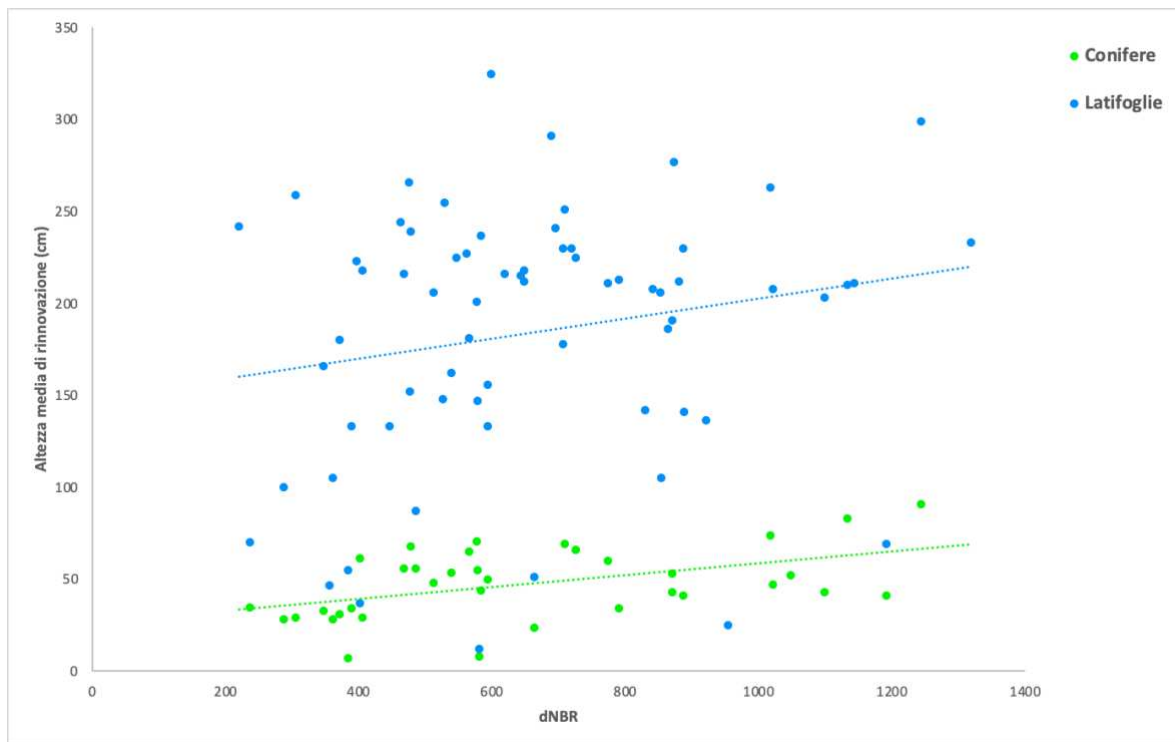
In termini di rinnovazione agamica (Fig. 47), invece, sono risultate esservi piante con altezze superiori alle precedenti, raggiungendo anche i 300 cm di altezza, sempre intorno agli stessi livelli di dNBR; in questo caso probabilmente la riproduzione agamica rivela una migliore risposta, in termini di altezza, anche in condizioni sfavorevoli del soprassuolo dovute all'incendio.



*Fig. 47 Altezza media agamica in relazione all'indice dNBR*

La severità e la dimensione delle zone bruciate dal passaggio del fuoco sono importanti per la loro influenza sulla distanza dalla fonte porta-seme, dove grandi aree con bruciature ad alta severità creano vaste aree con pochi o nessun albero sopravvissuto che funga da pianta porta-seme (Hammond, 2021).

In riferimento all'altezza (Fig. 48), il presente studio ha rivelato che, a parità di condizioni di severità dell'incendio, le latifoglie hanno sviluppato altezze maggiori rispetto alle conifere; probabilmente dovuto ad una maggiore facilità di rinnovazione delle specie agamiche in ambienti degradati in seguito al passaggio del fuoco. In ogni caso, il recupero della vegetazione dopo l'incendio risulta inferiore nelle aree con livelli di severità dell'incendio più elevati (Alegria, 2022). D'altro canto, in merito ad uno studio effettuato sugli effetti a lungo termine della severità degli incendi e dei fattori climatici sul recupero della vegetazione post-incendio, si dimostra che le aree con massima severità dell'incendio hanno registrato un tasso più rapido di recupero della vegetazione entro i due anni successivi all'incendio. Viene dimostrato che l'incendio promuove la crescita e lo sviluppo della vegetazione mantenendo i valori dell'indice di vegetazione al di sopra dei livelli pre-incendio; ciò è dovuto al fatto che il fuoco ha bruciato molti alberi ad alto fusto e ha lasciato entrare più luce solare nelle zone basse, i semi di alcune piante erbacee basse sono stati spezzati dal fuoco favorendo la crescita delle piante (Hao, 2022). Indubbiamente, molti studi precedenti hanno comunque dimostrato che il completo recupero della vegetazione dopo gravi incendi boschivi richiede più di 20 anni (Li & Guo, 2018).



*Fig. 48 Relazione tra altezza media di rinnovazione delle conifere (in verde) e delle latifoglie (in blu) e classi di severità incendio (dNBR)*

Analizzando il parametro di distanza minima dal bosco, una maggiore relazione che si identifica con le dinamiche di rinnovazione è quella che vede la suddivisione tra conifere e latifoglie, tenendo invariato il parametro dell'altezza media (Fig. 49). È possibile quindi determinare come entrambe le categorie prediligono una maggiore vicinanza dalle piante porta-seme, seppur le conifere con una più rilevante predilezione, fattore già verificato dalle analisi sulla densità. Inoltre, è possibile notare come le latifoglie raggiungano livelli di altezza nettamente superiori rispetto alle conifere, aumentando la significatività del parametro considerato (distanza minima dal bosco).



