



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TORINO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE, FORESTALI E ALIMENTARI
CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE E TECNOLOGIE DEI SISTEMI E
TERRITORI FORESTALI

TESI DI LAUREA

Analisi a scala di paesaggio della struttura forestale e floristica dei boschi di neoformazione nel vallone del Fiolera, Valle Pesio, CN

Relatore: Prof. Matteo Garbarino

Secondo relatore: Prof. Michele Lonati

Correlatore: Dott. Nicolò Anselmetto

Candidato: Giacomo Marengo

Anno Accademico 2020-2021

Sommario

1	Introduzione.....	4
1.1	Storia dell'abbandono sulle Alpi.....	4
1.2	Successione secondaria e abbandono colturale.....	9
1.3	Espansione dei boschi come conseguenza del cambiamento di uso del suolo.....	14
1.4	I boschi di neoformazione.....	20
2	Obiettivi.....	23
3	Materiali e metodi.....	24
3.1	Area di studio.....	24
3.1.1	Scala di paesaggio - bassa valle Pesio.....	24
3.1.2	Scala di bacino - Vallone del Fiolera.....	26
3.2	Cambiamento di uso del suolo e individuazione dei boschi di neoformazione.....	28
3.3	Rilievi di campo.....	30
3.3.1	Struttura forestale.....	34
3.3.2	Vegetazione dello strato erbaceo.....	34
3.4	Analisi dei dati.....	35
3.4.1	Valutazione dell'accuratezza delle carte di uso del suolo.....	35
3.4.2	Analisi dei boschi di neoformazione.....	36
3.4.2.1	Struttura forestale.....	36
3.4.2.2	Vegetazione dello strato erbaceo.....	36
3.4.2.3	Variabili ambientali.....	38
3.4.2.4	Analisi statistiche.....	38
4	Risultati.....	40
4.1	Carte di uso del suolo.....	40
4.2	Cambiamenti di uso del suolo.....	45
4.3	Boschi di neoformazione.....	49
4.3.1	Carta dei nuovi boschi.....	49
4.3.2	Struttura forestale dei nuovi boschi.....	50

4.3.3	Vegetazione dello strato erbaceo dei nuovi boschi	57
4.3.4	Variabili ambientali.....	63
5	Discussioni	68
5.1	Cambiamenti di uso del suolo a scala di paesaggio	68
5.2	Effetti delle <i>legacies</i> sui boschi di neoformazione.....	69
5.3	Indicazioni gestionali	73
6	Conclusioni.....	77
7	Bibliografia.....	79

1 Introduzione

1.1 Storia dell'abbandono sulle Alpi

A partire dalla fine del XIX secolo, le Alpi sono andate incontro a intense trasformazioni di carattere economico e culturale che sono state in grado di sbilanciare l'equilibrio tra popolazione, risorse ed ambiente (Batzing, 2005). La realizzazione della prima rete ferroviaria nelle Alpi (Ferrovia del Brennero, 1867) e l'entrata della società europea nella "Belle Époque" (1880) segnano l'ultima fase nella storia dell'agricoltura alpina, dando vita a quello che sarà un esodo rurale di gran parte della popolazione montana del contesto alpino (Batzing et al., 1996). In pochi decenni, la maggior parte dei comuni montani delle regioni alpine hanno infatti subito un'elevata perdita della propria popolazione, soprattutto tra le fasce più giovani e attive, in favore dei comuni di fondovalle e delle città industrializzate di pianura (Batzing et al., 1996; Pettenati, 2013; Lasanta et al., 2017).

Da uno studio di Batzing et al. (1996) risulta un incremento demografico della popolazione alpina del 57% dal 1870 al 1990, con un tasso di crescita considerevolmente inferiore a quello europeo (pari al 105%). La proporzione della popolazione nel territorio alpino è infatti diminuita dal 7.4% nel 1870 al 5.8% nel 1990. Questa tendenza si è accentuata a seguito dei forti cambiamenti socio-economici del secondo dopo guerra. I dati ISTAT evidenziano come, nonostante un andamento positivo di crescita della popolazione italiana (circa +20%) dal 1951 al 2011, per la popolazione del settore altitudinale montano si sia registrata una tendenza di crescita negativa (circa -10%) (Figura 1).

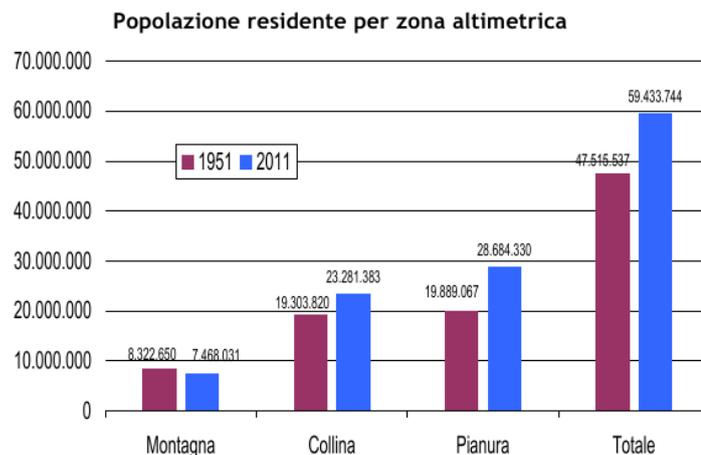


Figura 1 – Dinamica della popolazione italiana per zona altimetrica. (Preiti, 2016)

L'emigrazione della popolazione montana segna quindi un forte declino culturale ed economico della civiltà tradizionale alpina, marcando la marginalizzazione dei territori montani e la trasformazione di molte vallate.

Nel sistema rurale dei contesti alpini, le esigenze locali erano principalmente soddisfatte da un'economia di sussistenza che rendeva necessario anche l'utilizzo di aree più sfavorevoli o lontane dai villaggi. Dopo il fenomeno migratorio, molte delle pratiche tradizionali sono cadute in disuso e molti dei terreni e delle aziende agricole un tempo utilizzati sono stati abbandonati. Il tasso di abbandono delle aree agricole alpine è compreso tra il 20% e il 70%, a seconda delle regioni, mentre dal 1980 al 2000 risultano abbandonate il 33% delle aziende agricole alpine e circa il 44% considerando solamente il territorio alpino italiano (Tappeiner et al., 2003; Streifeneder et al., 2007). D'altro canto, le moderne tecniche agricole sviluppate principalmente per le aree di pianura, mal si adattavano a proprietà di piccole dimensioni come quelle alpine, situate spesso su ripidi pendii, poco fertili e distanti dai nuclei abitati. Unitamente agli svantaggi fisici, anche la difficoltà culturale della popolazione alpina nell'adattarsi alle moderne tecniche agricole ha limitato le possibilità di adattamento dell'agricoltura montana alle nuove condizioni socioeconomiche favorendo così un abbandono o una trasformazione dell'attività agricola tradizionale (Sitzia et al., 2010). Le implicazioni di questi cambiamenti non riguardano solamente le terre abbandonate e la popolazione locale, ma la stessa società poiché soggetta a un cambiamento di produzione di beni e servizi, nonché a una forte perdita culturale (Hunziker & Kienast, 1999; Varga et al., 2018).

La letteratura individua diverse cause dell'abbandono culturale. Secondo Baldock et al., (1996) l'abbandono e la marginalizzazione delle aree rurali dipende dall'interazione tra fattori fisici, ambientali e socio-economici, mentre MacDonald et al. (2000) e Strijker (2005) individuano come cause principali la globalizzazione del commercio e l'intensificazione dei sistemi agricoli tradizionali spinta dalle politiche pubbliche. Ognuno di questi fattori agisce in modo sinergico: riassumendo la letteratura, Lasanta et al. (2017), distinguono le cause in fattori esterni (politiche pubbliche, cambiamenti socio-economici, migrazione ecc.), che avviano il processo di abbandono e in fattori interni (fattori locali, topografia, caratteristiche dell'azienda agricola), che definiscono le dinamiche del processo, ovvero la superficie e la localizzazione delle aree abbandonate.

L'industrializzazione e la forte crescita del settore terziario hanno così prodotto un sostanziale cambiamento nella struttura della cultura alpina: molte pratiche tradizionali

come l'agricoltura, l'allevamento estensivo, la selvicoltura, l'artigianato e l'estrazione mineraria sono andate incontro ad un significativo declino, mentre nuove fonti di reddito come il turismo e la produzione di energia idroelettrica sono andate sviluppandosi (Batzing et al., 1996). Invece del tradizionale uso estensivo nelle Alpi si è quindi sviluppata una struttura contrastante: da un lato le valli facilmente accessibili stanno diventando sempre più urbanizzate e utilizzate, dall'altro le aree marginali sono sottoutilizzate o, in taluni casi, completamente abbandonate (Batzing et al., 1996; Falcucci et al., 2007).

Data l'elevata eterogeneità e specificità dei sistemi alpini, l'abbandono culturale presenta differenti *pattern* di cambiamento. Spesso si tratta di un abbandono parziale, che interessa maggiormente le aree marginali (distanti dalle strade e dai centri abitati, con pendenze importanti e con scarsa fertilità) che richiedevano un'elevata manodopera ed elevati costi di gestione (Gellrich et al., 2007). Questo fenomeno è accentuato dall'età avanzata degli agricoltori e da una mancanza di ricambi generazionali (MacDonald et al., 2000).

Uno studio di MacDonald et al. (2000) individua due tendenze di adattamento dei sistemi agricoli alpini alle nuove pressioni socioeconomiche con differenti modelli di cambiamento per ognuna di esse. Nei sistemi prativi tradizionali, l'adattamento si è verificato attraverso l'abbandono delle pratiche di gestione tradizionali ed un conseguente cambiamento nel *pattern* spaziale dell'attività pascoliva, fenomeno frequente nelle aree di alta quota dove il declino della pastorizia ha determinato un sovra pascolamento nei pressi degli alpeggi, o dei cambiamenti strutturali nell'organizzazione dell'attività agricola per cui la gestione a prato è stata sostituita dal pascolamento permanente (Figura 2).

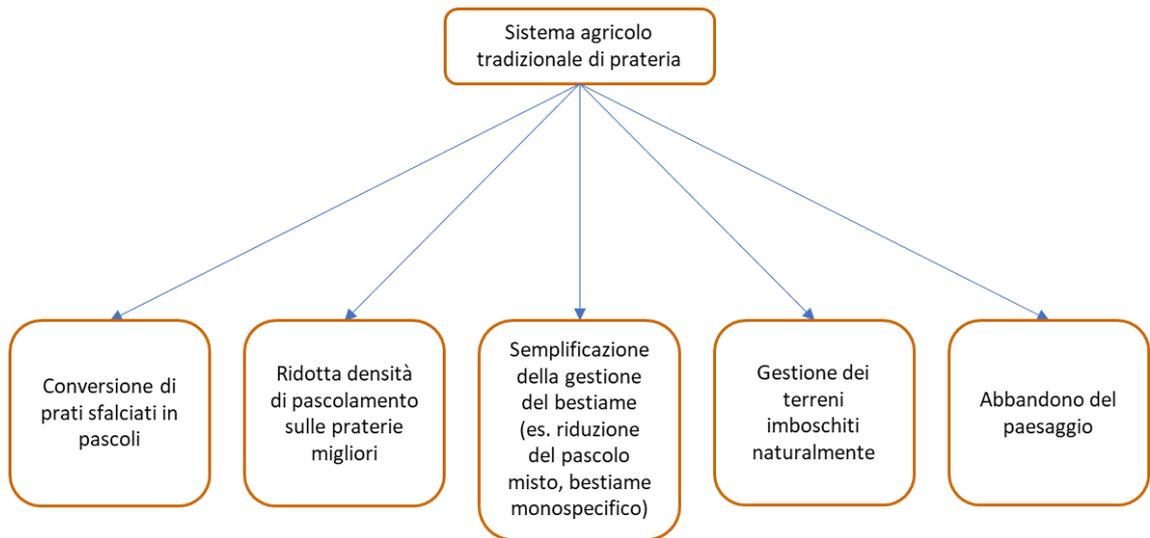


Figura 2 – Adattamenti della gestione a seguito dell'abbandono culturale nei sistemi tradizionali di prateria. (modificato da MacDonald et al., 2000)

La seconda tendenza di adattamento riguarda la conversione dei sistemi agricoli tradizionali ad arativi misti dove i cambiamenti nelle pratiche di gestione hanno generalmente comportato la specializzazione nella coltivazione monocolturale (Figura 3).

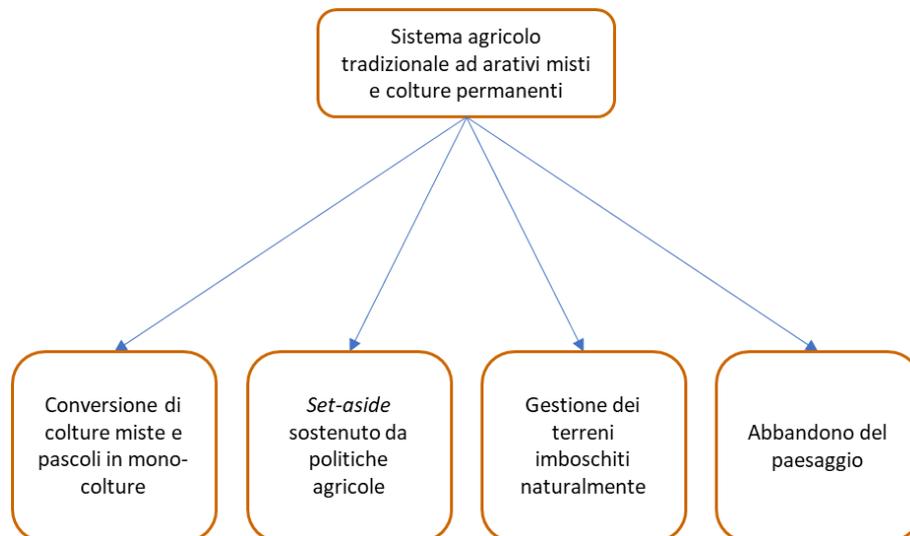


Figura 3 – Adattamenti della gestione a seguito dell'abbandono culturale dei coltivi tradizionali. (MacDonald et al., 2000)

L'abbandono delle pratiche di gestione tradizionali, in particolare nei territori montani, insieme alle nuove pressioni socio-economiche per il mantenimento del reddito agricolo, potrebbero aver influenzato il valore ambientale delle terre agricole e i processi dinamici della vegetazione (MacDonald et al., 2000). L'abbandono culturale genera quindi diversi impatti di carattere ambientale, economico e sociale che colpiscono non solo il contesto

montano, ma l'intera società, per via dei servizi ecosistemici forniti (Fuhrer, 2000; Conti & Fagarazzi, 2005; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Viviroli et al., 2007)

1.2 Successione secondaria e abbandono colturale

Per secoli, molte aree montane e collinari sono state oggetto di deforestazione per creare spazio all'agricoltura, al pascolamento e agli insediamenti produttivi. La copertura forestale residua era invece mantenuta e gestita essenzialmente per la produzione di legname da costruzione e da ardere, per i prodotti non legnosi e per la funzione protettiva contro l'erosione del suolo e le valanghe (Fuhrer, 2000). Tuttavia, l'abbandono delle tradizionali pratiche agricole ha dato vita, a partire dalla fine del secolo scorso, a un forte processo di successione secondaria.

Il termine "successione" fu coniato da H.D. Thoreau nel 1860 per descrivere i mutamenti nella composizione degli ecosistemi forestali. Per successione si intende un cambiamento direzionale, non stagionale, nelle specie vegetali che occupano una certa superficie attraverso il tempo; tale cambiamento è costituito dai processi di colonizzazione, insediamento ed estinzione che agiscono sulle specie che vi partecipano (Alberti, 2015). L'effetto combinato della colonizzazione e dell'estinzione è il principale responsabile della struttura e delle dinamiche dell'ecosistema; l'equilibrio tra questi due processi determina il livello di biodiversità e mantiene i sistemi ecologici in uno stato dinamico e auto-organizzato (Antoniadou et al., 2019).

Esistono due tipologie di successione. Si definisce primaria una successione su substrati in precedenza privi di ogni tipo di vegetazione (Walker et al., 2010). Essa può verificarsi ad esempio quando si rende disponibile una superficie precedentemente inospitale per l'insediamento della vegetazione, come a seguito del ritiro di un ghiacciaio, oppure quando si verificano disturbi di elevata severità come le grandi piene, l'attività estrattiva, il vulcanesimo, ma anche le devastazioni che fanno seguito ai conflitti armati (Amat, 1992). Si definisce invece secondaria una successione che avviene in aree già occupate da vegetazione e interessate da disturbi naturali (incendio, inondazioni, valanghe, vento) o antropici (selvicoltura) di severità elevata (Walker et al., 2010; Prach & Walker, 2019). A differenza della successione secondaria, quella primaria implica la rimozione della maggior parte dei processi dell'ecosistema, limitando fortemente la presenza della sostanza organica nel suolo e richiedendo quindi ritmi molto più lenti (Dalling, 2008; Walker et al., 2010).

Le successioni secondarie spesso iniziano in condizioni ricche di risorse associate ad un'elevata disponibilità di luce e ad una ridotta competizione per i nutrienti (Dalling, 2008). I primi stadi della successione sono caratterizzati dalla colonizzazione da parte

delle specie pioniere, che presentano adattamenti in grado di renderle più competitive rispetto alle specie definitive nella colonizzazione di ambienti aperti, disturbati e instabili (Dalling, 2008). Sono generalmente eliofile, caratterizzate da rapidi accrescimenti soprattutto nelle fasi giovanili, cicli di vita breve (circa 80-100 anni) e un'abbondante produzione di seme, spesso diffuso per via anemocora. Il seme, leggero e con poche sostanze di riserva, predilige solitamente il terreno minerale per germinare, poiché in tale situazione risente meno della competizione con altre specie (Dalling, 2008; Antoniadou et al., 2019). In ambiente montano le specie pioniere più diffuse sono il larice (*Larix decidua* Mill.), il pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) e la betulla (*Betula pendula* Roth); mentre in condizioni di maggiore fertilità edafica è possibile trovare specie come gli aceri (e.g. *Acer pseudoplatanus* L.), i tigli (e.g. *Tilia cordata* Mill.) e i frassini (e.g. *Fraxinus excelsior* L.). Negli stadi successivi le specie pioniere vengono sostituite da specie caratterizzate da cicli di vita più lunghi (circa fino a 500 anni), con carattere sciafalo negli stadi giovanili e semi di maggiori dimensioni, spesso diffusi per via zoocora (Dalling, 2008). Inoltre, con l'avanzare della successione, la biomassa, la copertura, la stratificazione e la complessità strutturale aumentano, favorendo una graduale riduzione dell'effetto del macroclima e una stabilizzazione delle condizioni locali (Antoniadou et al., 2019).

Da un punto di vista spaziale, la modalità di insediamento delle specie pioniere sui terreni agricoli abbandonati può essere descritta mediante tre modelli di diffusione: espansione forestale, nucleazione e dispersione (Sitzia, 2009). La prima modalità è piuttosto rara e si verifica quando la successione procede a partire dal margine del bosco in modo direzionale verso il prato-pascolo abbandonato (Yarranton & Morrison, 1974). Questa si verifica quando il passaggio tra il bosco e la coltura agraria è abrupto, la ricolonizzazione è massiccia (in presenza di una grande quantità e di una elevata germinabilità dei semi) e in presenza di specie che si espandono molto rapidamente grazie all'emissione di polloni radicali (e.g. robinia, ailanto e pioppo tremolo). La seconda modalità (nucleazione) si verifica quando la successione procede a macchia d'olio attorno a individui portaseme isolati. Le querce, ad esempio, tendono ad espandersi attraverso questo sistema dando origine ad anelli concentrici di giovani piante attorno alle portaseme (Sitzia, 2009). Infine, l'ultimo modello di diffusione si verifica attraverso l'insediamento diretto di specie arboree tolleranti la piena luce.