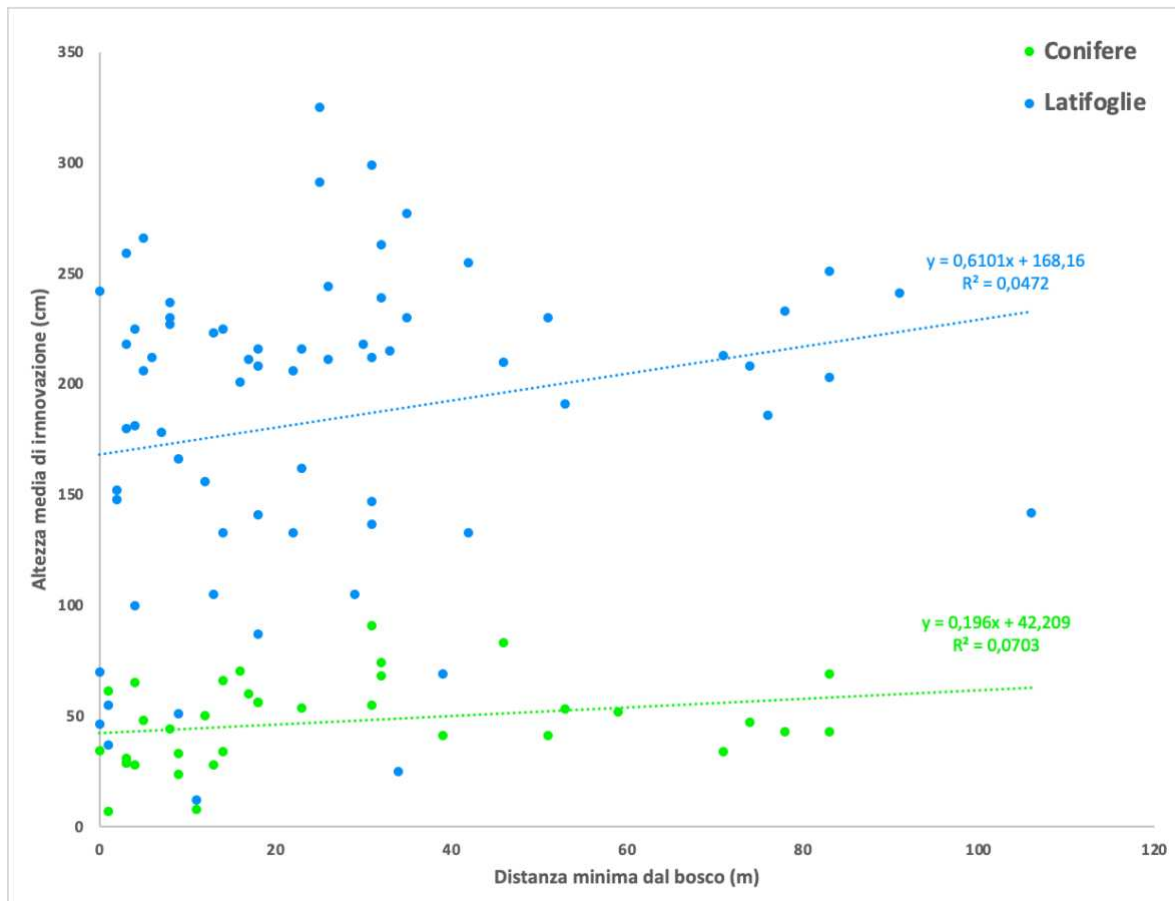
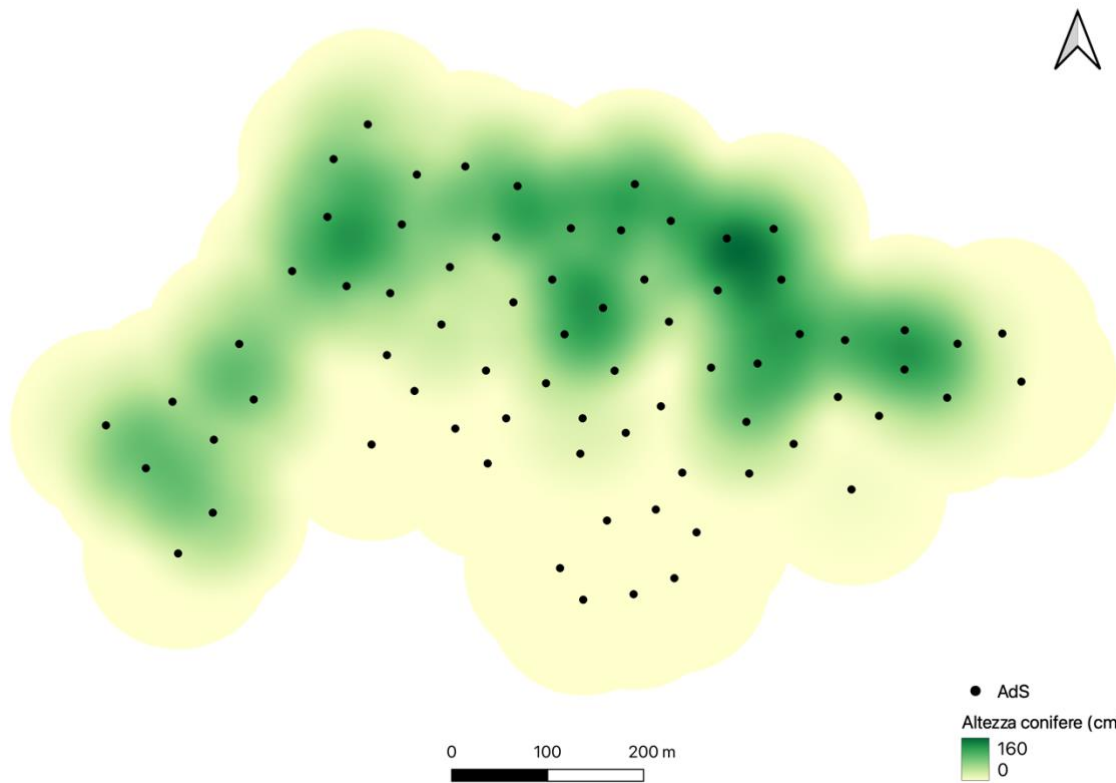