Le modalità ed i tempi in cui avviene la colonizzazione sono influenzate dalla modalità con cui i singoli organismi sono in grado di occupare il sito (migrazione) e dalla capacità dei singoli individui di affermarsi e di competere per le risorse disponibili (selezione naturale) (Alberti, 2015). Per quanto riguarda il processo di migrazione sono fondamentali la modalità di dispersione del seme e, eventualmente, la rinnovazione agamica delle specie forestali. Alcune specie, definite *obligate seeders*, si riproducono solamente attraverso un meccanismo gamico, per cui risulta fondamentale la modalità di dispersione del seme; mentre specie, tipicamente latifoglie, come il castagno, il faggio, la betulla, definite *facultative seeders*, sono in grado di riprodursi sia per via gamica che per via agamica (Bovio et al., 2001). Per le prime risulta fondamentale la presenza di individui portaseme (Tasser et al., 2007) che, nei paesaggi agricoli, è generalmente influenzata dall'azione antropica. Gli individui caratterizzati da una diffusione del seme barocora (e.g. cerro, roverella e castagno) sono in grado di insediarsi entro i primi 15 m dagli individui portaseme, mentre le specie con una disseminazione anemocora (e.g. acero campestre) sono in grado di raggiungere distanze superiori (Torta, 1997). La disseminazione del primo gruppo è tuttavia favorita anche su grandi distanze dalla zoocoria (e.g. diffusione del seme del pino cembro grazie alla nocciolaia). Le specie definite *facultative seeders*, sfruttando la capacità di rinnovarsi per via agamica, sono in grado di avvantaggiarsi in situazioni di ripetuti fenomeni di disturbo. Ad esempio, la continua ceduzione di giovani semenzali di latifoglie nei prati dove era esercitata la fienagione, può dar luogo alla formazione di una “banca di ceppaie” (Gandolfo, 1994) la cui capacità pollonifera si manifesta una volta cessata la fienagione, consentendo alle specie arboree, in particolare a quelle in grado di emettere polloni radicali (e.g. pioppo tremolo), di invadere il soprassuolo.

Per quanto riguarda la competizione, dove la densità della copertura erbacea è particolarmente elevata, l'insediamento della vegetazione forestale può essere impedito o anche bloccato per un certo periodo. Ad esempio, quando la fase arborea è anticipata da una fase arbustiva (e.g. nocciolo) l'evoluzione del popolamento può restare bloccata per diverso tempo a causa della minor disponibilità di luce e della presenza di sostanze allelopatiche presenti nelle foglie o prodotte a livello radicale (Grime, 2001).

Anche i fattori ambientali influenzano fortemente la composizione e la dinamica della successione. Uno studio di Tasser et al. (2007) sulle Alpi centro-orientali ha evidenziato come, con il crescere dell'altitudine, la probabilità che un bosco riesca ad insediarsi in ex

terreni agricoli si riduce: tra 800 e 1200 m di altitudine i prati vengono completamente colonizzati dal bosco in 15 anni, mentre tra 1200 e 1400 m di quota sono necessari 30 anni. Inoltre, al di sopra dei 2400 m, è possibile solamente l'insediamento di gruppi di alberi (Figura 4). Questa tendenza dipende principalmente dalle sfavorevoli condizioni climatiche che limitano la germinazione e la crescita degli individui arborei. È fondamentale sottolineare come, in un contesto di cambiamento climatico, l'influenza dei fattori ambientali sulle dinamiche di colonizzazione potrebbe subire variazioni sempre più rilevanti (Gehrig-Fasel et al., 2007; Anselmetto et al., 2021).

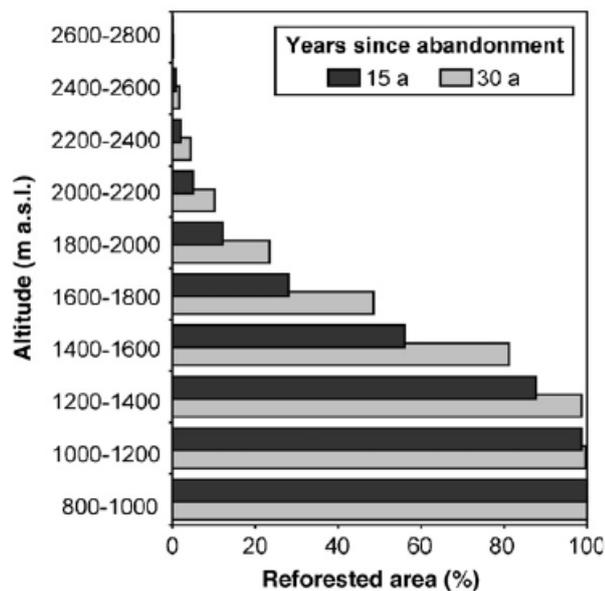


Figura 4 – Proporzione di ricolonizzazione di aree abbandonate a differenti altitudini e a diverse scale temporali durante il periodo 1970 e 1975 nelle Alpi centro-orientali (Tasser et al., 2007).

Infine, la modalità e le tempistiche di colonizzazione possono essere fortemente condizionate dal pascolamento e dal precedente uso del suolo (Vandvik, 2004; Sitzia, 2009). Gli effetti del pascolamento sui meccanismi di successione devono essere distinti a seconda che questa sia praticato da pecore, capre o bovini (Sitzia, 2009). Mentre le capre e le pecore, avendo una dieta selettiva, causano danni solitamente trascurabili ai semenzali, i bovini danneggiano la rinnovazione in modo permanente per via delle loro abitudini di brucatura non selettiva (Hester et al., 1996). Tuttavia, il pascolamento può anche favorire l'insediamento delle specie pioniere grazie all'azione di calpestamento che genera aree aperte e tendenzialmente erose, dove si creano condizioni favorevoli alla germinazione, in particolare del larice. Inoltre, come già accennato, la presenza di individui porta seme è stata favorita e influenzata dall'azione antropica: prima dell'abbandono colturale era frequente la presenza di querce per la produzione di ghiande,

frassini come alberi da foraggio, noci e aceri campestri piantati come filari o siepi, ontani neri per fertilizzare il terreno (Alberti, 2015). Nei terreni agricoli, il grado e il tipo di concimazione, la presenza di una rete di canali di scolo o irrigazione e l'eventuale presenza di suolo nudo al momento dell'abbandono agiscono in modo selettivo sulle diverse specie. Ad esempio, il regime di concimazione o fertilizzazione adottato tende a sfavorire le specie rustiche a vantaggio di quelle esigenti che, in queste situazioni, diventano più competitive (Sitzia, 2009). Inoltre, le aree di accumulo di pietre dovute a spietramento e la presenza di manufatti come i muri a secco e i terrazzamenti fungono da "accumulatori ecologici" (Sitzia, 2009) assicurando una protezione ai semenzali che in essi si insediano e diventando aree di rifugio con condizioni microstazionali favorevoli all'attecchimento della rinnovazione (Ferretti et al., 2019). Il precedente uso del suolo e la gestione delle risorse può quindi avere una forte influenza sulla composizione floristica iniziale e sulla creazione di siti favorevoli per la colonizzazione da parete delle specie pioniere.

1.3 Espansione dei boschi come conseguenza del cambiamento di uso del suolo

L'abbandono colturale rappresenta uno dei maggiori cambiamenti di uso del suolo nell'Europa dal XIX secolo, specialmente nelle aree montane (MacDonald et al., 2000; Sitzia et al., 2010; Varga et al., 2018). Viene definito come “un processo dove il controllo dell'uomo sul suolo (e.g. agricoltura, selvicoltura) viene abbandonato e il suolo viene lasciato all'evoluzione naturale” (FAO, 2006). L'abbandono innesca quindi un processo di trasformazione che si manifesta con la colonizzazione incontrollata da parte delle specie arboree e arbustive (Lasanta et al., 2017).

Negli ultimi quarant'anni il cambiamento di uso e copertura del suolo ha interessato l'intera penisola italiana portando a uno sfruttamento sempre maggiore delle pianure, all'abbandono delle aree montane e collinari e ad un incremento degli insediamenti lungo le coste. Nel periodo tra il 1960 e il 1990 il 51.63% del territorio italiano è stato interessato da un cambiamento di uso e di copertura del suolo, mentre nel decennio successivo (1990-2000) questi cambiamenti hanno interessato il 23.34% del territorio della penisola (Falcucci et al., 2007). In generale, dalla metà dello scorso secolo la copertura forestale è fortemente aumentata nelle aree montane e collinari a discapito delle aree destinate all'agricoltura e al pascolamento (Figura 5a) (Garbarino et al., 2020). Inoltre, le classi di uso del suolo che rappresentano le coltivazioni più tradizionali ed estensive sono diminuite a fronte di un aumento delle coltivazioni più intensive nelle aree di pianura (Falcucci et al., 2007).

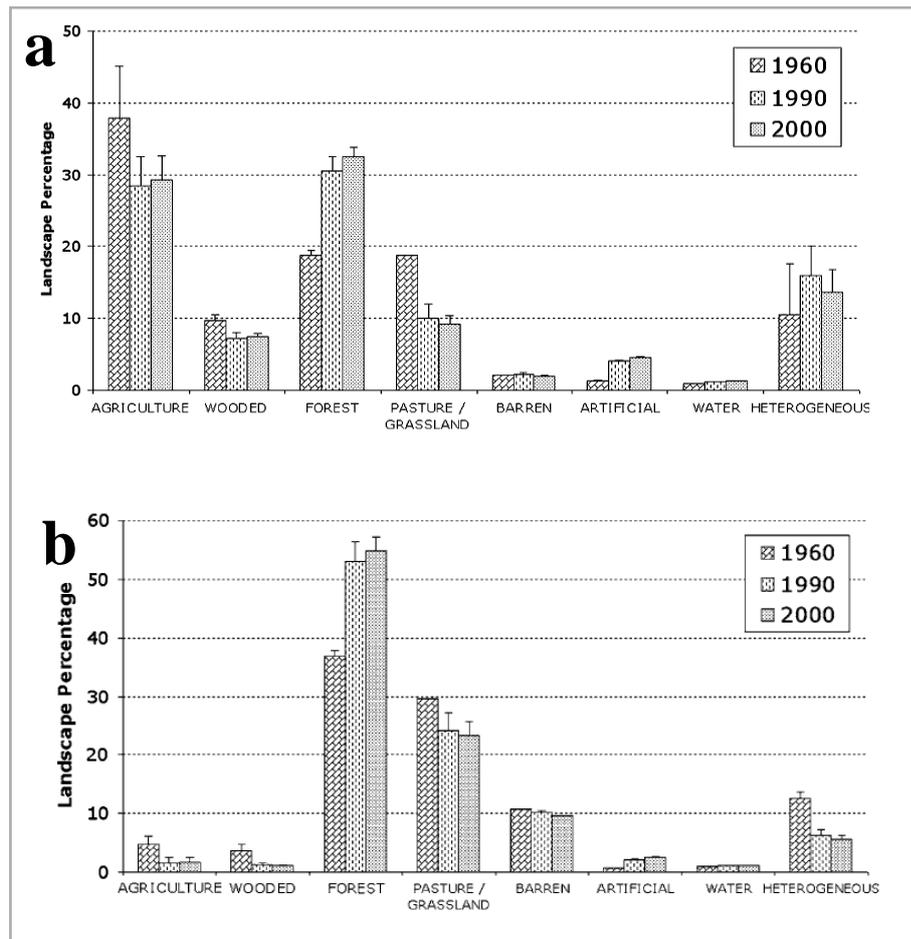


Figura 5 – Distribuzione percentuale delle differenti classi d’uso del suolo in Italia (a) e sulle Alpi (b) nel 1960, 1990 e 2000. Si può notare come ad una riduzione della superficie occupata da terreni agricoli, prati e pascoli sia corrisposto un aumento della copertura forestale (Falcucci et al., 2007)

Analizzando i dati resi disponibili dagli inventari forestali nazionali si conferma quanto detto: nel 1985 il territorio italiano risultava interessato da una copertura forestale pari a 8.6 mln di ha (IFNI85); con un incremento annuo di crescita pari allo 0.3% del territorio nazionale il bosco è avanzato fino a raggiungere i 10 mln di ha di copertura nel 2005 (INFC05); mentre, le recenti stime del terzo inventario forestale mostrano una copertura pari a 11 mln ha nel 2015, con un incremento annuo pari a 0.2% del territorio nazionale (INFC15) (RAF, 2018).

I cambiamenti di uso e di copertura del suolo si sono verificati con diverse intensità nelle varie zone della penisola. Il bosco si è espanso in tutta Italia, quasi raddoppiando la sua estensione nelle Alpi, negli Appennini e in Sardegna (Falcucci et al., 2007). La copertura agricola è andata incontro a una diminuzione su tutte le aree montane mentre è aumentata nel resto della penisola. A conferma della perdita della superficie colturale che ha interessato il contesto alpino, la Figura 5b mostra come, a fronte del declino

dell'agricoltura e del pascolamento, sulle Alpi è stata registrata una forte espansione della copertura forestale, la quale rappresenta la maggiore copertura del suolo.

Le regioni montane europee sono tradizionalmente caratterizzate da ecosistemi silvo-pastorali semi-naturali originati da secoli di interazione tra dinamiche naturali ed antropiche (Naveh, 1995). Le pratiche tradizionali, come la selvicoltura e il pascolamento, hanno permesso la formazione di un mosaico paesaggistico eterogeneo composto da un'alternanza di boschi, pascoli arborati, pascoli e coltivi (Garbarino et al., 2014) caratterizzati da un'elevata biodiversità (MacDonald et al., 2000; Gellrich et al., 2007). Questi ambienti, per millenni modificati dall'azione dell'uomo, vengono definiti paesaggi culturali (Naveh, 1995).

Le zone di montagna sono aree particolarmente importanti per la conservazione della biodiversità (MacDonald et al., 2000). Diverse istituzioni internazionali (UNESCO, La Convenzione Europea del Paesaggio, l'Istituto per la Politica Ambientale Europea ecc.) hanno applicato misure per la preservazione dei paesaggi tradizionali, considerati fattore chiave per lo sviluppo sostenibile (Lasanta et al., 2017). Gli ecosistemi semi-naturali ospitano specie di flora e fauna i cui habitat naturali sono spesso scomparsi, al punto che molte specie sono diventate dipendenti da habitat semi-naturali, essenziali sostituiti di quelli originali (Conti & Fagarazzi, 2005; Marini et al., 2007). La direttiva europea Habitat (92/43/EEC) individua le praterie semi-naturali alpine come importanti siti per la conservazione delle specie animali e vegetali. In questi habitat, singoli fattori ambientali come la topografia, il clima e il suolo non bastano a spiegare la complessa variabilità della composizione della vegetazione, poiché frutto dei passati e attuali usi del suolo (Gehrig-Fasel et al., 2007). Il cambiamento d'uso del suolo è quindi identificato come una delle principali cause del cambiamento del paesaggio montano (Gellrich et al., 2007; Ameztegui et al., 2016; Plieninger et al., 2016).

L'abbandono dei sistemi agricoli e la conseguente espansione forestale causano intensi impatti di carattere ambientale, sociale ed economico. Lasanta et al. (2015) li riassume in effetti in grado di agire positivamente e negativamente alla fornitura dei servizi ecosistemici. Tra gli effetti positivi ci sono: (I) un aumento della copertura vegetale, processo positivo su scala globale in grado di compensare il fenomeno della deforestazione; (II) un maggiore assorbimento di anidride carbonica, principale causa del riscaldamento globale; (III) un aumento della biodiversità nelle fasi iniziali della successione vegetale (Höchtl et al., 2005); (IV) maggiori tassi di intercettazione e di

infiltrazione delle precipitazioni, con conseguente miglioramento nella regolamentazione del ciclo idrico; (V) una ridotta erosione del suolo grazie alla protezione fornita dalla copertura della chioma. Tra gli effetti negativi individua invece: (I) una maggiore omogeneizzazione del paesaggio con conseguente perdita della diversificazione strutturale; (II) un'alterazione dei regimi di disturbo naturali, soprattutto nelle regioni storicamente influenzate dall'uomo (Mantero et al., 2020), e una maggiore propagazione del fuoco in quegli ecosistemi dove la disponibilità di biomassa rappresenta un fattore limitante (Pausas & Fernández-Muñoz, 2012); (III) una riduzione della biodiversità nel medio-lungo periodo in relazione alla perdita di spazi aperti e delle specie adattate agli habitat semi-naturali (Tasser & Tappeiner, 2002; Marini et al., 2007; Fontana et al., 2014); (IV) una perdita di sistemi agricoli ad alto valore naturale, essenziali per lo sviluppo sostenibile delle comunità montane, e di tutti i servizi ecosistemici associati, come la produzione di cibo (Fontana et al., 2014); (V) una perdita di paesaggi culturali e delle tecniche di gestione necessarie alla loro conservazione. Inoltre, anche se di natura antropica, le praterie semi-naturali sono habitat di lunga data con una struttura e una composizione vegetale complessa, fattore rilevante per la maggior parte della fauna selvatica (Laiolo et al., 2004).

È fondamentale evidenziare come gli impatti degli effetti analizzati possano variare a seconda della scala di osservazione, delle specifiche circostanze ambientali, sociali ed economiche, della percezione del valore paesaggistico da parte di uno specifico gruppo sociale e degli obiettivi di conservazione preposti (Conti & Fagarazzi, 2004; Höchtl et al., 2005; Sitzia et al., 2010).

Conoscere la storia di un determinato ecosistema è fondamentale per comprendere gli attuali processi ecologici e per attuare pratiche di gestione razionali e sostenibili (Beller et al., 2020). Gli usi storici del suolo sono importanti fattori che determinano le caratteristiche, la struttura, il modello spaziale e i servizi ecosistemici dei moderni paesaggi forestali. La vegetazione attuale è la risposta, nello spazio e nel tempo, al tipo e all'intensità delle precedenti pratiche agricole e forestali, ai tempi in cui si è verificato l'abbandono del suolo e all'effetto combinato di diversi usi del suolo (Gimmi et al., 2008). L'eredità dell'uso storico del suolo è quindi in grado di modellare la struttura dei paesaggi attuali e di vincolare i futuri processi ecologici. Tali effetti sulle dinamiche naturali degli ecosistemi prendono il nome di *land-use legacies* (Foster et al., 2003; Garbarino & Weisberg, 2020).

Uno studio condotto da Garbarino et al. (2020) evidenzia i differenti effetti del passato uso del suolo su paesaggi forestali alpini ed appenninici durante il periodo 1954-2012. Su entrambe le catene montuose il cambiamento dominante nell'uso del suolo è rappresentato dalla transizione da pascolo a foresta, che riflette il generale declino della gestione pascoliva delle zone montane (Falcucci et al., 2007). Tuttavia, le due catene montuose differiscono in quanto la transizione da aree non vegetate a foresta si è verificata solamente sulle Alpi. Ciò è probabilmente dovuto alla tendenza delle specie arboree del limite superiore dei boschi alpini (*Larix decidua* e *Pinus cembra*) a invadere le zone di alta quota, mentre sugli Appennini il limite superiore del bosco è dominato dal *Fagus sylvatica*, specie meno incline alla migrazione verso l'alto e che tende a chiudere radure e *gap* all'interno di una matrice forestale (Malandra et al., 2019; Garbarino et al., 2020).

La distanza dai margini del bosco è uno dei fattori che maggiormente influenzano la futura espansione forestale (Figura 6). Questa sembra essere un fattore determinante in particolare sulle Alpi, dove alle quote elevate, a causa delle limitanti condizioni climatiche, la rinnovazione riesce ad insediarsi con successo solamente nei micrositii favorevoli e vicino ai margini del bosco. Altro fattore rilevante risulta essere l'altitudine, soprattutto sugli Appennini, dove rappresenta la variabile che maggiormente ha influenzato l'espansione forestale (Figura 6) (Garbarino et al., 2020).

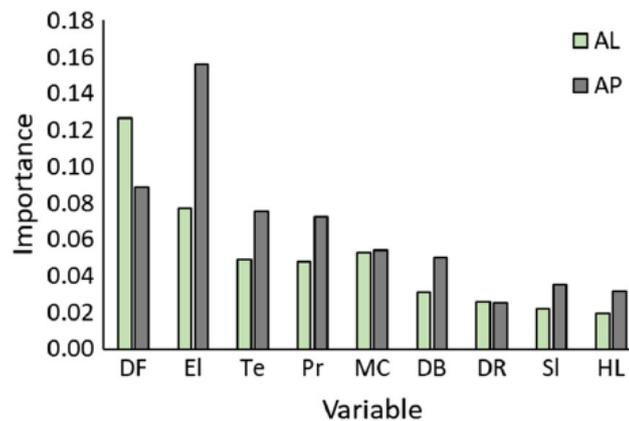


Figura 6 – Importanza delle variabili che hanno influenzato l'espansione forestale sulle Alpi (AL) e sugli Appennini (AP): distanza dai margini delle foreste preesistenti (DF), variabili topografiche (EI = quota, SI = pendenza, HL = Heat Load Index), variabili climatiche (Te = temperatura media annua, Pr = precipitazioni annua), e antropiche (MC = cost of movement, DB = distanza dagli edifici, DR = distanza dalle strade)(Garbarino et al., 2020).

In definitiva, l'espansione forestale risulta la tendenza principale su entrambe le catene montuose, in particolare sugli Appennini grazie alle condizioni climatiche più favorevoli alla crescita della vegetazione, ma anche alla maggiore presenza di coltivi o pascoli

abbandonati alle quote più basse (Malandra et al., 2019; Garbarino et al., 2020). Ciò evidenzia l'importanza della variabilità climatica e dei pregressi usi del suolo nel comprendere e prevedere i cambiamenti del paesaggio forestale dopo l'abbandono dei sistemi agricoli tradizionali (Tasser & Tappeiner, 2002; Zimmermann et al., 2010; Garbarino et al., 2020).

1.4 I boschi di neoformazione

Durante il processo di colonizzazione di una successione secondaria, le formazioni forestali invadono i prati, i pascoli ed i campi abbandonati con dinamiche diverse a seconda delle specie presenti, delle condizioni climatiche, del precedente uso del suolo e della struttura e composizione del paesaggio (Vandvik, 2004; Sitzia, 2009; Alberti, 2015). Il risultato di questo processo dà vita ai cosiddetti boschi di neoformazione. Da un punto di vista scientifico questi possono essere definiti come “il rimboschimento spontaneo che ha luogo sui terreni prima occupati dall’attività agricola per effetto di una successione secondaria” (Piuksi, 2002) e in cui “sussistono fasi successive di insediamento e consociazione tra specie arboree o arbustive ancora non ben definite in una chiara struttura forestale” (Ferretti et al., 2019). Da un punto di vista normativo, la regione Piemonte considera “bosco di neoformazione” le “superfici colonizzate da alberi e/o arbusti di almeno 10 anni di età” (art. 3 comma 4, l.r. 4/2009), che rispettano la definizione di bosco (D.Lgs. 34/2018 – Testo unico in materia di foreste e filiere forestali, 2018).

La variabilità della composizione dei boschi di neoformazione dipende da molteplici fattori, i quali possono essere suddivisi in tre gruppi: stazione, tempo e gestione (Sitzia, 2009). La stazione include le condizioni climatiche, che agiscono a scala regionale, la geologia, la topografia, la disponibilità idrica e altri fattori edafici che operano a scala locale. Il fattore tempo è una misura del tempo trascorso dall’abbandono colturale e quindi dell’influenza delle condizioni passate e della progressione della successione. I fattori gestionali, invece, includono la passata e presente influenza antropica e in particolare la gestione del pregresso uso del suolo.

Dal punto di vista dell’inquadramento tipologico solo recentemente sono stati condotti lavori di caratterizzazione delle tipologie forestali di boschi di neoformazione a scala regionale (Sitzia, 2009). Nella macroregione alpina, le prime fasi del processo di successione sono prevalentemente interessate da una colonizzazione diretta dalle specie arboree. Le tipologie predominanti sono costituite da acero-frassineti, orno-ostrieti e acero-tiglieti, betuleti e corileti, larici-cembreti e alneti di ontano nero o, alle quote più elevate, di ontano verde (Del Favero, 2004). Nella regione Piemonte, ad esempio, la percentuale stimata di tali boschi rispetto alla copertura forestale complessiva è pari al 15%. Come si osserva dalla Figura 7, i tipi forestali più diffusi sono i robinieti, le boscaglie pioniere e d’invasione, gli acero-tiglio-frassineti e gli alneti di ontano verde. Circa il 46% di tali boschi hanno potenziale funzione di produzione, associata o meno

alla protezione; inoltre, solo il 25% di questi non sono considerati suscettibili a gestione attiva (Gottero et al., 2007).

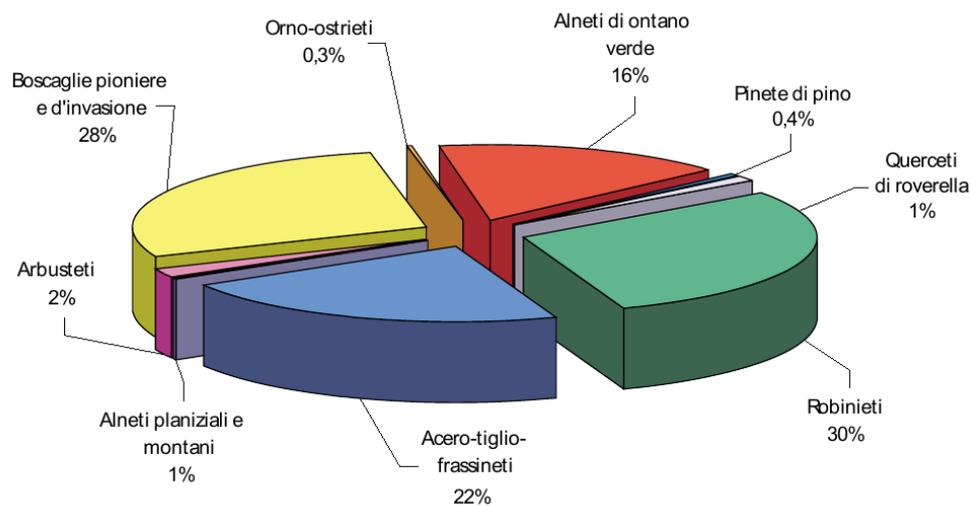


Figura 7 - Ripartizione delle categorie comprendenti i tipi forestali riconducibili a formazioni d'invasione (Gottero et al., 2007).

L'abbandono dei boschi di neoformazione alla libera evoluzione e il ripristino alle condizioni di naturalità (Höchtel et al., 2005) comporta conseguenze sia positive che negative (capitolo 1.3 più sopra). Il ritorno del bosco viene tipicamente considerato un fatto positivo, perché in contrapposizione a un contesto globale di crescente deforestazione (FAO, 2020). Analizzando, però, la realtà dei boschi di neoformazione vi sono differenti situazioni e casistiche da considerare. Ad esempio, la ricostituzione della copertura può favorire una più rapida diffusione degli incendi, ancor più in un territorio spazialmente omogeneo, privo di campi arati, sentieri, strade e altri spazi legati all'attività umana che in passato costituivano un ostacolo al diffondersi del fuoco (Ferretti et al., 2019). Le neoformazioni su ex coltivo e prati, quando riconosciute come nuovi boschi e come tali soggette alle norme, rappresentano quindi un'opportunità ecologica e selvicolturale e contemporaneamente una minaccia ambientale e paesaggistica. Una gestione attiva potrebbe infatti limitare la diffusione di incendi e fitopatologie, contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici, alla salvaguardia della biodiversità e al mantenimento o miglioramento dell'assetto idrogeologico (Ferretti et al., 2019). Inoltre, se opportunamente indirizzate fin dalle fasi di spessina o giovane perticaia attraverso una corretta pianificazione e gestione selvicolturale, è possibile, in tempi medio-lunghi, ottenere non solo un popolamento forestale stabile ma anche una risorsa economica, ambientale e sociale fondamentale soprattutto per le aree rurali (Ferretti et al., 2019). A

titolo di esempio, il regolamento forestale della regione Piemonte (art. 29 del regolamento forestale regionale, 2015) prevede che fino al trentesimo anno di età o oltre sé in assenza di acero di monte, frassino maggiore, faggio o querce (esclusa la roverella), è possibile scegliere una gestione a ceduo, fustaia o governo misto; mentre se il bosco di neoformazione ha raggiunto un'età maggiore di 30 anni e sono presenti le specie elencate in precedenza, è obbligatoria la gestione a fustaia. Inoltre, dove le condizioni ecologiche lo consentono e sono presenti latifoglie nobili, come ad esempio il ciliegio, l'acero di monte e il frassino maggiore, è possibile applicare una selvicoltura per piede d'albero.

Oltre alla gestione selvicolturale, nei boschi di neoformazione è anche possibile prevedere un recupero del paesaggio semi-naturale. In certi casi, infatti, una selvicoltura su basi naturali, finalizzata ad assecondare solamente le dinamiche della vegetazione può avere effetti poco favorevoli nei confronti della diversità paesaggistica. Il recupero delle aree abbandonate può avvenire mediante il taglio degli alberi e degli arbusti, o mediante incendi controllati, seguiti dal ripristino del pascolamento o dello sfalcio (Sitzia, 2009). In questo senso, la conservazione dell'eterogeneità del paesaggio e la rivalorizzazione dei terreni abbandonati sono alternative percorribili, ma richiedono però una pianificazione attenta e progettata sul lungo termine che consideri non solo il valore naturalistico, ma anche le esigenze culturali, estetiche e sociali del territorio.

2 Obiettivi

L'obiettivo principale del presente lavoro di tesi è determinare l'effetto delle *legacies* pregresse di uso e copertura del suolo sulle caratteristiche dei boschi di neoformazione di un bacino idrografico piemontese. A tal scopo, sono stati perseguiti, a differenti scale di osservazione, obiettivi intermedi: (i) fotointerpretazione a scala di paesaggio (bassa valle Pesio) dell'uso del suolo e quantificazione del cambiamento per il periodo di analisi 1954-2017; (ii) individuazione a scala di bacino idrografico (vallone del Fiolera) dei nuovi boschi; (iii) analisi a scala locale della struttura e della composizione floristica dei boschi di neoformazione individuati.

Nella parte conclusiva delle discussioni si riportano infine possibili strategie gestionali volte alla rivalorizzazione del territorio.

3 Materiali e metodi

3.1 Area di studio

3.1.1 Scala di paesaggio - bassa valle Pesio

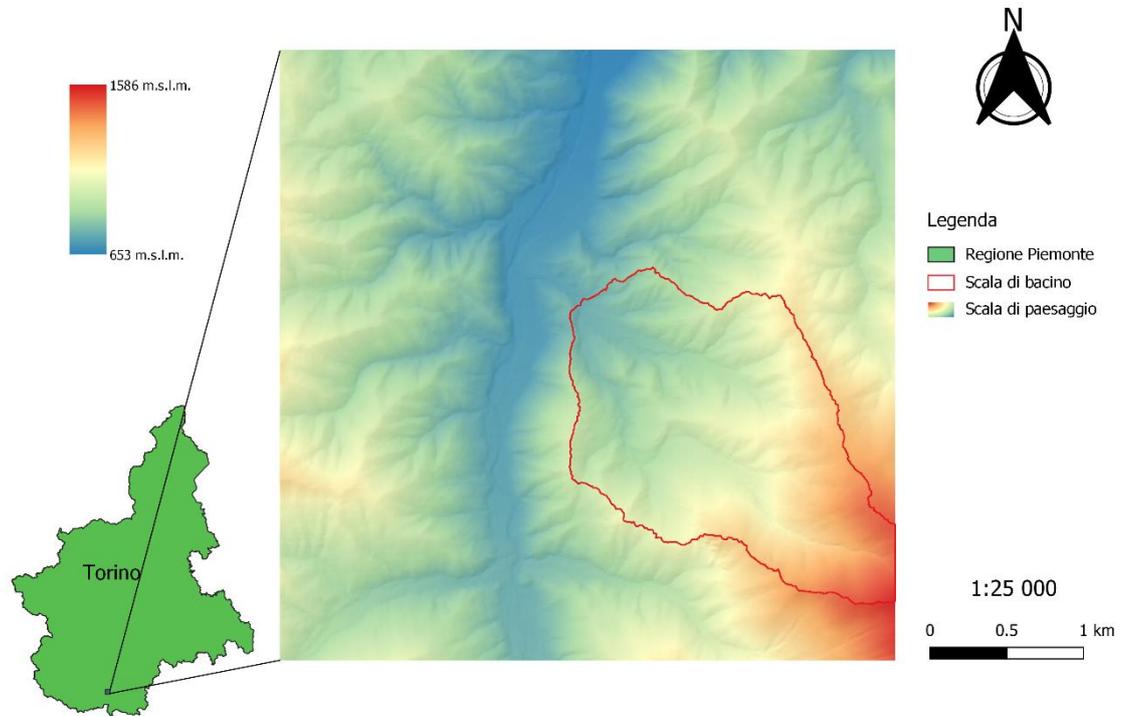


Figura 8 – Localizzazione dell’area di studio e relativo andamento altimetrico.

L’area indagata a scala di paesaggio consiste in una porzione della bassa valle Pesio (44°16’ N, 7°40’E) localizzata in provincia di Cuneo, nel sud della Regione Piemonte. L’area, collocata all’interno delle Alpi Liguri (Marazzi, 2005), ha un’estensione di 1600 ha e si sviluppa tra i 653 m.s.l.m. e i 1586 m.s.l.m. (Figura 8). Comprende, a sud, parte della superficie del Parco Naturale del Marguareis e dell’area ZSC e ZPS “Alte Valli Pesio e Tanaro” (IT1160057).

Secondo la classificazione di Bagnouls-Gaussien l’area rientra nella Regione Climatica “Aserico fredda”, e nella sottoregione “Temperata fredda”. La temperatura media annua è pari a 7.3 °C; il mese più caldo risulta essere luglio (+17°C) mentre il mese più freddo risulta essere gennaio (-1.5°C). Il regime pluviometrico è di tipo prealpino, caratterizzato da massimi di precipitazione concentrati nella stagione primaverile ed autunnale, con minimi in inverno ed in estate. Il totale medio annuo delle precipitazioni è pari a 1394 mm, con una media di 83.4 giorni di pioggia l’anno (Regione Piemonte, 1998). Da un

punto di vista termico, l'area è caratterizzata da inverni brevi e rigidi, seguiti da estati ed autunni miti. Questa situazione è favorita anche dalla posizione geografica della valle Pesio il cui orientamento sud-nord facilita la risalita dei venti settentrionali freddi dalla Pianura Padana. Inoltre, l'area è caratterizzata da una notevole piovosità e nevosità dovute ai venti umidi meridionali provenienti dal mare che sono ostacolati dalla barriera alpina orientata da ovest a est. L'escursione termica contenuta e le abbondanti precipitazioni definiscono quindi un clima di tipo suboceanico (Regione Piemonte, 1998).

L'uso del territorio e la storia forestale della valle Pesio sono stati fortemente influenzati dalla presenza dei monaci Certosini, insediatisi nel 1173. La loro presenza ha infatti condizionato l'intera valle, sia in termini agricoli che paesaggistici (Gullino et al., 2020). I boschi erano gestiti a seconda delle zone altitudinali. Nelle porzioni a quote inferiori il castagno veniva coltivato principalmente per la produzione delle castagne. Nel piano montano, i cedui di faggio venivano favoriti per la legna da ardere, mentre alle quote più elevate l'abete bianco era utilizzato come fonte di legname da opera (Motta & Garbarino, 2003). Oltre alla presenza dei monaci certosini, un evento che ha fortemente condizionato l'uso del bosco è stata la costruzione della Regia Fabbrica di Vetri e Cristalli a Chiusa di Pesio nella seconda metà del XVII secolo. Durante il periodo di attività della fabbrica (1760-1854) si è probabilmente attuato il maggiore sfruttamento del bosco della valle, infatti alla sua chiusura corrisponde l'esaurimento delle risorse forestali (Motta & Garbarino, 2003). Dai documenti storici risulta che il faggio era tipicamente gestito ad alto fusto e sottoposto a tagli raso con cicli di rotazione di circa 80 anni. Dal XX secolo invece, è stato gestito a ceduo con turni di circa 20-30 anni, così come i castagneti a bassa quota che, a seguito della diffusione di malattie, sono stati anch'essi ceduati. Particolarmente diffusa e organizzata era la produzione di carbone, che si è protratta fino al secondo dopoguerra. Lungo tutta la valle sono infatti presenti zone pianeggianti atte alla costruzione di aie carbonili. Inoltre, fin dall'età del bronzo e del rame, il pascolamento era una pratica comune che ha contribuito a creare e mantenere i cosiddetti 'gias', ovvero porzioni di pascolo circondati dal bosco. Le ridotte dimensioni dei pascoli hanno rappresentato un limite economico che, a seguito del generale declino culturale verificatosi a partire dalla metà del secolo scorso, ha portato ad un graduale abbandono di queste aree (Garbarino et al., 2014). Infatti, sia la popolazione che le aree coltivate sono diminuite significativamente tra il 1950 e il 1990 (Figura 9).

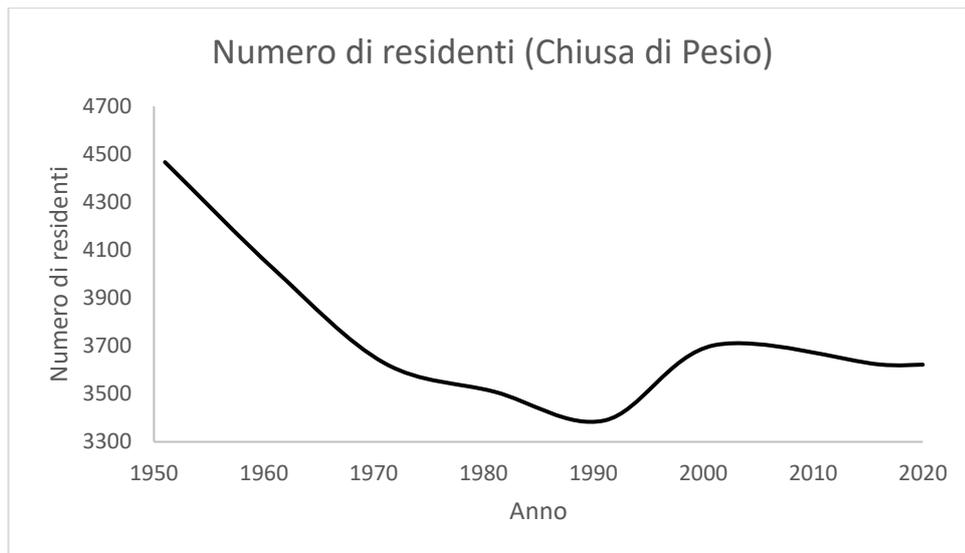


Figura 9 – Andamento della popolazione residente nel comune di Chiusa di Pesio dal 1951 al 2011. Come si nota (elaborazione dati ISTAT)

3.1.2 Scala di bacino - Vallone del Fiolera

Per quanto riguarda la localizzazione e l’analisi forestale e vegetazionale dei boschi di neoformazione, si è considerata come scala di dettaglio l’area del vallone del torrente Fiolera ($44^{\circ}16'23''N, 7^{\circ}40'36''E$), un bacino laterale della bassa valle Pesio con orientamento orografico ovest-est (Figura 8). L’area di studio rientra parzialmente all’interno dell’area SIC e ZPS “Alte Valli Pesio e Tanaro” (IT1160057) e si estende per circa 300 ettari da una quota minima di 751 m.s.l.m. ad una quota massima di 1586 m.s.l.m.