Fig. 49 Altezza media della rinnovazione di conifere (verde) e latifoglie (blu) in relazione alla distanza minima dal bosco

In termini di distribuzione (Fig. 50), è possibile trovare con più frequenza, conifere con maggiori valori di altezza, nei pressi del bosco e più sporadicamente nella *core area* dell'incendio. La disponibilità di luce ha un forte impatto sulla crescita delle piantine di conifere, in particolare per le specie eliofile; è stato dimostrato che anche la temperatura e la disponibilità di acqua influiscono sulla crescita in altezza delle piantine dopo l'incendio, sebbene gli effetti non siano sempre coerenti tra le specie. Tuttavia, la crescita in altezza delle singole piantine come variabile di risposta alle dinamiche di rinnovazione è stata relativamente poco studiata nel contesto degli ambienti post-incendio (Hammond, 2021).



*Fig. 50 Mappa di concentrazione (heatmap) dei valori di altezza media della rinnovazione di conifere*

Le latifoglie ad altezze maggiori (Fig. 51) sono infatti più omogeneamente distribuite all'interno dell'area di intervento, confermando i risultati sopra citati.

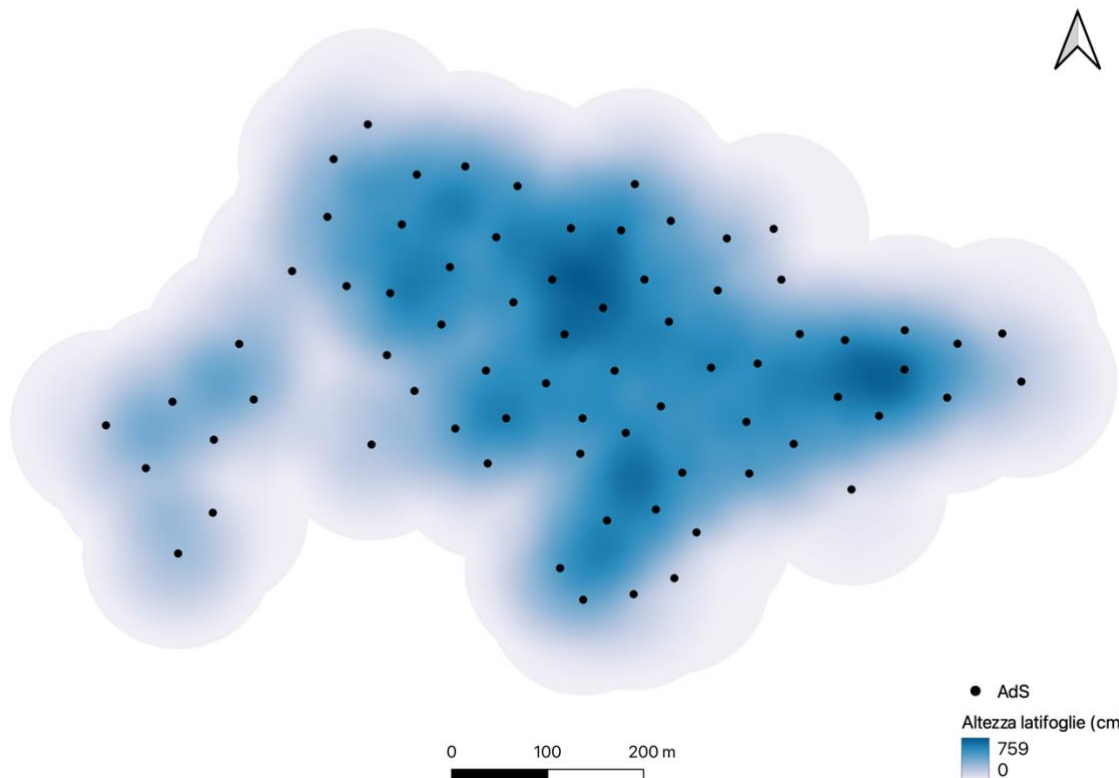


Fig. 51 Mappa di concentrazione (heatmap) dei valori di altezza media della rinnovazione di latifoglie

La rinnovazione degli alberi post-incendio può essere molto variabile a seconda della severità dell'incendio, delle condizioni della foresta prima dell'incendio, delle strategie di recupero degli alberi e del clima; tuttavia, aspetti che emergono dai risultati di questo lavoro sono:

- prevalenza di rinnovazione naturale di specie quali frassino (*Fraxinus ornus* L.) e cipresso dell'Arizona (*Cupressus arizonica*) e quasi totale assenza di rinnovazione di pino nero (*Pinus nigra* Arn.).
- Indipendenza delle dinamiche di rinnovazione dai parametri topografici quali quota, pendenza, e indici come HLI, TPI e TRI che si sono rivelati, in questo contesto, non avere alcuna significatività in termini di ricostituzione del soprassuolo incendiato.
- Correlazione positiva in termini di rinnovazione naturale in corrispondenza dei margini del bosco; i siti preferenziali di ricrescita delle piante sono infatti quelli che rappresentano una minore distanza dalle piante porta-seme.

- Correlazione negativa della rinnovazione vegetale con i livelli di severità dell'incendio dove, i siti a più alta severità corrispondono ad una densità di rinnovazione vegetale minore.

La rinnovazione del bosco è un aspetto critico del recupero post-incendio negli ecosistemi forestali, poiché la crescita degli individui arborei è importante sia dal punto di vista ecologico che economico; infatti, nella maggior parte degli ecosistemi forestali, gli alberi rappresentano uno dei bacini di carbonio più grandi e dinamici. La mancata rinnovazione degli individui arborei a seguito degli incendi può comportare la conversione del tipo di ecosistema (Hammond, 2021). La mancata o ridotta rinnovazione delle conifere è anche spiegata dall'attuale cambiamento climatico che, con l'aumento delle temperature e la diminuzione delle precipitazioni ha portato al verificarsi di condizioni ambientali più ostili. Per questo, risulta di fondamentale importanza comprendere il processo dinamico di recupero della vegetazione dopo gli incendi boschivi.

Alle Cesane, il soprassuolo principale costituito da pino nero (*Pinus nigra* Arn.) è stato completamente distrutto sia direttamente al passaggio del fuoco ma anche dopo alcuni mesi a seguito della forte scottatura delle chiome e dei tessuti meristemati del cambio cribrovascolare. In caso di incendi estesi e gravi, come nel presente studio, la distanza dalla fonte dei semi è spesso un fattore predominante che influenza la densità di rinnovazione delle piantine di conifere non serotiniche, come il pino nero (*Pinus nigra* Arn.), dopo l'incendio, come dimostrano i risultati di questa ricerca, i quali rivelano infatti una scarsa rinnovazione di questa specie.

### 3.3 Analisi della necromassa rilevata all'interno dei plot

La media di necromassa comprensiva delle 72 aree di saggio è di 0,05 m<sup>3</sup>/ha (Fig. 52).

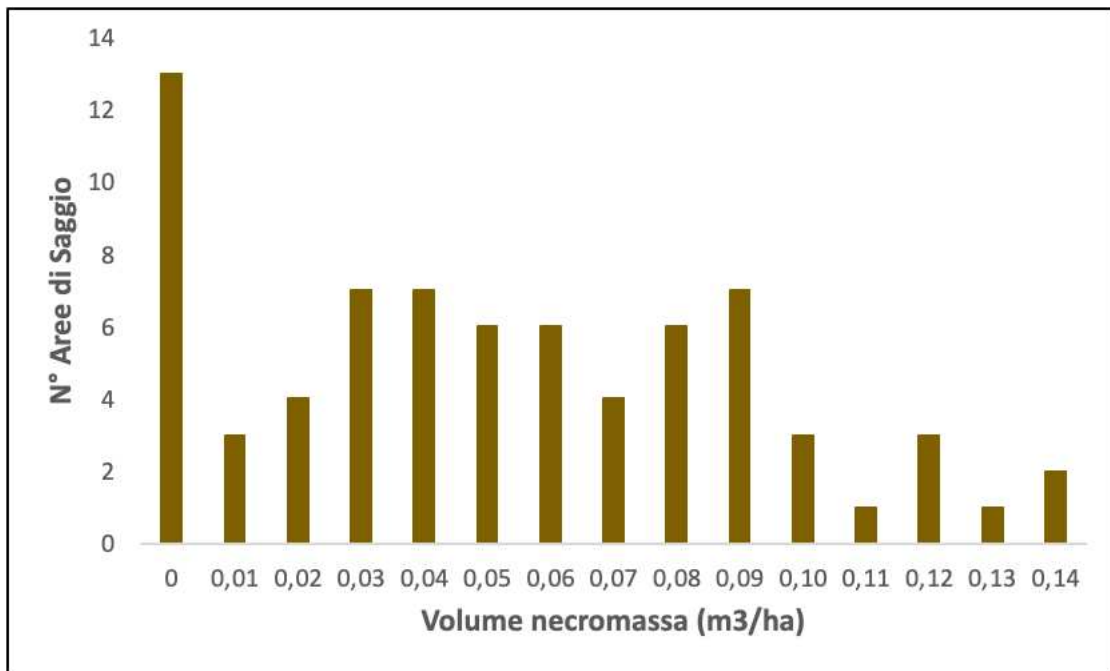
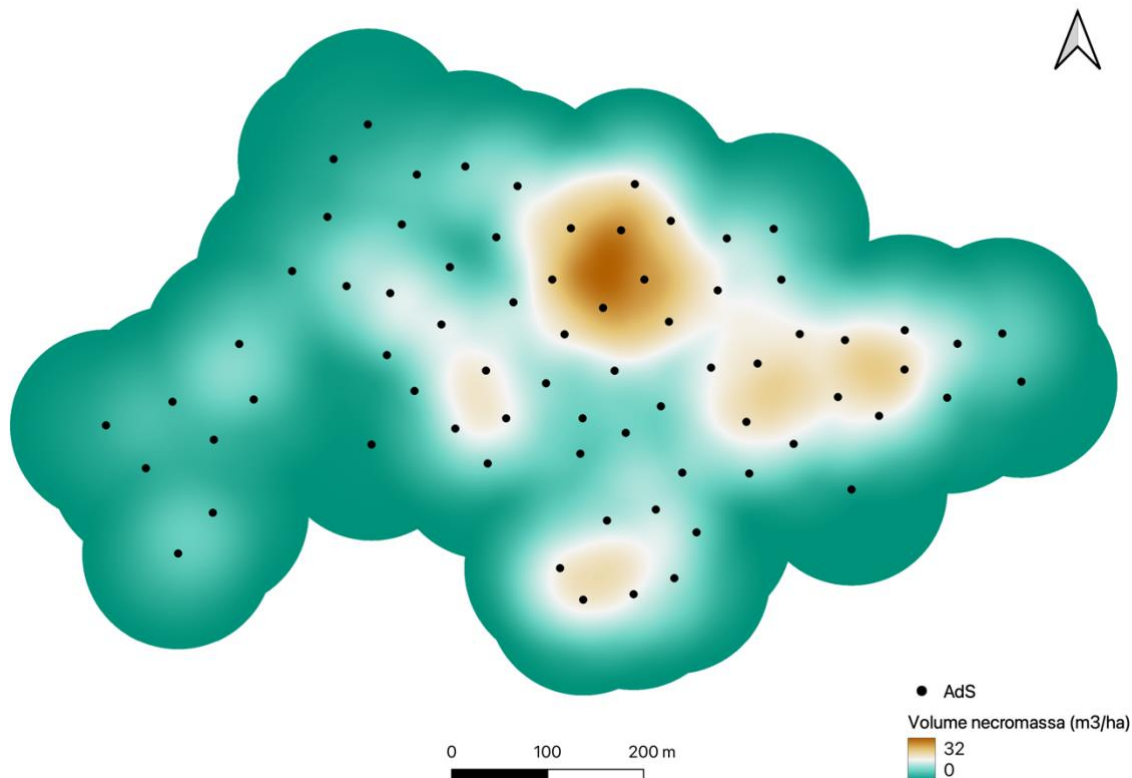