Da un punto di vista litologico e pedologico l’area è situata su gneiss minuti ed è caratterizzata alle quote più basse da alfisuoli di montagna, mentre alle quote più elevate da spodosuoli di montagna. I primi sono suoli evoluti e con un evidente orizzonte argillico spesso di colore bruno-rossastro, frequenti su versanti quasi collinari, stabili e poco incisi dall’erosione idrica superficiale; tipicamente presenti nei castagneti. Gli spodosuoli di montagna sono invece suoli acidi che mostrano in profondità un orizzonte bruno-rossastro (spodico), posti in aree ad elevata piovosità e su morfologie non acclivi nei quali vi è una discreta stabilità superficiale; sono frequenti al di sotto delle faggete, delle abetine e dei castagneti (I.P.L.A, 2007).

All’interno dell’area in studio, gli ambienti forestali si estendono su una superficie pari a circa 274 ha, ossia circa il 90% dell’area totale. Secondo la carta forestale della Regione Piemonte (Camerano et al., 2017) le formazioni forestali più diffuse sono i castagneti e le

faggete i quali occupano rispettivamente il 77% e il 20% della copertura forestale dell'intera area. La restante superficie forestale è principalmente occupata da formazioni ad acero-tiglio-frassineto (2%) e da rimboschimenti (1%). Da un punto di vista altitudinale, l'area è dominata alle quote più basse dai castagneti, che si estendono fino a circa 1200 m.s.l.m., mentre alle altitudini più elevate sono diffusi i popolamenti di faggio, fino alla quota massima di circa 1500 m.s.l.m. (Figura 10).

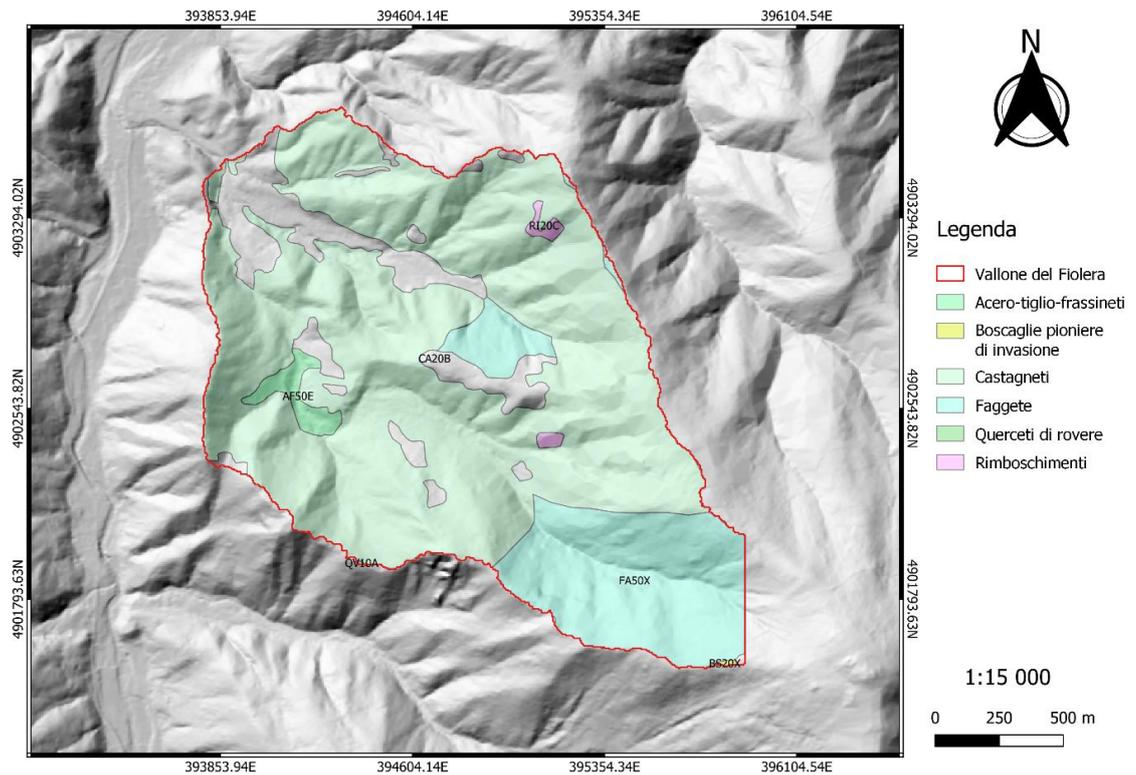


Figura 10 – Categorie forestali presenti nel vallone del Fiolera secondo la carta forestale della Regione Piemonte

3.2 Cambiamento di uso del suolo e individuazione dei boschi di neoformazione

L'analisi dell'uso del suolo a scala di paesaggio è stata effettuata partendo dalla foto aerea del volo GAI del 1954 e da un'ortofoto satellitare di Google del 2017 (Tabella 1). Entrambe le immagini fanno riferimento alla bassa valle Pesio.

	Anno	
	1954	2017
Volo	GAI	Google
Fornitore	IGMI	Google Earth
Tipologia di volo	Aereo	Satellitare
Data di acquisizione	Luglio 1954	Agosto 2017
Pellicola	Pancromatica B/N	Pancromatica a Colori
Focale della camera	153	-
Altezza media di volo	7500	-

Tabella 1 – Caratteristiche principali delle fotografie utilizzate per l'analisi dell'uso del suolo.

Per poter analizzare e confrontare le due foto è stato necessario georeferenziare e ortorettificare l'immagine storica del 1954, attraverso il software *PCI Geomatica 10* (PCI-Geomatics, 2010). Successivamente entrambe le immagini sono state sottoposte a una classificazione semi-automatica: in primo luogo è stata effettuata una segmentazione automatica *object-oriented* che ha permesso la fotointerpretazione dell'uso del suolo distinta in un dato vettoriale poligonale (*patch*). La segmentazione automatica è stata effettuata tramite il software *Trimble eCognition*, adottando come *Minimum Mapping Unit* – ossia la superficie minima delle *patch* – il valore di 100 m². La fotointerpretazione dei poligoni ottenuti con la segmentazione è stata invece eseguita manualmente, utilizzando il software libero e open source *QGIS* (QGIS.org, 2022).

Le categorie di uso utilizzate per la fotointerpretazione sono le seguenti:

1. Bosco denso (Bd): aree con copertura forestale > 80%;
2. Bosco rado (Br): aree con copertura forestale compresa tra il 40% e il 79%;
3. Pascolo arborato (Pa): aree con copertura forestale compresa tra il 10% e il 39%;
4. Prateria (Pr): aree dominate da vegetazione erbacea con copertura forestale < 9%;
5. Coltivo (Co): aree coltivate;
6. Urbano (Ur): aree edificate o altre infrastrutture come le reti viarie;

7. Non vegetato (Nv): aree con presenza di suolo nudo, roccia o corpi idrici.

Il processo di classificazione ha permesso di produrre le carte di uso del suolo riferite all'anno 1954 e 2017. Al fine di quantificare i cambiamenti tra le categorie di uso del suolo è stata realizzata una matrice di transizione relativa all'area di studio.

In seguito alla valutazione quantitativa dei cambiamenti di uso del suolo a scala di paesaggio, sono stati individuati i boschi di neoformazione a livello del bacino idrografico del vallone del Fiolera. Si definiscono quindi con boschi di neoformazione quelle formazioni forestali dense o rade individuate mediante la fotointerpretazione dell'immagine del 2017 che nel 1954 erano invece caratterizzate da una copertura del suolo non forestale.

I nuovi boschi sono stati selezionati attraverso l'estrapolazione, in ambiente GIS, di tutte le transizioni che hanno portato a una formazione forestale densa o rada. Tra queste, all'interno del bacino, sono risultati solamente quattro tipologie di transizione (Tabella 2).

Transizione	Codice
bosco rado → bosco denso	Br-Bd
pascolo arborato → bosco denso	Pa-Bd
prateria → bosco denso	Pr-Bd
prateria → bosco rado	Pr-Br

Tabella 2 – Transizioni utilizzate per individuare i boschi di neoformazione nell'area di studio

Quest'analisi ha permesso di ottenere la carta dei boschi di neoformazione, sorti nel vallone del Fiolera a seguito dei processi di successione secondaria instauratisi su terreni precedentemente occupati da altri tipi di copertura.

3.3 Rilievi di campo

Al fine di valutare in quale modo ed in quale misura la *land-use legacy* influisca sulle attuali dinamiche di sviluppo dei popolamenti forestali, sono stati effettuati dei rilievi di campo forestali e vegetazionali all'interno dei boschi di neoformazione individuati. Il metodo di campionamento scelto è quello sistematico stratificato. Innanzitutto, la superficie dei boschi di neoformazione è stata classificata in base alle classi di transizione osservate (Tabella 2). Dopodiché, il numero di aree di saggio per transizione è stato scelto in maniera proporzionale alla loro superficie occupata. La Tabella 3 mostra, per ogni transizione, il numero di aree individuate.

Codice Transizione	Superficie occupata	Numero di aree di saggio
Pr-Br	3 %	3
Br-Bd	12 %	6
Pa-Bd	13 %	7
Pr-Bd	72 %	24
Totale	100 %	40

Tabella 3 – Numero di aree di saggio individuate proporzionalmente alla superficie occupata da ogni transizione.

La scelta dei poligoni in cui realizzare i rilievi è stata compiuta in funzione della loro dimensione, selezionando i poligoni caratterizzati da un'area maggiore. Per evitare di analizzare situazioni legate a condizioni ecotonali, si è evitato di posizionare le aree di saggio in prossimità dei bordi del poligono. A tal fine, la loro posizione è stata individuata attraverso lo strumento geometrico “*polo di inaccessibilità*” (Agafonkin, 2016) che consente di individuare il punto interno al poligono più distante dal confine della superficie. La Figura 11 mostra i poligoni e le rispettive posizioni dei rilievi individuati in ambiente GIS.

Durante il lavoro in campo, l'inseguimento dei punti è stato effettuato attraverso l'applicativo open source per dispositivi mobili OsmAND+ sul quale è stato possibile caricare su una cartografia *OpenStreetMap* la posizione delle aree di saggio. A causa dell'incertezza dovuta al sistema di geolocalizzazione dei dispositivi mobili, i punti posizionati sono stati utilizzati solamente come indicazione e, una volta raggiunta la

posizione approssimativa delle aree di saggio, si è ricercata, tramite un'indagine visiva ed entro i confini dei rispettivi poligoni, la presenza di condizioni tipiche della transizione dove realizzare le aree di saggio. Le nuove coordinate sono poi state registrate sull'applicativo mobile e riportate in ambiente GIS. La Figura 12 mostra la posizione delle aree di saggio effettuate. Come si evince confrontando le due Figura 11 e Figura 12, durante le indagini di campo sono stati effettuati per la transizione Pr-Bd, laddove la dimensione dei poligoni lo permetteva, tre rilievi aggiuntivi rispetto a quelli preventivati, poiché presentavano condizioni tipiche della transizione. Pertanto, nel complesso, le aree di saggio realizzate sono state 43 (Tabella 4).

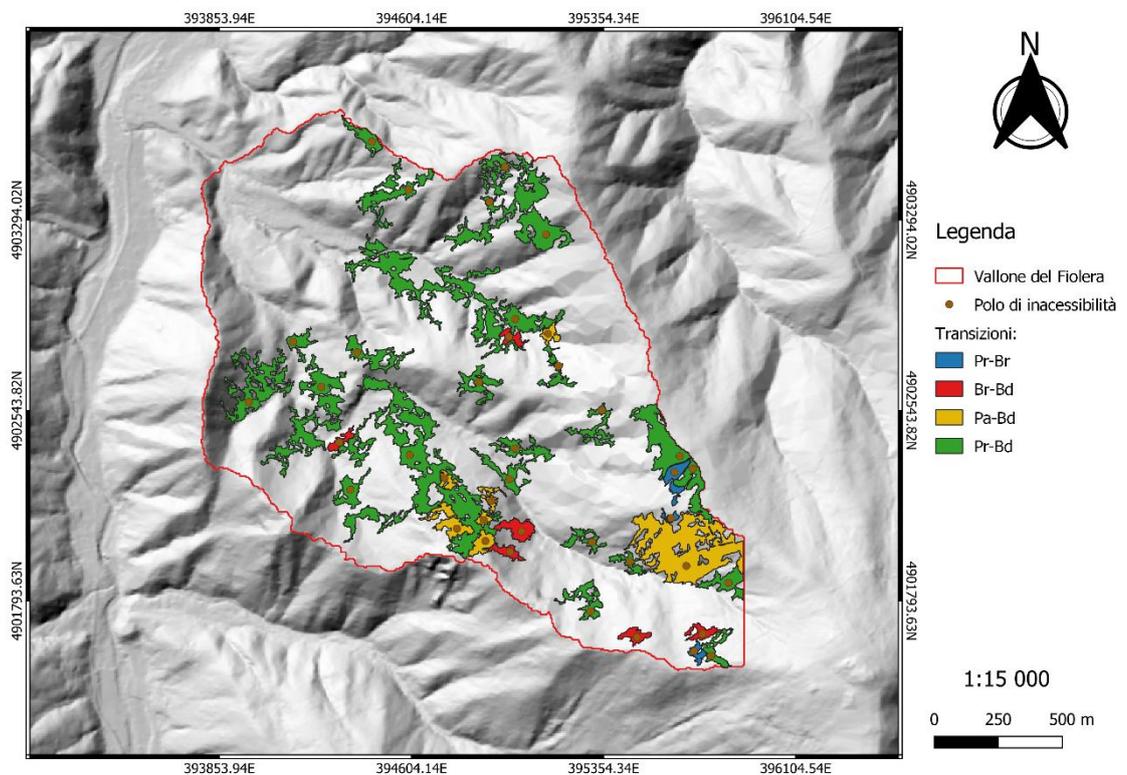


Figura 11 – Poligoni scelti per effettuare le aree di saggio e posizione iniziale dei rilievi.

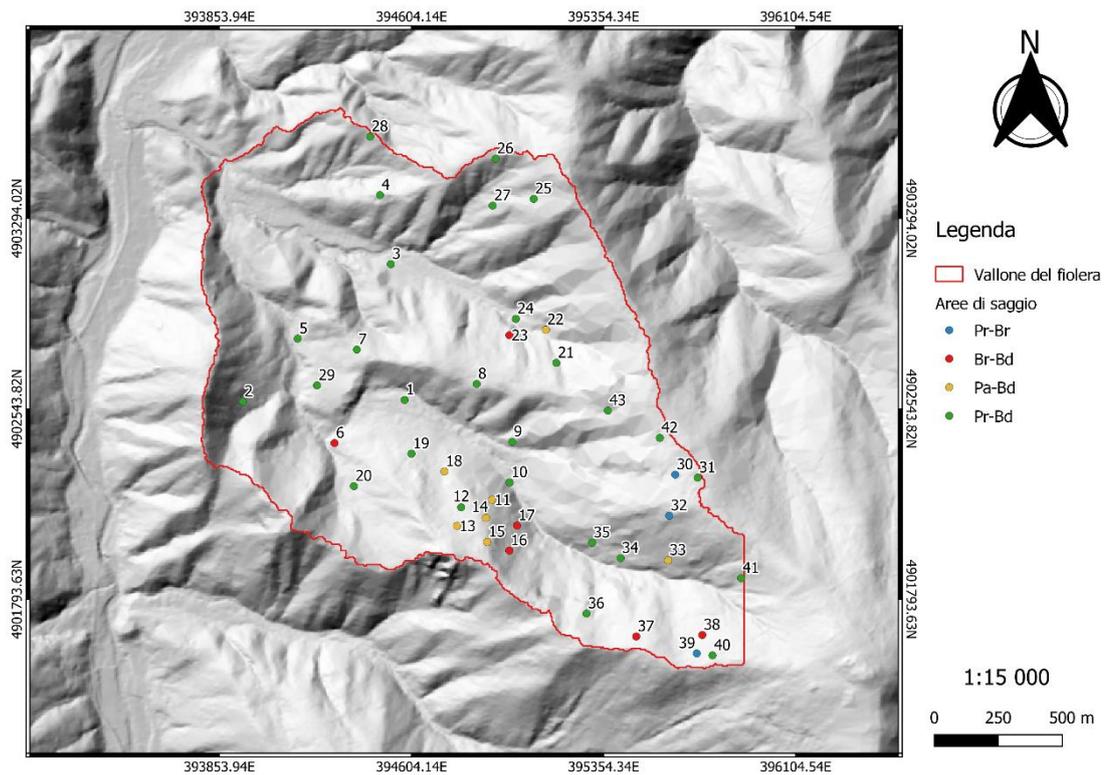


Figura 12 – Posizione delle aree di saggio effettuate.

Ads	Transizione	Coordinate	Ads	Transizione	Coordinate
1	Pr-Bd	44.268819, 7.6791	23	Br-Bd	44.271174, 7.684174
2	Pr-Bd	44.268664, 7.671194	24	Pr-Bd	44.271758, 7.684476
3	Pr-Bd	44.273625, 7.678317	25	Pr-Bd	44.27602, 7.685256
4	Pr-Bd	44.276067, 7.677731	26	Pr-Bd	44.277422, 7.68336
5	Pr-Bd	44.27093, 7.673822	27	Pr-Bd	44.275759, 7.683254
6	Br-Bd	44.267249, 7.675707	28	Pr-Bd	44.278133, 7.677202
7	Pr-Bd	44.270576, 7.676722	29	Pr-Bd	44.269283, 7.674803
8	Pr-Bd	44.269426, 7.682609	30	Pr-Br	44.266324, 7.692398
9	Pr-Bd	44.267398, 7.684397	31	Pr-Bd	44.266226, 7.693496
10	Pr-Bd	44.265953, 7.6843	32	Pr-Br	44.264866, 7.692138
11	Pa-Bd	44.265331, 7.683463	33	Pa-Bd	44.263281, 7.692114
12	Pr-Bd	44.265043, 7.681952	34	Pr-Bd	44.263332, 7.689789
13	Pa-Bd	44.264385, 7.681766	35	Pr-Bd	44.263861, 7.688386
14	Pa-Bd	44.264685, 7.683171	36	Pr-Bd	44.261346, 7.688167
15	Pa-Bd	44.263829, 7.683246	37	Br-Bd	44.260564, 7.690615
16	Br-Bd	44.263537, 7.684341	38	Br-Bd	44.260654, 7.693845
17	Br-Bd	44.264427, 7.684695	39	Pr-Br	44.259996, 7.693592
18	Pa-Bd	44.266305, 7.681101	40	Pr-Bd	44.259935, 7.694363
19	Pr-Bd	44.266917, 7.679472	41	Pr-Bd	44.26269, 7.695702
20	Pr-Bd	44.265735, 7.67669	42	Pr-Bd	44.267616, 7.691615
21	Pr-Bd	44.270216, 7.686494	43	Pr-Bd	44.268554, 7.689054
22	Pa-Bd	44.271384, 7.68595			

Tabella 4 – Aree di saggio realizzate con relative transizioni e coordinate

L'analisi dei boschi di neoformazione ha previsto due tipologie di rilievi, vale a dire il rilevamento della struttura forestale e della vegetazione dello strato erbaceo. Entrambi sono stati effettuati predisponendo sul terreno delle aree di saggio circolari di superficie differente a seconda del tipo di rilievo.

3.3.1 Struttura forestale

Per l'analisi della struttura forestale sono state realizzate delle aree di saggio di raggio pari a 5 o 10 m a seconda della densità del popolamento forestale. In ogni area sono stati rilevati la specie e il diametro (DBH, *Diameter at Breast Height*) di ogni individuo arboreo, vivo e morto, di altezza maggiore a 1.30 m. Inoltre, sono state prelevate, tramite il succhiello di Pressler, le carote degli individui caratterizzati dal diametro maggiore e dal diametro più frequente nell'area di saggio. In un secondo momento, le carote sono state pulite e levigate per ricavare l'età del popolamento.

3.3.2 Vegetazione dello strato erbaceo

Per l'analisi della vegetazione dello strato erbaceo sono state realizzate delle aree di saggio concentriche a quelle forestali e di raggio pari a 3 m. Per ognuna di queste si è proceduto a stimare visivamente le percentuali di copertura della vegetazione al di sotto di 1.30 m di altezza, del suolo nudo, delle rocce affioranti, della copertura muscinale e della necromassa/lettiera. Successivamente si sono assegnati punteggi di abbondanza relativa alla copertura al suolo per ogni specie vegetale con copertura superiore all'1% della superficie. In questa stima è stata tenuta in considerazione anche la rinnovazione delle specie arboree e arbustive.

3.4 Analisi dei dati

3.4.1 Valutazione dell'accuratezza delle carte di uso del suolo

Tutte le classificazioni realizzate tramite dati telerilevati sono soggette a diverse tipologie di errori, i quali, se propagati, possono influenzare la successiva analisi della struttura dal paesaggio, diventando *hidden errors* (Shao & Wu, 2008). La convalidazione di una mappa tematica originata da una classificazione avviene attraverso la verifica della corrispondenza con dati provenienti da osservazioni dirette a terra o mediante fotointerpretazione di zone inequivocabilmente assegnate ad una classe. Nel presente lavoro, la convalidazione è avvenuta, per entrambe le carte di uso del suolo, mediante una nuova fotointerpretazione di poligoni estratti attraverso il metodo randomico. Per ognuna delle carte ottenute sono stati generati 110 punti di controllo.

L'accuratezza delle mappe di uso e copertura del suolo è solitamente rappresentata in termini di *producer's accuracy*, *user's accuracy* e *overall accuracy*, calcolate tramite la matrice di confusione (Shao & Wu, 2008):

- *Producer's accuracy*: indica la percentuale dei punti di controllo di una determinata categoria correttamente classificati sulla mappa (errore di omissione).
- *User's accuracy*: indica la percentuale dei punti sulla mappa di una determinata categoria che corrispondono ai punti di controllo di quella stessa categoria (errore di inserimento).
- *Overall accuracy*: indica la percentuale di punti correttamente classificati tra tutti i punti utilizzati comprendenti tutte le classi.

Un altro indice di concordanza calcolato per valutare l'accuratezza delle carte di uso e copertura del suolo è la statistica Kappa di Cohen, la quale è considerata un indicatore globale di accuratezza in quanto tiene conto sia degli errori di omissione che di quelli di inserimento, considerando anche la concordanza dovuta al caso (Cohen, 1960; Carletta, 1996). L'indice K assume valore pari a 0 quando la concordanza osservata è completamente casuale, al contrario assume valore pari a 1 quando si riscontra una concordanza dei dati totale. Una classificazione può considerarsi affidabile quando l'indice K assume un valore maggiore di 0.8, mentre per valori minori di 0.7 la classificazione non è accettabile; valori compresi tra 0.7 e 0.8 richiedono invece una verifica caso per caso (Carletta, 1996). Questa è calcolata come:

$$K = \frac{\text{concordanza osservata} - \text{concordanza casuale}}{1 - \text{concordanza casuale}}$$

3.4.2 Analisi dei boschi di neoformazione

Al fine di determinare l’impatto del passato uso del suolo sugli attuali boschi di neoformazione, sono state realizzate delle analisi statistiche e delle elaborazioni in ambiente GIS. In particolare, queste si possono distinguere in elaborazioni effettuate sulla struttura forestale, sulla vegetazione dello strato erbaceo e sulle variabili ambientali. Ogni analisi è stata computata per ciascuna delle aree di saggio realizzate.

3.4.2.1 Struttura forestale

Per l’analisi della struttura forestale sono state calcolate il numero di piante ad ettaro e l’area basimetrica ad ettaro per ciascuna delle specie presenti all’interno dell’area di saggio. Successivamente, il faggio comune (*Fagus sylvatica* L.) e l’abete bianco (*Abies alba* Mill.) sono stati raggruppati nella categoria ‘specie definitive’, mentre le restanti specie nella categoria ‘specie pioniere’. Inoltre, a seguito della lettura delle carote prelevate durante i rilievi in campo, è stata assegnata ad ogni rilievo la stima dell’età massima e dell’età più frequente. La composizione strutturale e specifica di ogni rilievo è stata valutata, per mezzo del software *PAST 4* (Hammer et al., 2001), attraverso il calcolo dell’indice di diversità di *Brillouin* (Brillouin, 1956):

$$\text{Indice di Brillouin: } HB = \frac{\ln(n!) - \sum_i^m \ln(n_i!)}{n}$$

Dove *HB* l’indice di Brillouin, *m* il numero di classi (*taxa*) nel campione e *n* il numero totale di individui nel campione.

Si evidenzia che non sono stati applicati pesi a diverse specie, considerandole invece tutte al pari tra loro. Non è stata perciò valutata l’importanza delle specie definite *keystone species*, che hanno un ruolo nel determinare la struttura della comunità sproporzionato alla loro abbondanza relativa.

3.4.2.2 Vegetazione dello strato erbaceo

Al fine di identificare le comunità erbacee prevalenti, è stato associato, a livello di classe, l’optimum fitosociologico (secondo Landolt et al., 2010) a tutte le specie rilevate durante i rilievi (Lonati et al., 2013; Orlandi et al., 2016; Vacchiano et al., 2016). Dopodiché, è stato calcolato il numero di specie appartenenti alle varie classi fitosociologiche, le quali sono state raggruppate in cinque *Social Behaviour Types* (SBT)

(Troiani et al., 2016; Tardella et al., 2018), ordinati secondo le fasi successionali (Tabella 5). Il *Social Behaviour* rappresenta il ruolo che una specie vegetale svolge nella comunità, in considerazione delle sue caratteristiche auto-ecologiche, morfologiche e fisiologiche (Troiani et al., 2016).

<i>Social Behaviour Types</i>	Classe fitosociologica
Specie ruderali	<i>Artemisetea vulgaris</i>
Specie tipiche di praterie	<i>Festuco-Brometea</i>
	<i>Juncetea trifidi</i>
	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
Specie tipiche di megaforbieti	<i>Filipendulo-Convolveutea</i>
	<i>Mulgedio-Aconitetea</i>
Specie tipiche di arbusteti	<i>Crataego-Prunetea</i>
	<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i>
Specie tipiche di bosco	<i>Carpino-Fagetea</i>
	<i>Quercetea pubescentis</i>
	<i>Quercetea robori-sessiliflorae</i>
	<i>Robinietea</i>
	<i>Vaccinio-Piceetea excelsae</i>

Tabella 5 – *Social Behaviour Types* e rispettive classi fitosociologiche.

Ad ogni specie sono stati attribuiti i seguenti indicatori di Landolt et al. (2010): luce (*L*), il quale indica la quantità di luce ricevuta da una specie nel suo habitat; umidità del suolo (*F*), il quale indica l'umidità media del suolo nell'habitat della specie; valore dei nutrienti (*N*), il quale indica il contenuto di nutrienti nel suolo, riferendosi principalmente all'azoto e, spesso, al fosforo; valore di humus (*H*), il quale indica il contenuto di humus, ovvero la quantità di materiale organico morto nel o sul suolo; valore di aereazione (*D*), il quale indica la presenza di ossigeno nel suolo (influenzata dal suo grado di compattezza, saturazione o granulometria). Gli indicatori di Landolt possono assumere valori compresi tra 1 e 5. Infine, è stato calcolato il valore medio di ogni indicatore basandosi sull'elenco delle specie presenti in ciascun'area di saggio, allo scopo di determinarne le condizioni ecologiche medie dell'area.

3.4.2.3 Variabili ambientali

Per comprendere l'influenza che fattori differenti da quelli strutturali e vegetazionali hanno sulle dinamiche dei nuovi boschi sono state determinate, in ambiente GIS alcune variabili ambientali di carattere topografico e di impatto antropico. Il primo gruppo comprende la pendenza, la quota e l'*Heat Load Index*, ovvero un indice che esprime la radiazione solare incidente e che restituisce informazioni relative alla temperatura al suolo (McCune & Keon, 2002). Il secondo gruppo comprende invece la distanza euclidea dagli edifici e dalla viabilità. Le variabili ambientali topografiche sono state ricavate tramite delle statistiche zonali basate su un DTM con risoluzione spaziale di 5 m, mentre le variabili antropiche sono state ottenute per mezzo di un'analisi di prossimità effettuata sulla Carta Tecnica Regionale (CTR). Entrambe le carte sono liberamente scaricabili dal geoportale della regione Piemonte

3.4.2.4 Analisi statistiche

Per analizzare l'effetto delle *legacies*, sono state accorpate le transizioni a seconda della classe di copertura del suolo di origine. In particolare, sono state accorpate le transizioni Pr-Br e Pr-Bd in modo da ottenere tre passati usi del suolo (*legacy*) che attualmente presentano una formazione forestale.

I dati sono stati organizzati in tre matrici:

- Matrice della struttura forestale: per ogni area di saggio è stata riportata l'età stimata della pianta dal diametro maggiore (*età_max*) e più frequente (*età_moda*); l'area basimetrica delle specie pioniere vive (*pion_vive*) e morte (*pion_morte*); l'area basimetrica delle specie definitive vive (*def_vive*) e morte (*def_morte*); l'indice di diversità di Brillouin riferito alla composizione strutturale (*div_struttura*) e specifica (*div_specifica*).
- Matrice della vegetazione dello strato erbaceo: per ogni area di saggio sono stati riportati gli indici di Landolt (*L, F, N, H, D*); i SBT rapportati sul totale della rispettiva copertura erbacea (*Ruderali, Praterie, Arbusteti, Megaforbieti, Boschi*).
- Matrice delle variabili ambientali: per ogni area di saggio è stata riportata la distanza dagli edifici (*dist_edifici*); la distanza della viabilità (*dist_viabilità*); la quota (*elev*); la pendenza (*slope*); l'*Heat Load Index* (*HLI*).

Infine, sono state effettuate, per mezzo del software PC-ORD (McCune & M.J. Mefford, 2011), due PCA (*Principal Component Analysis*) con input la matrice della

struttura forestale e la matrice della vegetazione dello strato erbaceo. La PCA è un'analisi che permette di ordinare liberamente il dataset lungo assi sintetici che riassumono il modello di ridondanza lineare. È un'analisi descrittiva che riporta la struttura della correlazione tra le variabili utilizzate come input. Successivamente, è stata calcolata una RDA (*Redundancy Analysis*), utilizzando come matrice principale i dati della struttura forestale e della vegetazione dello strato erbaceo, mentre come matrice secondaria le variabili ambientali. L'RDA è un'analisi che permette di ordinare il dataset sulla base di variabili indipendenti (e.g. variabili ambientali); operativamente è la combinazione di una regressione lineare e di una PCA. Per ognuna di queste analisi come *grouping factor* è stata utilizzata la *legacy*.

Al fine di valutare la presenza di una differenza significativa tra le *legacies*, è stato scelto di effettuare, per ogni variabile ottenuta dall'elaborazione dei dati, un'analisi *ad-hoc* attraverso il test non parametrico di Kruskal-Wallis:

$$H = \left(\frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^k \frac{R_i^2}{n_i} \right) - 3(N+1)$$

Dove H rappresenta la statistica di Kruskal-Wallis, n_i il numero di dati nel gruppo i -esimo, N il numero totale di osservazioni, k il numero di gruppi, R la somma dei ranghi (ossia il numero d'ordine delle osservazioni) nel gruppo i -esimo.

In seguito, in presenza di significatività, è stato svolto un test *post-hoc* di Wilcoxon per indagare la differenza tra le *legacies*.

4 Risultati

4.1 Carte di uso del suolo

Grazie alle carte di uso del suolo della bassa valle Pesio realizzate per gli anni 1954 e 2017, è possibile osservare graficamente la distribuzione spaziale delle sette classi di copertura utilizzate per la fotointerpretazione (Figura 13 e Figura 14).

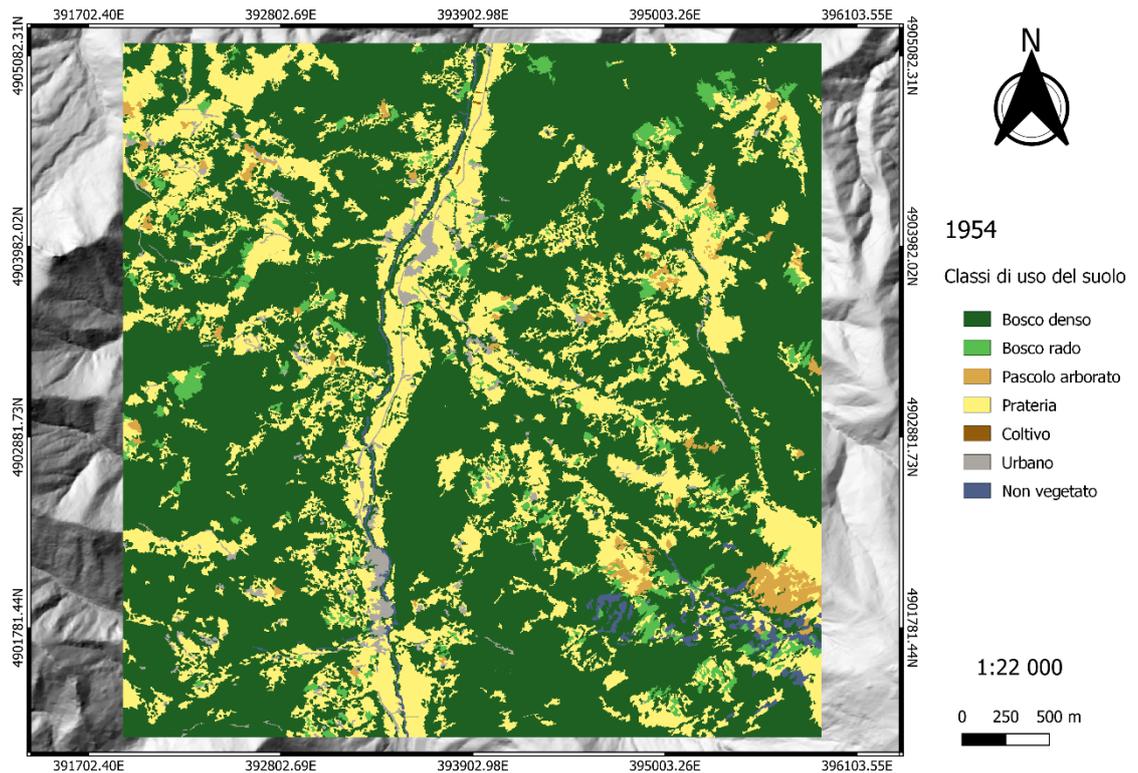


Figura 13 - Carta di uso del suolo a scala di paesaggio relativa all'anno 1954

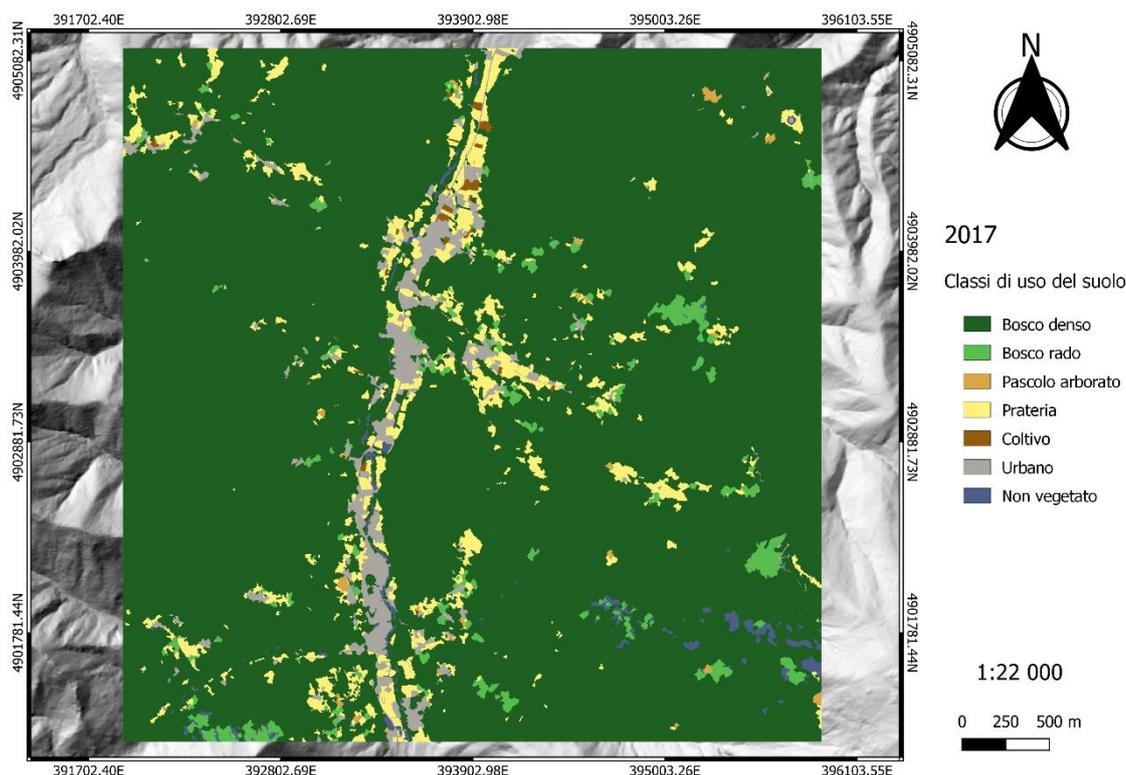


Figura 14 - Carta di uso del suolo a scala di paesaggio relativa all'anno 2017

Nella Tabella 6 è riportata l'accuratezza in termini di *Overall accuracy* e statistica K. Per ciascuna carta, entrambi gli indici risultano superiori al 90.0%.

Carta di uso del suolo	Overall accuracy [%]	Statistica K [%]
1954	92.0	90.0
2017	97.0	96.5

Tabella 6 - Accuratezza calcolata per le carte di uso del suolo del 1954 e 2017.

In entrambi i periodi di analisi la maggior parte dell'area è dominata da una formazione forestale densa. Nel 1954 questa rappresentava il 68.7% dell'area (1100 ha), seguita dalla formazione prativa, la quale si estendeva per circa 393 ha, ossia il 24.6% del territorio. Le restanti formazioni forestali a bosco rado e a pascolo arborato occupavano rispettivamente il 2.9% e l'1.3% dell'area, mentre i coltivi coprivano un'estensione pari a 0.15 ha, vale a dire meno dello 0.1%. Ancora, la componente antropica rappresentava l'1.6% del territorio, mentre il restante 1.0% era occupato da suolo nudo, rocce o corpi idrici (Tabella 7).

Nel 2017, le formazioni forestali dense sono fortemente aumentate, fino ad occupare l'88.9% del territorio (1424 ha). Le praterie continuano a rappresentare il secondo uso del suolo in termini di estensione, ma sono notevolmente diminuiti (4.8%), concentrandosi

nel fondovalle. I restanti usi del suolo rappresentano piccole porzioni di territorio. Nel dettaglio, le formazioni forestali a bosco rado e a pascolo arborato occupano rispettivamente il 2.1% e lo 0.2%, mentre le aree coltivate sono moderatamente aumentate fino a raggiungere lo 0.2% del territorio. Infine, le aree urbane rappresentano la terza classe in termini di estensione, occupando quasi 50 ha (3.1%); mentre le aree non vegetate sono diminuite fino a raggiungere lo 0.7% del territorio (Tabella 7).

Classe di uso del suolo	1954		2017	
	Area [ha]	Area [%]	Area [ha]	Area [%]
Bosco denso	1100.02	68.7%	1424.15	88.9%
Bosco rado	45.94	2.9%	32.99	2.1%
Pascolo arborato	20.54	1.3%	3.53	0.2%
Praterie	393.36	24.6%	76.94	4.8%
Coltivo	0.15	0.0% (<0.1%)	2.76	0.2%
Urbano	25.99	1.6%	48.92	3.1%
Non vegetato	15.24	1.0%	11.74	0.7%

Tabella 7 – Superficie assoluta (ha) e relative (% sull'area totale) delle singole classi di uso del suolo per gli anni 1954 e 2017

Nelle Figura 16 e Figura 17 sono riportate le carte di uso del suolo relative al vallone del Fiolera. Da come si osserva, in entrambe l'uso del suolo più importante in termini di estensione è il bosco denso. In particolare, nel 1954 questo ricopriva un'area pari al 62% della superficie totale, mentre nel 2017 interessava l'89%. Per quanto riguarda la carta di uso del suolo relativa all'anno 1954 risulta rilevante anche la classe a prateria, la quale occupa il 27% dell'area totale del bacino. Nel 2017 invece le restanti classi di uso rappresentano una superficie del territorio esigua, nell'ordine dell'unità percentuale. Nella Figura 15 sono riportate le superficie occupate dalle singole classi di uso del suolo relativamente agli anni 1954 e 2017.