Fig. 52 Volume di necromassa rilevata all'interno delle 72 aree di saggio

In alcuni casi, probabilmente, la quasi totale assenza di necromassa nei plot più vicini al bosco e/o alla strada è determinata dal prelievo della stessa tramite mezzi meccanici, per via di una maggiore facilità di accesso al sito; è comunque possibile individuare anche solo visivamente (Fig. 53) come nella *core area* dell'incendio siano presenti quantità maggiori di necromassa in termini di volume, rappresentati, nella mappa, da intensità di colore marrone. Aspetto di notevole interesse è la presenza di microhabitat dovuti a rami e tronchi caduti che coprivano la superficie del suolo, nonché luoghi con ceppaie e ostacoli lasciati a terra che, nel caso in esame, hanno facilitato l'insorgere della rinnovazione, come anche già osservato da Pausas (2004) e Poirazidis (2012). I detriti legnosi fini e grossolani sul terreno possono portare alla creazione di habitat eterogenei, con diverse dimensioni e tipo e stato di decadimento; questi, rappresentano un'eredità biologica che ha mostrato un'influenza positiva sull'insediamento delle piantine in diversi ambienti post-incendio. Inoltre, l'aumento della copertura arbustiva può eventualmente svolgere anche un ruolo di pacciamatura per il reclutamento di nuove piantine (Lingua, 2023).





*Fig. 53* Mappa di concentrazione (heatmap) del volume di necromassa nell'area di studio

#### 4. Conclusioni

L'obiettivo principale del presente studio ha previsto il rilevamento in campo della rinnovazione arborea all'interno di 72 aree di saggio nei confini del perimetro dell'incendio delle Cesane (PU), avvenuto nel mese di luglio del 2017, interessando i comuni di Urbino e Fossombrone, per spiegare come le caratteristiche topografiche del sito potessero influenzare le dinamiche di rinnovazione della vegetazione, in previsione di un possibile ed eventuale sistema di pianificazione e gestione del soprassuolo. Determinare i fattori che facilitano il recupero post-incendio del soprassuolo è un passo fondamentale nell'attuazione di strategie e politiche pubbliche per garantire il ripristino dell'ecosistema.

L'identificazione delle dinamiche di rinnovazione post-incendio è stata effettuata grazie all'utilizzo di dati telerilevati già presenti e al rilevamento in campo della rinnovazione vegetale. In particolare, sono state analizzate le principali caratteristiche topografiche del sito che potessero spiegare come e/o dove le specie vegetali stanno ricostituendo e ripopolando il soprassuolo incendiato. Se il rilievo a terra resta fondamentale per l'identificazione certa delle specie vegetali, il rilievo da remoto con drone si è rivelato di grande utilità per la realizzazione di una base cartografica ad alta definizione, le immagini

telerilevate hanno permesso la definizione dei principali parametri topografici dell'area, e hanno aiutato nella localizzazione delle 72 aree di saggio. Ciò assume un significato importante, soprattutto quando è necessario operare, come in questo caso, in zone piuttosto impervie. Il monitoraggio proposto presenta un'impostazione simile ad altri casi suggeriti per altre aree di studio in maniera tale da renderli confrontabili e facilmente replicabili. Sebbene le caratteristiche e le variabili ambientali e topografiche abbiano effetti diversi e non sempre facilmente interpretabili sulla rinnovazione naturale post-incendio, il fattore determinante di maggiore importanza risulta essere l'esistenza e la distanza della rinnovazione dalle zone incombuste, seguite dai livelli di severità dell'incendio. Infatti, da questo studio risulta esservi una maggiore densità di rinnovazione nelle aree di saggio più vicine al bosco, che, allo stesso tempo, rappresentano anche quelle con minori valori di severità dell'incendio.

Questo metodo di analisi può fornire importanti linee guida per la gestione delle foreste di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) e di altri ecosistemi forestali con caratteristiche simili, tenendo conto del previsto aumento futuro del verificarsi di incendi forestali in concomitanza con i cambiamenti climatici in atto e destinati ad aumentare. Per comprendere il recupero a lungo termine delle conifere dopo un incendio è necessario comprendere i fattori che influenzano la germinazione e l'attecchimento delle piantine, nonché la crescita e la sopravvivenza. Nel complesso, la densità delle piante e la crescita in altezza sono state determinate dalla severità dell'incendio e dalla distanza dell'albero porta-seme nonché dalle differenti condizioni ambientali e climatiche post-incendio. Le dinamiche di rinnovazione sono influenzate quindi da diversi fattori o dallo stesso in modi però differenti a seconda del sito, per cui una futura ricerca e gestione per il recupero forestale potrebbe dover considerare qualche dato in più per offrire un quadro più completo di future traiettorie forestali, tenendo sempre conto del cambiamento climatico in atto e delle possibili capacità di resilienza del futuro soprassuolo. Ulteriori studi sono quindi necessari per includere altri fattori potenzialmente determinanti, come temperatura e umidità del suolo, proprietà del suolo, radiazione solare, etc. per ottenere un'indagine più completa. Un'analisi complementare che potrebbe costituire un importante bagaglio conoscitivo per questo studio è quella relativa al ruolo della copertura del suolo, nonché della vegetazione erbacea che è stata stimata in termini di percentuale per ogni area di saggio. Studiare quindi, come e/o dove le specie erbacee possano avere relazioni con la ripresa arborea e in caso fungere anch'esse da potenziali elementi facilitatori. Allo stesso modo potrebbero essere effettuate delle analisi pedologiche rispetto alle condizioni e