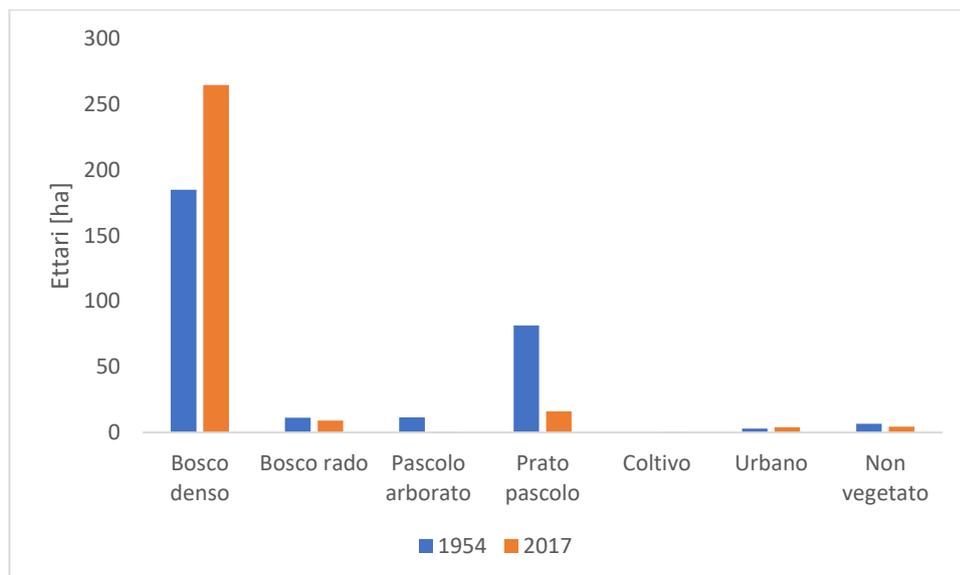


Figura 15 – Superficie in ettari occupata dalle singole classi di uso del suolo per gli anni 1954 e 2017.

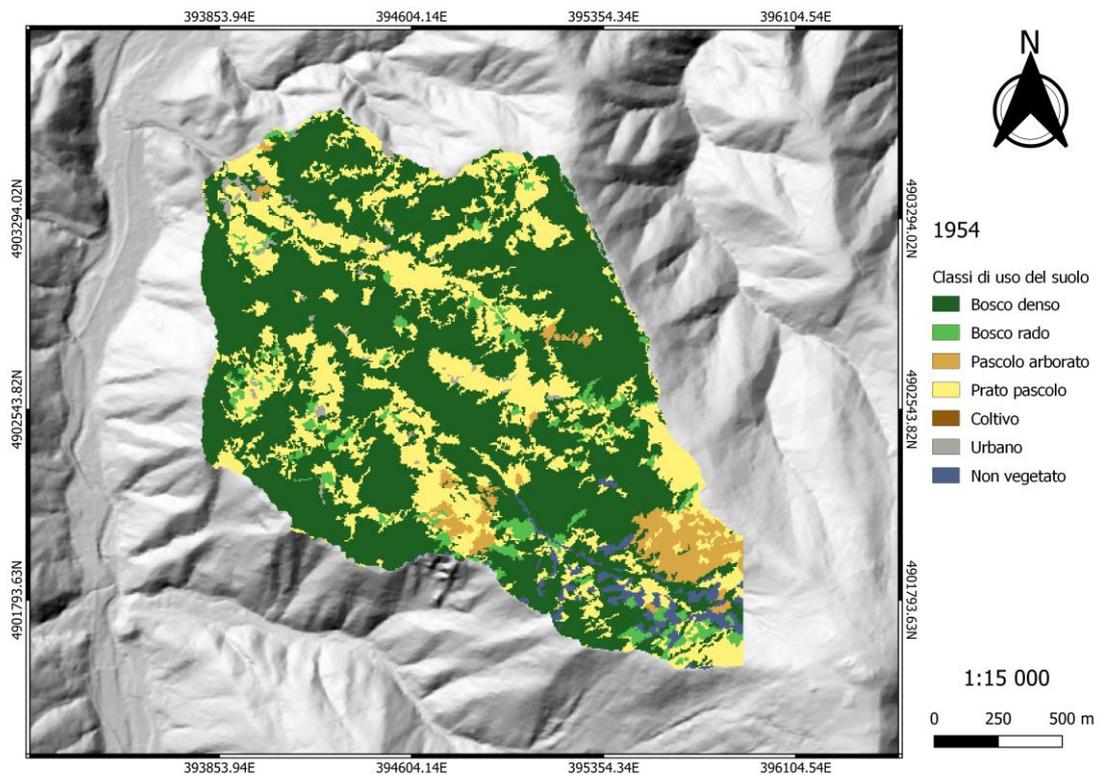


Figura 16 – Carta di uso del suolo a scala di bacino relativa all'anno 1954.

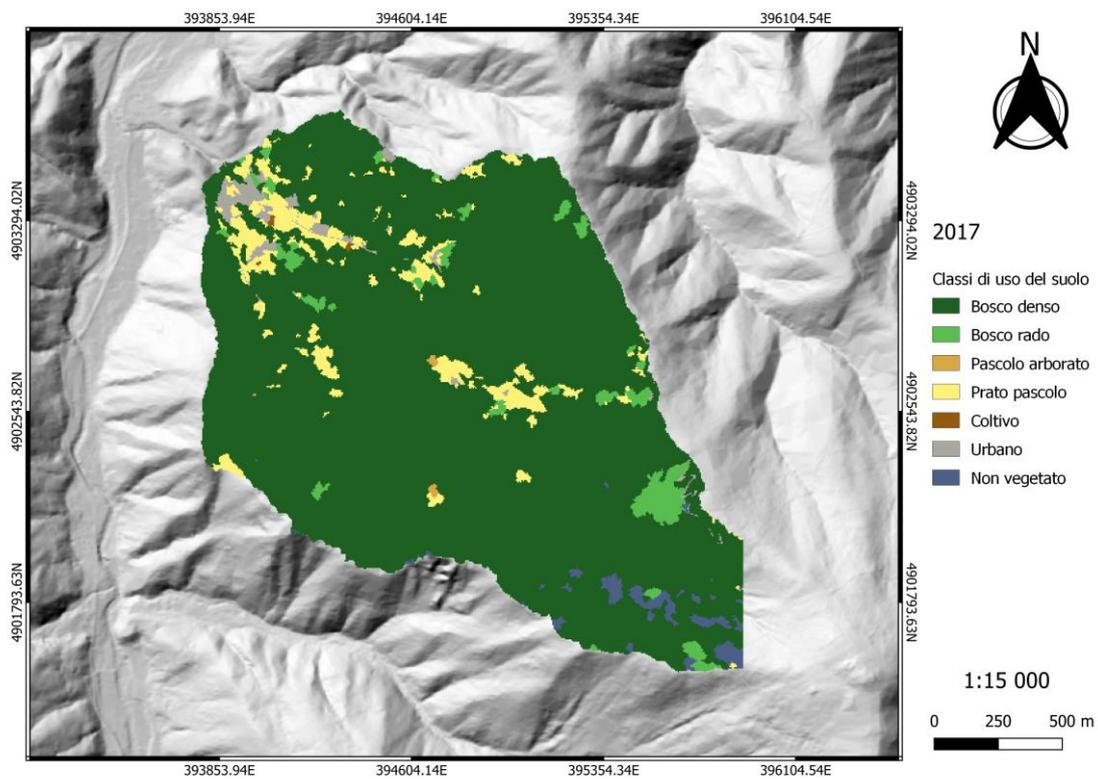


Figura 17 – Carta di uso del suolo a scala di bacino relativa all'anno 2017.

4.2 Cambiamenti di uso del suolo

Osservando le carte realizzate è evidente il fenomeno di cambiamento di uso del suolo avvenuto durante il periodo 1954-2017. Circa 470 ha, ossia il 29% della superficie totale dell'area indagata (Tabella 8), hanno infatti manifestato cambiamenti nel tipo di uso del suolo. Le dinamiche del cambiamento sono state raggruppare in quattro processi, vale a dire espansione forestale (transizioni a foresta), deforestazione (transizioni da foresta), urbanizzazione (transizione a urbano) e altri processi. La Figura 19 permette di visualizzare graficamente la loro distribuzione spaziale. L'espansione forestale è, in termini di superficie, la dinamica di cambiamento più importante, poiché rappresenta l'82% del cambiamento nei 70 anni. Altro fenomeno rilevante è il processo di urbanizzazione, che ha interessato circa 34 ha (7%) soprattutto nel fondovalle (Figura 18). I risultati delle analisi del cambiamento di uso del suolo mostrano comunque che una buona parte del territorio studiato (71%) non ha manifestato cambiamenti.

Processo	Area [ha]	Area [%]
Nessun cambiamento	1130	71%
Cambiamento	470	29%

Tabella 8 – Superficie assoluta (ha) e relativa (%) dell'area totale che nel corso del periodo di studio ha evidenziato un cambiamento oppure che è rimasta invariata.

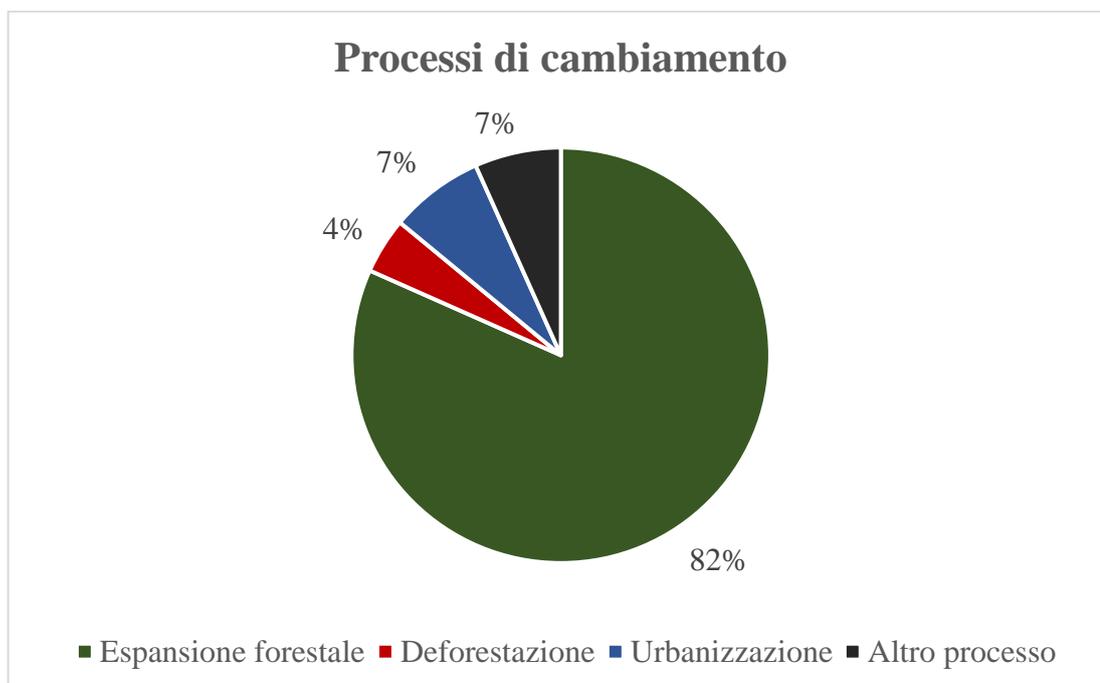


Figura 18 – Processi di cambiamento e relativa superficie espressa in valori relativi (% sul totale dell'area) che ha manifestato un cambiamento.

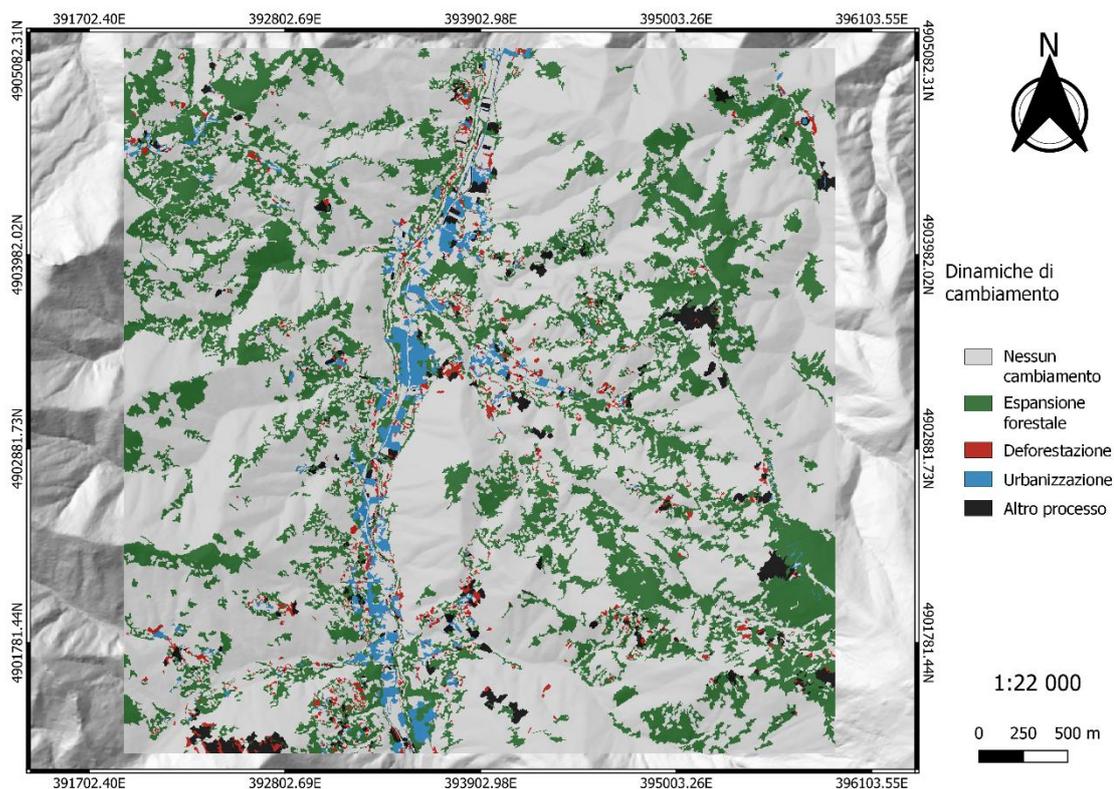


Figura 19 –Dinamiche di cambiamento a scala di paesaggio nel periodo 1954-2017.

Analizzando il cambiamento relativo alle singole classi di uso del suolo, durante il periodo 1954-2017 l'incremento più importante, in termini di estensione, risulta essere l'espansione del bosco denso, che ammonta a circa 324 ha (Tabella 9). Ad eccezione delle aree coltivate e urbanizzate, per i restanti tipi di uso del suolo si è registrata una diminuzione della superficie occupata. Tra queste, la più rilevante in termini assoluti risulta essere la formazione a prateria (-316 ha). In termini di incremento relativo, le aree coltivate rappresentano l'uso del suolo aumentato maggiormente (+1723%), seguite dalle aree urbane (+88%) e dalle formazioni forestali dense (+29%). È necessario evidenziare che la superficie occupata dai coltivi rappresenta, in entrambe le carte, la classe di uso del suolo meno diffusa (<1%); in termini assoluti, infatti, le aree coltivate sono aumentate da 0.15 ha a 2.76 ha e i cambiamenti hanno interessato unicamente il fondovalle. Tra le categorie che hanno subito una riduzione della superficie occupata risultano importanti i pascoli arborati (-83%) e le praterie (-80%).

Classe di uso del suolo	Incremento [ha]	Incremento relativo [%]
Bosco denso	324.13	29%
Bosco rado	-12.95	-28%
Pascolo arborato	-17.00	-83%
Prateria	-316.42	-80%
Coltivo	2.61	1723%
Urbano	22.93	88%
Non vegetato	-3.50	-23%

Tabella 9 – Incremento in termini di superficie per il periodo 1954-2017 riferito alle singole classi di uso del suolo.

Come si osserva dalla matrice di transizione riportata nella Tabella 10, all'interno delle formazioni forestali dense sono confluiti prevalentemente le praterie (293.94 ha, 75% delle superficie occupata dalle formazioni parto pascolive individuate nel 1954). In misura minore, la transizione ha interessato anche i boschi radi (41.78 ha, 91%) e i pascoli arborati (18.82 ha, 92%). Il 96% dei boschi densi individuati nel 1954 sono invece rimasti invariati (1051.53 ha). Altra transizione rilevante è l'espansione della superficie urbana, avvenuta principalmente a discapito delle praterie (25.32 ha, 6%). Inoltre, il 15% delle formazioni prative individuate nel 1954 si sono mantenute tali (58.53 ha), rappresentando il 76% delle attuali praterie. Infine, nel 67% della superficie classificata nel 1954 come non vegetata si è verificata una successione primaria, che ha principalmente interessato la transizione 'non vegetato'-'bosco denso' per un totale di 10 ha (62%). Le restanti transizioni risultano, in termini di superficie assoluta, esigue, con valori che raramente raggiungono e superano la decina di ettari.

		2017							
		Bosco denso	Bosco rado	Pascolo arborato	Prateria	Coltivo	Urbano	Non vegetato	Totale
1954	Bosco denso	1051.53 (96%)	22.37 (2%)	0.65 (<1%)	14.23 (1%)	0.11 (<1%)	7.34 (1%)	3.61 (<1%)	1099.84 (69%)
	Bosco rado	41.78 (91%)	1.12 (2%)	0.61 (1%)	1.24 (3%)	0.04 (<1%)	0.86 (2%)	0.28 (1%)	45.93 (3%)
	Pascolo arborato	18.82 (92%)	0.44 (2%)	0.01 (<1%)	0.92 (4%)	0 (-)	0.30 (1%)	0.05 (<1%)	20.53 (1%)
	Prateria	293.94 (75%)	7.92 (2%)	2.15 (1%)	58.53 (15%)	2.54 (1%)	25.32 (6%)	2.93 (1%)	393.33 (25%)
	Coltivo	0.00 (<1%)	0 (-)	0 (-)	0.06 (39%)	0.06 (39%)	0.03 (21%)	0 (-)	0.15 (<1%)
	Urbano	8.68 (33%)	0.46 (2%)	0.11 (<1%)	1.80 (7%)	0.01 (<1%)	14.65 (56%)	0.28 (1%)	25.99 (2%)
	Non vegetato	9.39 (62%)	0.68 (4%)	0 (-)	0.16 (1%)	0 (-)	0.42 (3%)	4.59 (30%)	15.24 (1%)
	Totale	1424.13 (89%)	32.99 (2%)	3.53 (<1%)	76.94 (5%)	2.76 (<1%)	48.92 (3%)	11.74 (1%)	1601.02 (100%)

Tabella 10 – Matrice di transizione del cambiamento di uso del suolo dal 1954 al 2017. Sulle righe si possono leggere i valori di superficie relativi all'anno 1954, ripartiti per classe di uso del suolo, mentre sulle colonne quelli riferiti all'anno 2017. Dall'incrocio tra righe e colonne è possibile visualizzare la quantità di superficie transitata da una categoria di uso del suolo ad un'altra, mentre la diagonale indica la superficie rimasta invariata. I valori sono espressi in ettari e in percentuale (in parentesi) riferiti alla superficie della classe nel 1954.

4.3 Boschi di neoformazione

4.3.1 Carta dei nuovi boschi

La Figura 20 permette di visualizzare graficamente la distribuzione spaziale dei boschi di neoformazione individuati tramite la fotointerpretazione a scala di bacino (vallone del Fiolera).