caratteristiche del suolo e dei suoi orizzonti che possano spiegare l'adattabilità del sito alle differenti specie in rinnovazione, e, in casi spiegare la preferenza di adattamento di alcune specie rispetto ad altre. Infine, è possibile effettuare piccoli impianti di latifoglie autoctone o di semi di queste ultime, nelle aree maggiormente danneggiate e in assenza di ricacci e piante porta-seme, con successivo monitoraggio periodico in modo da valutare l'incremento nel tempo dei vari metodi di propagazione; attività già in parte iniziata per il soprassuolo delle Cesane ma non ancora volta a termine.

I risultati di questo studio contribuiscono alla comprensione delle interazioni tra dinamiche di rinnovazione, severità dell'incendio e distanza dalle porta-seme, fornendo una potenziale base scientifica per il recupero degli ecosistemi post-incendio e creando punti di partenza per possibili future azioni di gestione del soprassuolo.

In merito a interventi di gestione post-incendio, nei casi di incendio estesi alla chioma dovrebbe essere evitata la rimozione degli alberi morti e dei detriti legnosi grossolani poiché, oltre alla protezione del suolo, possono anche fornire microhabitat adatti per una futura rinnovazione vegetazionale.

In ogni caso, la mancata rinnovazione gamica post-incendio è un problema critico in molti ambienti mediterranei, soprattutto quando si verifica un cambiamento delle condizioni ambientali dovute all'incendio e con dominanza di specie non serotine. Un'azione idonea che possa facilitare la rinnovazione della vegetazione potrebbe essere quella di azioni di abbattimento di alberi morti in piedi, rilasciando il legno morto sul terreno, aumentando così i potenziali siti preferenziali di crescita delle piantine. Il recupero forestale post-incendio permette di riportare l'ecosistema al suo stato storico di integrità ecologica, di resilienza e di fornitore di servizi ecosistemici.

Il contesto attuale che stiamo vivendo suggerisce una maggiore attenzione, sforzo e impegno verso la prevenzione che deve necessariamente integrare gli obiettivi per rispondere alle sfide climatiche. È quindi necessaria un'attività di integrazione e coordinamento, a livello regionale e nazionale, fra i settori dedicati alla previsione, prevenzione, informazione, lotta e ricostituzione post-incendio. Quest'ultima, è una fase delicata e dovrebbe essere affrontata con tecniche e soluzioni adeguate caso per caso; la vegetazione forestale, il più delle volte è capace di rinnovarsi da sola e non è sempre necessario un intervento attivo di rimboschimento.

## 5. Bibliografia e sitografia

- Alegria C. (2022) Vegetation Monitoring and Post-Fire Recovery: A Case Study in the Centre Inland of Portugal. Sustainability, 14(19), 12698; <https://doi.org/10.3390/su141912698>
- Bajocco, S., & Ricotta, C. (2008). Evidence of selective burning in Sardinia (Italy): Which land cover classes do wildfires prefer? Landscape Ecology, 23, 241–248. doi:10.1007/s10980-007-9176-5.
- Bajocco S. et al. (2009). Wildfire seasonality and land use: when do wildfires prefer to burn? Environ Monit Assess 164, 445–452 (2010). <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0905-x>
- Bertacchi A. (2022). UAVs Technology as a Complementary Tool in Post-Fire Vegetation Recovery Surveys in Mediterranean Fire-Prone Forests. Forest, 13(7), 1009; <https://doi.org/10.3390/f13071009>
- Bovio G., Camia A., Francesetti A. (2001). Ricostituzione delle aree forestali percorse dagli incendi in piemonte.
- Brutti E. (2019). Nuove tecniche geomatiche a supporto del monitoraggio post - incendio: il caso della foresta demaniale delle cesane. Università politecnica delle marche facoltà di agraria corso di laurea in scienze forestali e ambientali.
- Bugmann H, Gurung AB, Ewert F, Haeberli W, Guisan A, Fagre D, Kääb A (2007) Modeling the biophysical impacts of global change in mountain biosphere reserves. Mt Res Dev 27:66–77. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2007\)](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2007))
- Castro J. et al. (2002). Use of Shrubs as Nurse Plants: A New Technique for Reforestation in Mediterranean Mountains. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01022.x>.
- Cesti G., Conedera M. e Spinedi F. (2005). Some considerations on fires caused by lightning. Schweizerische Zeitschrift fur Forstwesen, 156(9), pp.353-361.
- Chambers M.E. et al., (2016). Patterns of conifer regeneration following high severity wildfire in ponderosa pine – dominated forests of the Colorado Front Range <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.001>
- Christopoulou A. et al. (2014). Post-fire regeneration patterns of Pinus nigra in a recently burned area in Mount Taygetos, Southern Greece: The role of unburned forest patches. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.006>