I nuovi boschi interessano il 29% del bacino idrografico, per un'area di circa 87 ha. Il 75% dei boschi di neoformazione individuati è stato, nel 1954, classificato come prateria, mentre le categorie pascolo arborato e bosco rado rappresentano rispettivamente il 13% e il 12% dell'area occupata dai nuovi boschi.

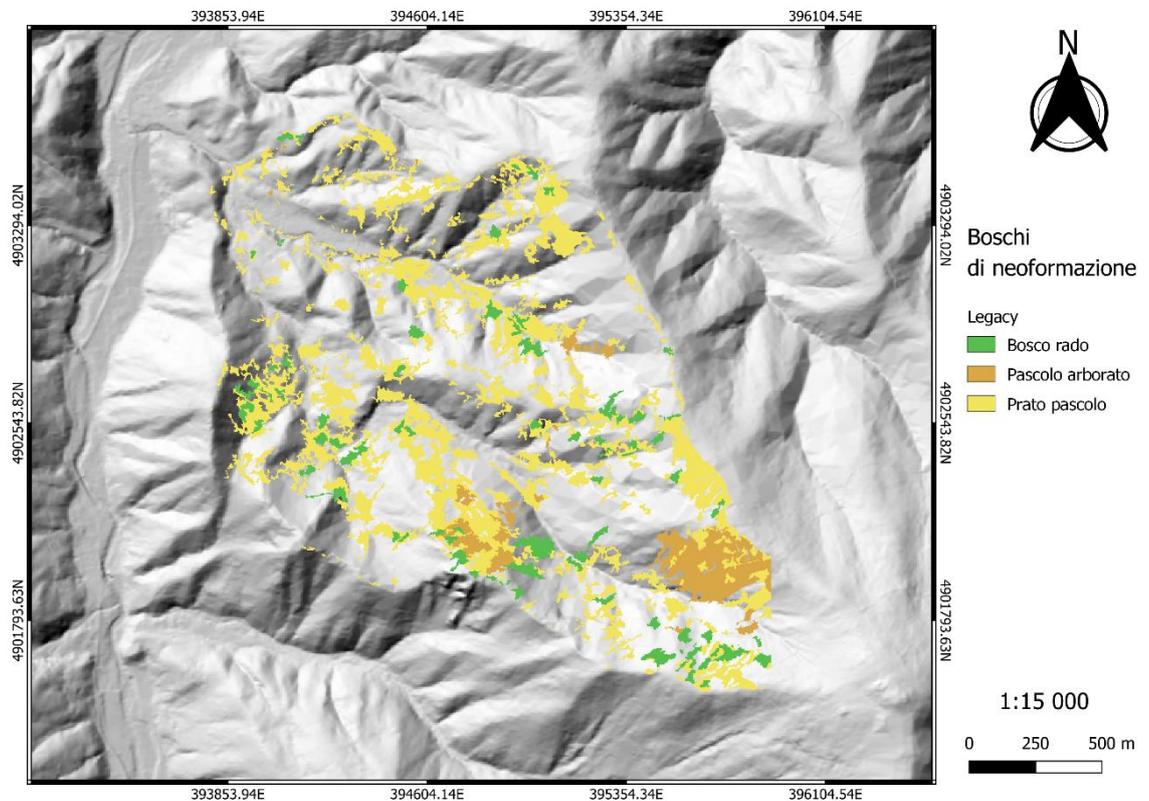


Figura 20 – Boschi di neoformazione individuati nel vallone del Fiolera. Questi sono stati categorizzati a seconda della legacy.

4.3.2 Struttura forestale dei nuovi boschi

Durante la campagna di rilievi sono state individuate 18 specie legnose (Tabella 11). In termini di contributi di area basimetrica ad ettaro la specie più importante risulta essere *Fagus sylvatica* (484 m²/ha), seguita da *Betula pendula* (164 m²/ha), *Acer pseudoplatanus* (143 m²/ha) e *Fraxinus excelsior* (123 m²/ha). Nella Figura 21 sono riportati, per ciascuna legacy, i contributi in termini relativi delle specie pioniere e definitive individuate durante i rilievi.

Id	Specie	Codice
1	<i>Abies alba</i> Mill.	AA
2	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	AP
3	<i>Betula pendula</i> Roth	BP
4	<i>Corylus avellana</i> L.	CAV
5	<i>Carpinus betulus</i> L.	CB
6	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	CMO
7	<i>Castanea sativa</i> Mill.	CS
8	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	FE
9	<i>Fagus sylvatica</i> L.	FS
10	<i>Juglans regia</i> L.	JR
11	<i>Laburnum anagyroides</i> Medik.	LAN
12	<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	MS
13	<i>Prunus avium</i> (L.) L.	PV
14	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	RP
15	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	SA
16	<i>Salix caprea</i> L.	SC
17	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	SU
18	<i>Ulmus glabra</i> Huds.	UG

Tabella 11 – Specie legnose individuate durante i rilievi di campo e relativo codice.

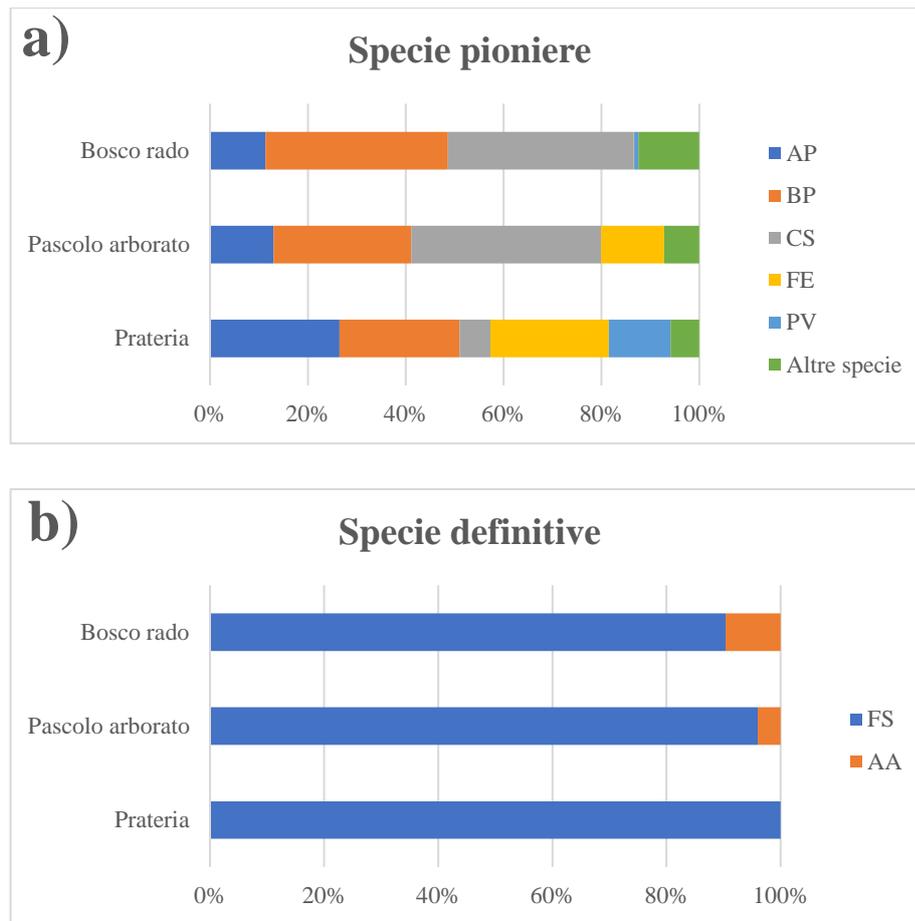


Figura 21 – Contributo in termini relativi delle specie pioniere (a) e definitive (b) individuate durante i rilievi relativo a ciascuna legacy.

Nella Tabella 12 sono riportate le statistiche descrittive di media, deviazione standard e coefficiente di variazione delle variabili strutturali dei popolamenti forestali dei nuovi boschi elaborati a partire dai dati raccolti in campo.

Struttura forestale									
Legacy		Età max	Età frequente	Pioniere vive (G/ha)	Definitive vive (G/ha)	Pioniere morte (G/ha)	Definitive morte (G/ha)	Diversità strutturale	Diversità specifica
Prateria	μ	45.23	15.41	14.59	9.19	1.04	0.23	2.37	0.68
	σ	24.54	11.46	12.71	15.11	1.65	0.51	0.57	0.44
	σ^*	54.26	74.37	87.10	164.48	158.05	227.70	23.92	65.39
Pascolo arborato	μ	46.57	18.00	9.26	18.35	0.39	0.69	2.68	0.44
	σ	12.09	14.40	10.14	12.11	0.48	1.12	0.14	0.40
	σ^*	25.97	79.99	109.47	65.97	121.76	161.95	5.07	91.01
Bosco rado	μ	75.17	14.83	12.75	13.49	0.31	0.18	2.65	0.70
	σ	15.25	8.28	13.60	11.05	0.48	0.25	0.18	0.37
	σ^*	20.29	55.82	106.67	81.88	152.13	140.40	6.93	52.78

Tabella 12 – Media (μ), deviazione standard (σ) e coefficiente di variazione (σ^*) delle variabili strutturali dei popolamenti forestali.

Come si osserva nella Tabella 12 la media dell'età massima dei nuovi boschi è maggiore nelle *legacies* a bosco rado (75 anni), mentre assume valori ridotti per le transizioni da prateria (45 anni) e da pascolo arborato (46 anni). Per quanto riguarda l'età relativa al diametro più frequente non si notano forti differenze tra le *legacies*, se non un valore leggermente maggiore per gli ex pascoli arborati.

Confrontando l'area basimetrica delle specie pioniere e definitive, si osserva una differenza sia per quanto riguarda la *legacy* a prateria sia per la *legacy* a pascolo arborato. Infatti, nelle ex praterie le specie pioniere assumono valori maggiori rispetto alle specie definitive, in controtendenza rispetto agli ex pascoli arborati. Riguardo la classe a bosco rado, l'area basimetrica delle specie pioniere e definitive assume valori simili (12.75 m²/ha e 13.49 m²/ha rispettivamente). Si evidenzia tuttavia per queste caratteristiche l'alta variabilità espressa da deviazione standard e coefficiente di variazione.

Per quanto riguarda le variabili di diversità, non si notano differenze marcate tra le varie *legacies*, se non una minore diversità strutturale dei popolamenti derivati da praterie e una minore diversità specifica negli ex pascoli arborati.

Dalle statistiche di Kruskal-Wallis effettuate sulle variabili forestali risulta una differenza significativa tra le *legacies* per quanto riguarda le variabili 'Età max' e 'Definitive morte'. Il test di Wilcoxon calcolato su questi fattori mostra due differenti gradienti (Figura 22). Per quanto riguarda l'età massima risulta una differenza tra la *legacy* a bosco rado e le *legacies* a pascolo arborato e a prateria, per cui invece non si evidenziano distinzioni. Relativamente all'area basimetrica delle specie definitive morte risulta una diversità tra la *legacy* a pascolo arborato e a prateria, mentre la *legacy* a bosco rado si colloca in una situazione intermedia.

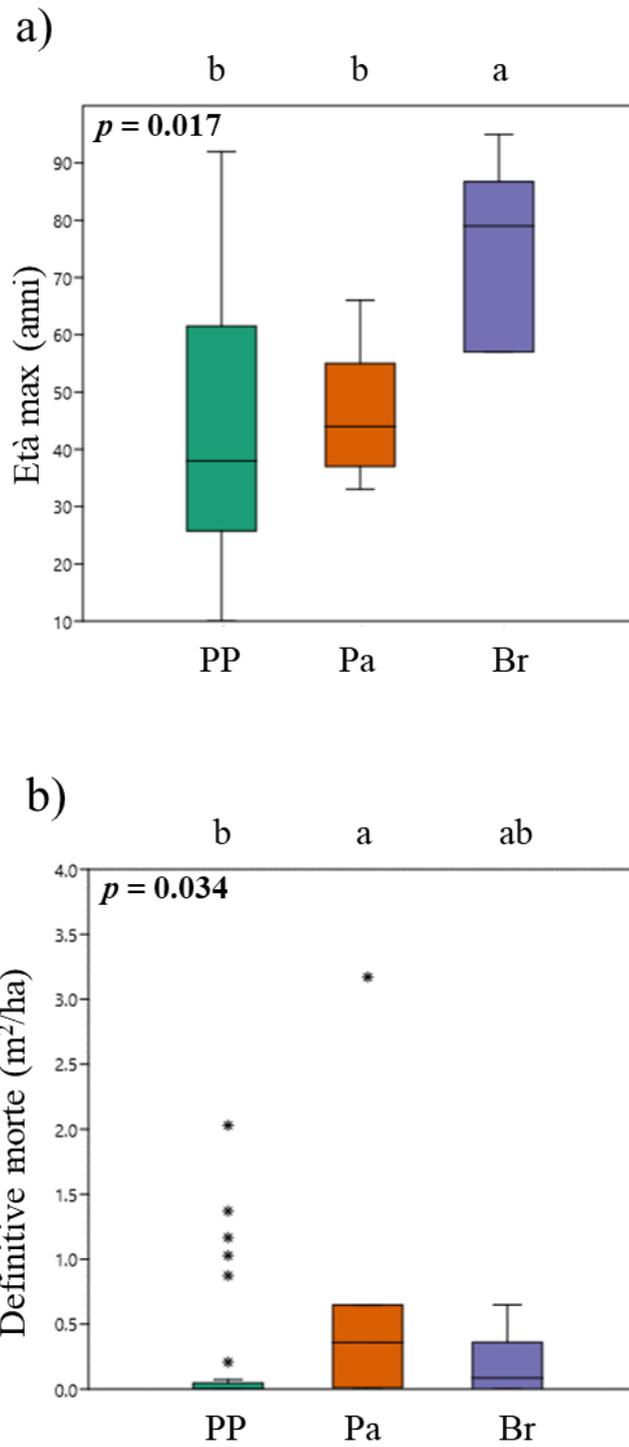


Figura 22 – Boxplot relativi (a) all'età massima (anni) e (b) all'area basimetrica delle specie definitive morte (m^2/ha). I p-value si riferiscono al test di Kruskal-Wallis, mentre le lettere indicano le differenze tra i gruppi secondo i risultati del test di Wilcoxon.

La Figura 24 mostra la PCA realizzata per la struttura forestale, per cui i rilievi sono stati raggruppati in base alla *legacy*. La variabilità spiegata dai due assi è pari a 70.5 %, di cui il 52.6% espresso dalla componente principale 1 (PC1) e 17.9% dalla componente principale 2 (PC2). Il grafico mostrato nella Figura 23 esprime i *loadings*, ossia il contributo delle variabili sulle componenti principali, sia dal punto di vista del verso (correlazione positiva o negativa), sia dell'intensità di tale correlazione. Da essi si può notare che le variabili che maggiormente contribuiscono alla PC1 sono quelle associabili alla composizione specifica (specie pioniere, specie definitive e diversità specifica) e all'età del popolamento (età relativa al diametro massimo e più frequente), mentre la PC2 è spiegata in particolare da caratteristiche strutturali come diversità strutturale, età dell'individuo con il diametro più frequente e area basimetrica delle specie pioniere morte.

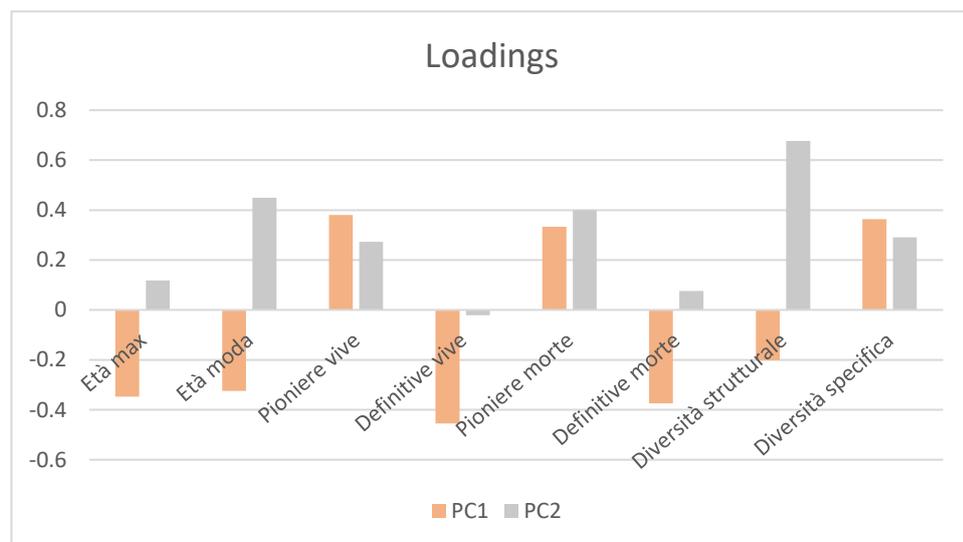


Figura 23 – Loadings relativi alle componenti principali 1 (PC1) e 2 (PC2) riferiti alla PCA realizzata sulla struttura forestale.

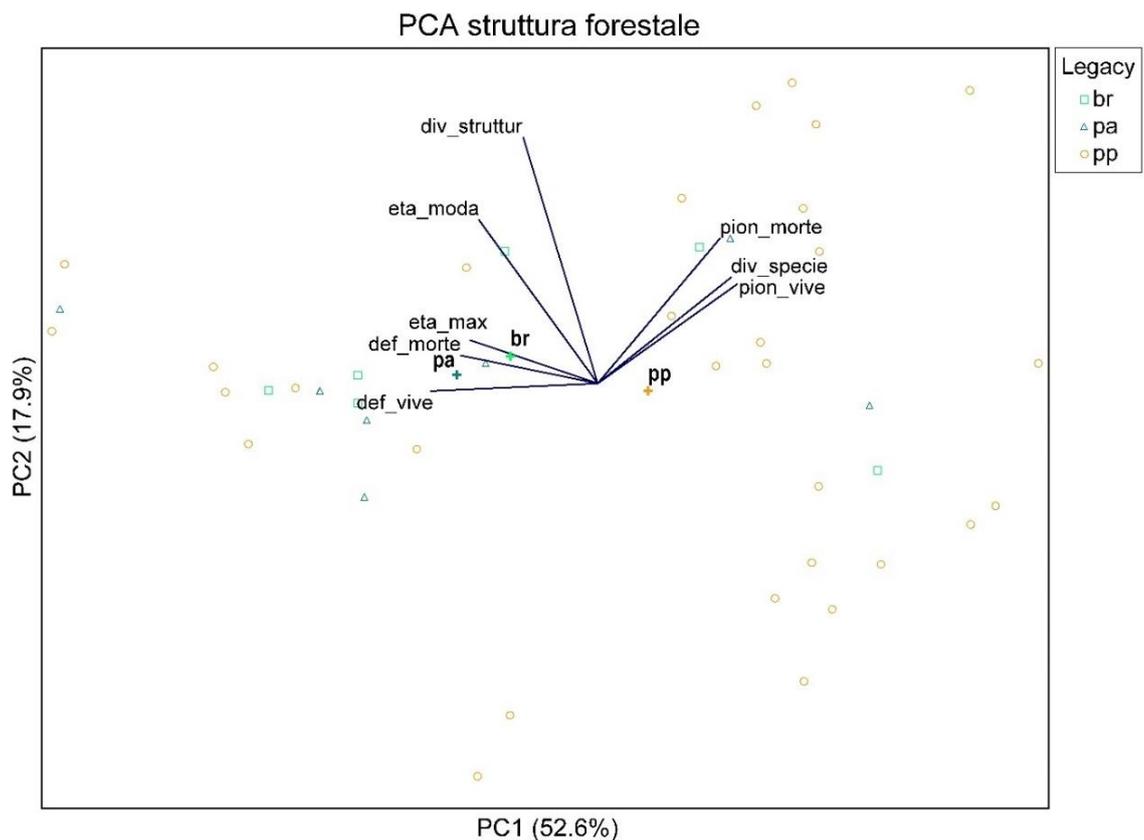


Figura 24 – PCA realizzata sulla struttura del popolamento forestale. *età_max*: età dell'individuo con il diametro massimo; *età_moda*: età dell'individuo con il diametro più frequente; *pion_vive/morte*: area basimetrica ad ettaro delle specie pioniere vive/morte; *def_vive/morte*: area basimetrica ad ettaro delle specie definitive vive/morte; *div_struttura*: indice di Brillouin calcolato sulla componente strutturale; *div_specie*: indice di Brillouin calcolato sulla composizione specifica. Il grafico mostra i centroidi relativi alle legacies: *br* (bosco rado); *pa* (pascolo arborato); *pp* (prateria).