- Cumming, S. G. (2001). Forest type and wildfire in the Alberta boreal mixedwood: What do fires burn? *Ecological Applications*, 11, 97–110. doi:10.1890/1051- 0761
- Dale VH, Joyce LA, McNulty S, Neilson RP (2000) The interplay between climate change, forests, and disturbances. *Sci Total Environ* 262(3):201–204
- De Ponte E., Costafreda-Aumedes S. e Vega-Garcia C. (2019) Lessons Learned from Arson Wildfire Incidence in Reforestations and Natural Stands in Spain. *Forests*, 10(3), 229; <https://doi.org/10.3390/f10030229>
- EFFIS (2018) Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2017 2018.
- Filipponi F. (2019). Exploitation of Sentinel-2 Time Series to Map Burned Areas at the National Level: A Case Study on the 2017 Italy Wildfires. *Remote Sens.* 11(6), 622; <https://doi.org/10.3390/rs11060622>
- Foster DR, Motzkin G, Slater B (1998) Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* 1:96–119. <https://doi.org/10.1007/s100219900008>
- Gaio G. et al. (2008). Sperimentazione del rilievo satellitare per il monitoraggio dei principi di incendio boschivo. Istituto Regionale di Ricerca della Lombardia. Codice IReR: 2007B022
- Garbarino M, Lingua E, Weisberg PJ, Bottero A, Meloni F, Motta R (2013) Land-use history and topographic gradients as driving factors of subalpine *Larix decidua* forests. *Landsc Ecol* 28:805–817. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9792-6>
- Gimmi U, Bürgi M, Stuber M (2008) Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems: a case study from the Swiss Rhone valley. *Ecosystems* 11:113–124. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9111-2>
- Hammond D.H. et al. (2021). Environmental Influences on Density and Height Growth of Natural Ponderosa Pine Regeneration following Wildfires. *Fire*, 4(4), 80; <https://doi.org/10.3390/fire4040080>
- Hao B. et al. (2022) Long-Term Effects of Fire Severity and Climatic Factors on Post-Forest-Fire Vegetation Recovery. *Forests*, 13(6), 883; <https://doi.org/10.3390/f13060883>
- Hernández-Hernández et al. (2017). Post-Fire Salvage Logging Imposes a New Disturbance that Retards Succession: The Case of Bryophyte Communities in a Macaronesian Laurel Forest. *Forests*, 8(7), 252; <https://doi.org/10.3390/f8070252>



- Key C. H. & Benson N. C. (2005). 'Landscape assessment: ground measure of severity, the composite burn index, and remote sensing of severity, the normalized burn index. In: Lutes, D., Keane, R., Caratti, J., Key, C., Benson, N., Sutherland, S., Gangi, L. (Eds.)', Forest Service: Fort Collins, CO, USA, pp. 1– 51., pp. 1–55. doi: 10.1002/app.1994.070541203.
- Key C. H. (2006). Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Ecol.*, 2 (2006), pp. 34-59, 10.4996/fireecology.0202034
- Körner C. (2007). The use of 'altitude' in ecological research; Institute of Botany, University of Basel, Scho" nbeinstrasse 6, Basel, CH-4056, Switzerland. doi: 10.1016/j.tree.2007.09.006.
- Legambiente (2022). L'Italia in fumo. Gli incendi del patrimonio naturale, i fattori di rischio e le proposte di Legambiente, 27 luglio 2022.
- Leverkus A.B. et al., (2018) Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services — a systematic map. pp. 983-1000, 10.1139/cjfr-2018-0114
- Lingua E. et al., (2023). Post-Fire Restoration and Deadwood Management: Microsite Dynamics and Their Impact on Natural Regeneration. *Forests*, 14(9), 1820; <https://doi.org/10.3390/f14091820>
- Malandra F. et al. (2018) 70 Years of land use/land cover changes in the Apennines (Italy): a meta-analysis. *Forests*, (9), 551; <https://doi.org/10.3390/f9090551>
- Malandra F. et al. (2019). Patterns and drivers of forest landscape change in the Apennines range, Italy *Regional Environmental Change* 19:1973–1985 <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01531-6>
- Malandra F. et al. (2022). Burn Severity Drivers in Italian Large Wildfires. *Fire* 2022, 5, 180. <https://doi.org/10.3390/fire5060180>
- Marangon D. et al., (2022). Windthrown elements: a key point improving microsite amelioration and browsing protection to transplanted seedlings. 10.1016/j.foreco.2022.120050
- Marsh C. et al. (2022). Identifying microclimate tree seedling refugia in post-wildfire landscapes. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108741>
- Mercurio R. (2015). La rinaturalizzazione dei rimboschimenti: significati, tecniche e aspettative. isbn 978-88-596-1973-4
- Molinas-González C. R., Castro J., Leverkus A.B. (2017). Deadwood Decay in a Burnt Mediterranean Pine Reforestation. *Forests*, 8(5), 158; <https://doi.org/10.3390/f8050158>

- Moreira, F., Rego, F. C., & Ferriera, P. G. (2001). Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: Implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16, 557–567. doi:10.1023/A:1013130528470.
- Morresi, D., Vitali, A., Urbinati, C., Garbarino, M. (2019). ‘Forest spectral recovery and regeneration dynamics in stand-replacing wildfires of central Apennines derived from Landsat time series’, *Remote Sensing*, 11(3). doi: 10.3390/rs11030308.
- Motta R. (2020). Why do we have to increase deadwood in our forests? How much deadwood does the forest need? *Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology*, Volume 17, Pages 92-100. doi: <https://doi.org/10.3832/efor3683-017>
- Nolè A., Rita A., Spatola M.F., Borghetti M. (2021). E dopo il passaggio del fuoco? Uno sguardo ai processi di ricostituzione della foresta con moderni strumenti di analisi. SISEF, focus incendi.
- Notarnicola G. (2014). Analisi della rinnovazione naturale post-incendio in una pineta litoranea. Un caso di studio nella riserva naturale “stornara”. doi.org/10.4129/2cis-gn-ana
- Nunes, M. C. S., Vasconcelos, M. J., Pereira, J. M. C., Dasgupta, N., Alldredge, R. J., & Rego, F. C. (2005). Land cover type and fire in Portugal: Do fires burn land cover selectively? *Landscape Ecology*, 20, 661– 673. doi:10.1007/s10980-005-0070-8.
- Ord ´ o´nez J.L., Molowny-Horas R., Retana J. (2006). A model of the recruitment of *Pinus nigra* from unburned edges after large wildfires. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.03.027.
- Pausas, J. G.; Vallejo, V. R.; Estudios, Centro De Ceam, Mediterráneo (1999) ‘2 The role of fire in European Mediterranean Ecosystems’, pp. 3–16. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4_2)
- Pausas J.G. et al. (2004). Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. doi: 10.1016/j.foreco.2004.07.061.
- Pergola N. (2011) Monitoraggio degli incendi boschivi, tecnologie e metodologie satellitari avanzate per l’identificazione tempestiva dei principi di incendio. Istituto di Metodologie per l’Analisi Ambientale (IMAA), Dipartimento Terra e Ambiente (CNR).
- PGF (2020). Piani di Gestione Forestale dei patrimoni boschivi detenuti a vario titolo dalle Unioni Montane “Alta Valle del Metauro” e “Catria e Nerone”. Relazione: Piano di Gestione delle Foreste Demaniali Regionali gestite dall’Unione dei Comuni “Alta Valle del Metauro” Sezioni A-B-C-D-E-G-N

- Poirazidis et al. (2012). A GIS-based integrated approach predicts accurately post-fire Aleppo pine regeneration at regional scale. DOI:10.1007/s13595-012-0222-3
- Report di Sistema SNPA 36/2023. Il clima in Italia nel 2022. Delibera del Consiglio SNPA, seduta del 14.07.2023 Doc. n.213/23. Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente.
- Rodrigo A., Retana J. & Picó F. X. (2004). 'Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires', *Ecology*, 85(3), pp. 716–729. doi: 10.1890/02-0492.
- Seidl R, Schelhaas MJ, Rammer W, Verkerk PJ (2014) Increasing Forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nat Clim Change* 4:806–810
- Stolle, F., Chomitz, K. M., Lambin, E. F., & Tomich, T. P. (2003). Land use and vegetation fires in Jambi Province, Sumatra, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 179, 277–292. doi:10.1016/S0378-1127(02)00547-9.
- Turner BL, Meyer WB, Skole DL (1994) Global land-use land-cover change - towards an integrated study. *Ambio* 23:91–95. <https://doi.org/10.2307/4314168>
- Unione europea ministero dell'ambiente e tutela del territorio (2006). Università degli studi della toscia. Tutela della biodiversità e recupero post-incendio nelle aree forestali delle regioni dell'obiettivo 1, rapporto generale; Viterbo.
- Van Gils H., Odoi J. O. & Andrisano T. (2010). 'From monospecific to mixed forest after fire? An early forecast for the montane belt of Majella, Italy', *Forest Ecology and Management*, 259(3), pp. 433–439. doi: 10.1016/j.foreco.2009.10.040.
- Veraverbeke et al. (2010). The temporal dimension of differenced normalized burn ratio (dNBR) fire/burn severity studies: the case of the large 2007 Peloponnese wildfires in Greece. *Remote Sens. Environ.*, 114 (2010), pp. 2548-2563, 10.1016/j.rse.2010.05.029
- Viana-Soto A., Aguado I., Martinez S. (2017). Assessment of Post-Fire Vegetation Recovery Using Fire Severity and Geographical Data in the Mediterranean Region (Spain). *Environments*, 4(4), 90; <https://doi.org/10.3390/environments4040090>
- Wasserman T.N. & Mueller S. E. (2023). Climate influences on future fire severity: a synthesis of climate-fire interactions and impacts on fire regimes, high-severity fire, and forests in the western United States. *fire ecol* 19, 43. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00200-8>

- Comune di Fossombrone: <https://www.comune.fossombrone.ps.it/vivere-fossombrone/ambiente-e-territorio>
- Regione Marche: <https://ambiente.regione.marche.it/Portals/0/Ambiente/Natura/Parchi%20e%20Riserve/GeneraleParchiRiserve/Le%20Foreste%20Demaniale%20della%20Regione%20Marche.pdf>
- La valle del Metauro: <https://www.lavalledelmetauro.it/contenuti/beni-ambientali/scheda/4013.html>
- Protezione Civile: <https://rischi.protezionecivile.gov.it/it/incendi-boschivi/incendio-boschivo/#:~:text=Un%20incendio%20boschivo%20%C3%A8%20un,n.%20353%20del%202000>
- Gazzetta ufficiale: <https://www.gazzettaufficiale.it/>
- OSSmeteo Urbino: <https://ossmeteo.uniurb.it/>

Desidero rivolgere i miei più sinceri ringraziamenti al Prof. Alessandro Vitali per la sua disponibilità, per i suoi indispensabili consigli e per le conoscenze trasmesse durante il mio percorso di studi.

Ringrazio inoltre il Dott. Flavio Taccaliti dell'Università di Padova, senza il quale questa ricerca non si sarebbe realizzata, per la sua immensa pazienza, esperienza e dedizione durante i rilievi in campo e l'aiuto fornitomi nell'elaborazione dei dati.

Esprimo la mia più immensa gratitudine ai miei genitori, che sono il mio punto di riferimento, grazie per avermi permesso di intraprendere questo percorso sostenendomi in ogni momento senza mai giudicarmi.

Un ringraziamento speciale va anche a Giulia, Matteo e Sergio che con discrezione e sensibilità mi sono sempre rimasti accanto e con i quali ho condiviso avventure indimenticabili.

Ringrazio di cuore Jacopo, compagno di vita ineguagliabile, per avermi sopportato in questi anni e aver sempre avuto fiducia in me, per essermi stato accanto e per aver gioito insieme dei traguardi raggiunti.

Ringrazio Gloria, insuperabile compagna di studio, di avventure e amica sincera per essermi stata vicina nei momenti di sconforto, per aver reso questo percorso indimenticabile e senza la quale non sarei riuscita a concluderlo.

In ultimo, ma non per importanza, ringrazio mia Nonna Anna, che è volata in cielo in questi ultimi giorni di stesura della tesi, grazie per esserti sempre interessata ai miei studi e per avermi insegnato, a modo tuo, a portarli a termine. Questo mio successo lo dedico anche a te, che resterai per sempre nel mio cuore.