A causa dell'elevata variabilità delle variabili analizzate, le posizioni dei rilievi spiegate dagli assi della PCA non risultano chiaramente distinte nelle tre *legacies*, ma sono comunque evidenti delle tendenze. In particolare, osservando i centroidi si nota una netta distinzione tra la *legacy* a prateria e le restanti *legacies* a pascolo arborato e bosco rado. Questo gradiente è evidenziato in particolare dall'asse 1, ossia dalla composizione specifica dei popolamenti forestali.

La *legacy* a prateria è correlata positivamente ai popolamenti con un'elevata diversità specifica, più giovani e composti principalmente da specie pioniere. Gli aspetti strutturali delle transizioni da pascolo arborato e bosco rado sono invece simili tra loro. In particolare, per entrambe si osserva una maggiore presenza delle specie definitive, un'età massima più avanzata e una minore diversità specifica. Sono inoltre caratterizzate da un'età relativa al diametro più frequente e da una diversità strutturale leggermente maggiori rispetto alla transizione da prateria.

Infine, si nota che la diversità specifica della vegetazione arborea è positivamente correlata alla presenza delle specie pioniere, mentre diminuisce con l'avanzare dell'età massima.

4.3.3 Vegetazione dello strato erbaceo dei nuovi boschi

Durante i rilievi in campo sono state individuate 75 specie relative alla vegetazione dello strato erbaceo. Di queste, la maggior parte rientrano all'interno del SBT 'boschi' (46 specie) che rappresenta il gruppo dominante, seguito dal SBT 'praterie' (13 specie). I restanti raggruppamenti sono costituiti da meno di 10 specie ciascuno (Tabella 13). Nel dettaglio, la classe fitosociologica più importante in termini di ricchezza specifica è la classe *Carpino-Fagetea*, popolata da 33 specie. Le restanti classi fitosociologiche non raggiungono singolarmente la decina di specie.

<i>Social Behaviour Types</i>	Numero di specie
Specie ruderali	7
Specie tipiche di prateria	13
Specie tipiche di megaforbieti	4
Specie tipiche di arbusteti	5
Specie tipiche di bosco	46
Totale	75

Tabella 13 – Ricchezza espressa in termini di numero di specie relativa ai Social Behaviour Types.

Nella Tabella 14 sono riportate la media, la deviazione standard e il coefficiente di variazione delle variabili della vegetazione dello strato erbaceo elaborate a partire dai dati rilevati in campo.

a)

Vegetazione dello strato erbaceo

<i>Legacy</i>		Cop. Erbacea	Suolo nudo	Rocce affioranti	Copertura muscinale	Necromassa/Lettiera
Prateria	μ	38.33	12.33	3.90	1.57	43.87
	σ	27.31	17.46	7.02	3.18	27.03
	σ^*	71.25	141.58	180.10	203.02	61.62
Pascolo arborato	μ	4.43	7.00	4.00	10.71	73.86
	σ	4.39	9.04	5.32	28.35	34.64
	σ^*	99.16	129.10	133.07	264.58	46.90
Bosco rado	μ	22.50	9.00	7.17	16.83	44.50
	σ	19.67	7.87	9.97	27.21	25.63
	σ^*	87.44	87.49	139.09	161.62	57.60

b)

Vegetazione dello strato erbaceo

		Indici di Landolt					Social Behaviour Types				
Legacy		L	F	N	H	D	Ruderali	Boschi	Arbusteti	Praterie	Megaforbieti
Prateria	μ	2.61	3.12	3.10	3.86	1.73	7.83	52.87	16.05	18.90	4.35
	σ	0.43	0.20	0.46	0.77	0.68	18.20	31.15	23.96	24.00	9.50
	σ^*	16.30	6.50	14.72	19.84	39.33	232.50	58.92	149.24	127.00	218.62
Pascolo arborato	μ	2.40	3.15	2.66	4.66	1.86	0.00	90.82	9.18	0.00	0.00
	σ	0.43	0.36	0.64	0.68	0.93	0.00	18.77	18.77	0.00	0.00
	σ^*	17.88	11.28	24.12	14.56	50.06	NA	20.67	204.38	NA	NA
Bosco rado	μ	2.48	3.07	2.69	4.29	1.59	1.67	63.07	3.77	21.49	10.00
	σ	0.37	0.20	0.52	0.47	0.42	4.08	27.83	4.93	32.13	20.00
	σ^*	15.07	6.37	19.24	10.97	26.51	244.95	44.12	130.72	149.50	200.00

Tabella 14 - Media (μ), deviazione standard (σ) e coefficiente di variazione (σ^*) delle variabili inserite nella matrice della vegetazione dello strato erbaceo (b) e della copertura dello strato erbaceo (a).

Per quanto riguarda le variabili di copertura dello strato erbaceo, (Tabella 14a) la transizione da prateria è la formazione che presenta una maggiore copertura della vegetazione (38%), seguita dalle *legacies* a bosco rado (22.5%) e a pascolo arborato (4%). La copertura più rilevante, in ogni classe, risulta essere la necromassa/lettiera, che raggiunge un valore medio pari al 74% negli ex pascoli arborati, e pari a circa 44% per le restanti *legacies*. Le coperture di suolo nudo, rocce affioranti e copertura muscinale ricoprono una superficie ridotta per ogni classe, con valori medi che raramente superano il 10%.

Per quanto riguarda gli indicatori di Landolt (Tabella 14b) le praterie sono la *legacy* che presenta una vegetazione dello strato erbaceo indicatrice di una maggiore quantità di luce (*L*), un maggiore contenuto di nutrienti nel suolo (*N*) ed un minore contenuto di humus (*H*). Al contrario, la vegetazione vascolare presente nelle *legacies* a pascolo arborato risulta essere la formazione che maggiormente manifesta un'elevata quantità di humus nel o sul suolo, con un valore medio dell'indice H pari a 4.66. Come gli ex pascoli arborati, la *legacy* a bosco rado presenta uno strato erbaceo indicatore di una buona quantità di humus nel o sul suolo (4.29) e un valore medio degli indici L e N minore rispetto alla *legacy* a prateria. Non risultano invece forti variazioni tra le varie *legacies* per quanto riguarda gli indicatori D (aerazione) e F (umidità del suolo).

Infine, in ogni *legacy*, risulta essere preponderante il SBT 'boschi', il quale rappresenta in media il 91% della copertura erbacea per la classe a pascolo arborato, il 63% per gli ex boschi radi e il 52% per le ex praterie. Altro raggruppamento significativo in termini di contributo alla copertura erbacea è il SBT 'prateria', la quale partecipa per circa il 21% nella *legacy* a bosco rado e per il 19% in quella a prateria. Nella classe a pascolo arborato

non sono presenti i SBT ‘ruderali’, ‘prateria’ e ‘megaforbieti’, mentre contribuiscono con valori contenuti nelle restanti *legacies*. Ancora, le specie tipiche degli arbusteti rappresentano in media il 16% della copertura erbacea per la classe a prateria, mentre partecipano con valori minori del 10% nelle restanti transizioni. Eccetto il SBT ‘boschi’, per le restanti categorie risulta un elevato coefficiente di variazione.

La statistica di Kruskal-Wallis mostra la presenza di una differenza significativa per quanto riguarda i SBT ‘boschi’ e ‘praterie’, l’indicatore H di Landolt e la copertura erbacea. Indagando con il test di Wilcoxon le differenze rilevate, risulta, per ciascuna variabile, lo stesso gradiente, ossia una diversità tra la *legacy* a prateria e a pascolo arborato e una situazione intermedia rappresentata dalla *legacy* a bosco rado (Figura 25).

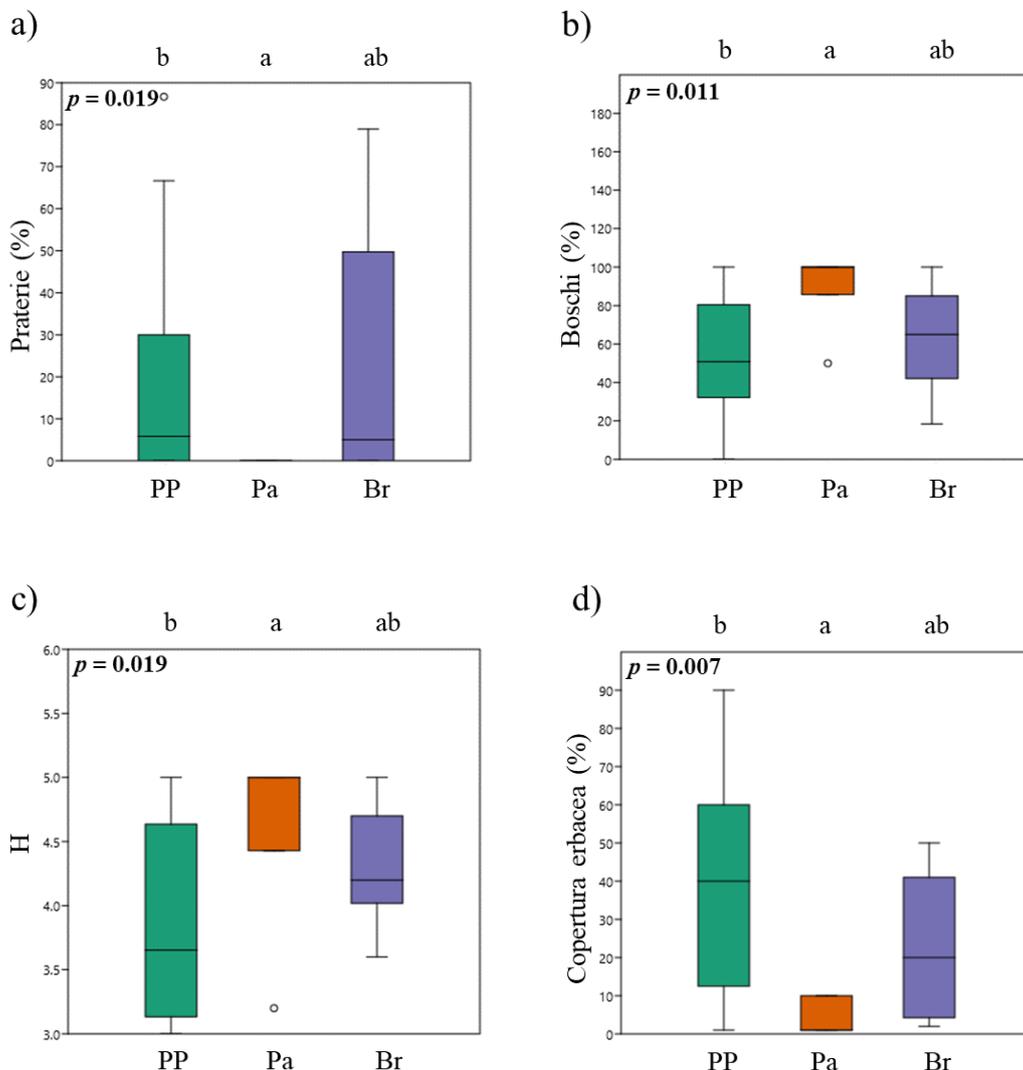


Figura 25 – Boxplot relativi a: SBT (a) ‘praterie’ (%), (b) ‘boschi’ (%); (c) indice di Landolt H (valore di humus); (d) copertura erbacea (%). I p-value si riferiscono al test di Kruskal-Wallis, mentre le lettere indicano le differenze tra i gruppi secondo i risultati del test di Wilcoxon.

Nella Figura 27 viene rappresentata la PCA calcolata con la matrice della vegetazione dello strato erbaceo. La variabilità spiegata dall'asse 1 (PC1) è pari a 36.3%, mentre quella spiegata dall'asse 2 (PC2) è pari a 23.3%, per un totale di 59.6%. Le variabili che maggiormente contribuiscono alla PC1 sono il SBT 'boschi' e gli indicatori di Landolt H (valore di humus) e L (quantità di luce), mentre per la PC2 le variabili che pesano maggiormente sono gli indicatori N (valore di nutrienti), F (umidità del suolo) ed i SBT 'ruderali' e 'megaforbieti' (Figura 26).

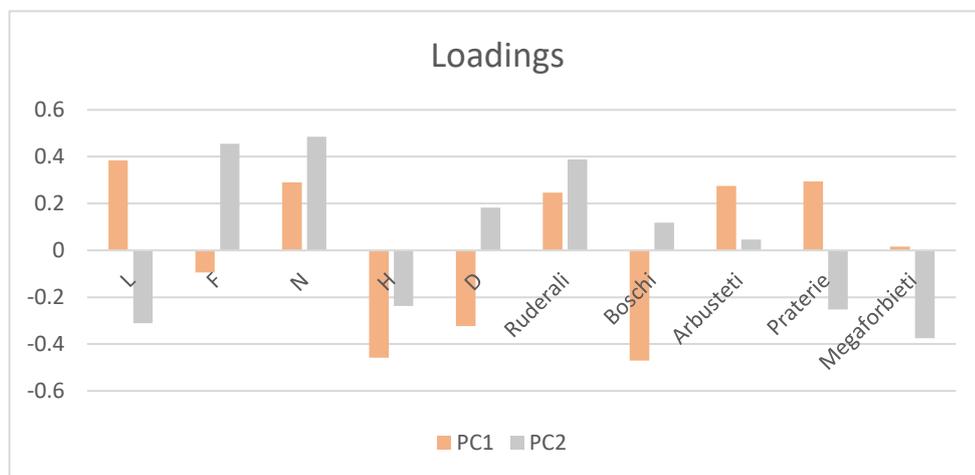


Figura 26 – Loadings relativi alle componenti principali 1 (PC1) e 2 (PC2) riferiti alla PCA realizzata con la matrice della vegetazione dello strato erbaceo.

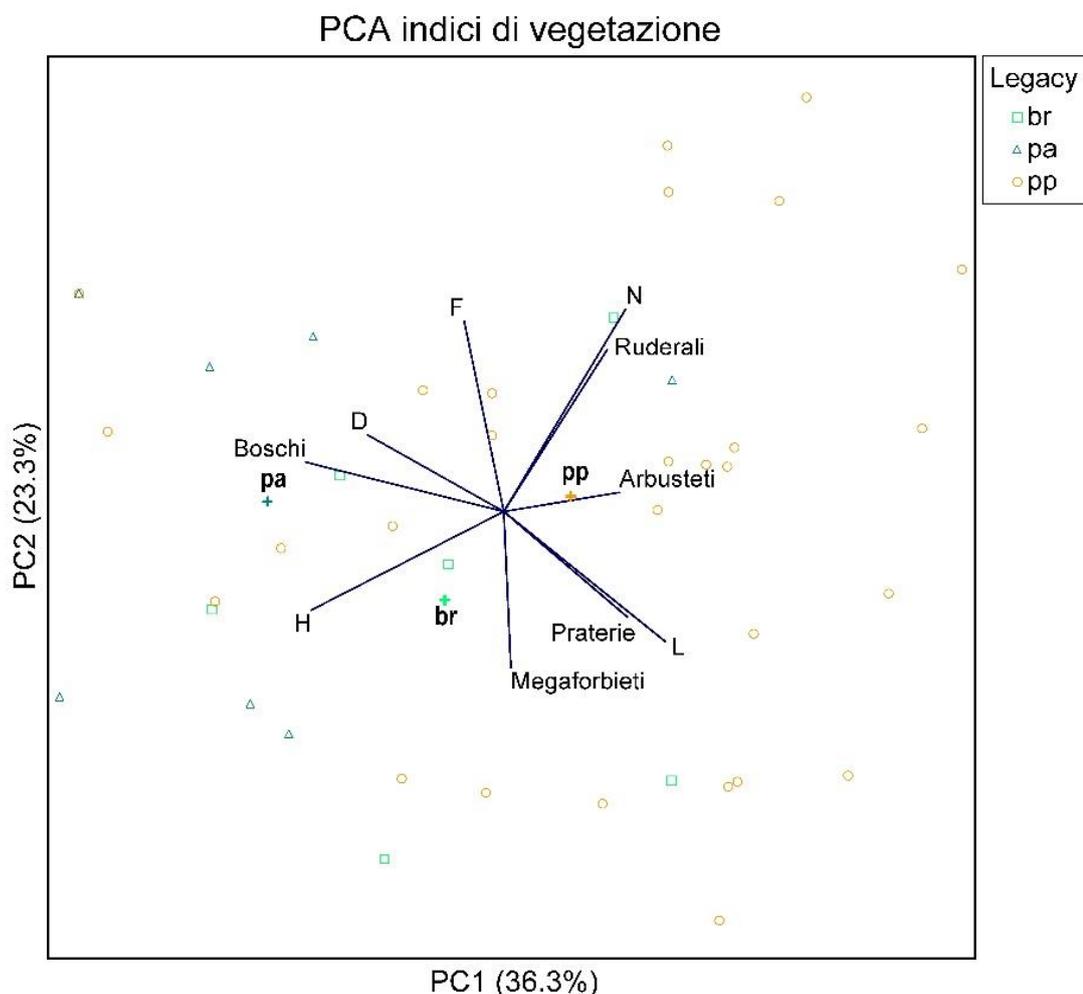


Figura 27 – PCA relativa alla matrice della vegetazione dello strato erbaceo. **L**: quantità di luce; **F**: umidità del suolo; **N**: valore dei nutrienti; **H**: valore di humus; **D**: valore di aereazione. Il grafico mostra i centroidi relativi alle legacies: **br** (bosco rado); **pa** (pascolo arborato); **pp** (prateria).

Come risulta anche dalla PCA realizzata con le variabili della struttura forestale (Figura 24), la posizione dei rilievi non è fortemente distinta nelle tre *legacies*. Allo stesso modo però, osservando i centroidi dei tre gruppi, è evidente una distinzione. Questa è spiegata principalmente lungo il primo asse, correlato alla presenza di specie tipiche di bosco e di specie indicatrici della quantità di humus e di luce. A differenza della PCA effettuata con i dati di struttura forestale, però, esiste anche un gradiente verticale legato al secondo asse (quantità di nutrienti e umidità del suolo, specie ruderali e di megaforbieti), in cui le *legacies* a prateria e pascolo arborato sono piuttosto appaiate.

Come si osserva dalla PCA realizzata con la matrice della vegetazione dello strato erbaceo (Figura 27), le ex praterie sono correlate positivamente alla presenza di specie vascolari indicatrici di una maggiore quantità di luce e di nutrienti nel suolo ed alla

presenza di SBT indicatori di una recente fase della successione secondaria, ossia i SBT 'ruderali', 'prateria' e 'arbusteti'. Sono invece correlati negativamente alla presenza di specie indicatrici di un'elevata quantità di humus. Nelle *legacies* che in passato presentavano una componente arborea, risultano correlati positivamente soprattutto gli indici H (valore di humus) e D (aereazione) e le specie tipiche di bosco. In particolare, nella classe a bosco rado, sono maggiormente presenti le specie tipiche dei megaforbieti.

4.3.4 Variabili ambientali

Nella Tabella 15 sono riportati i valori di media, deviazione standard e coefficiente di variazione per le variabili ambientali misurate in ambiente GIS.

Variabili ambientali						
<i>Legacy</i>		Distanza edifici	Distanza viabilità	Quota	Pendenza	HLI
Prateria	μ	253.41	251.10	1138.81	25.60	0.79
	σ	260.00	200.75	209.78	5.89	0.15
	σ^*	102.60	79.95	18.42	23.01	19.54
Pascolo arborato	μ	313.03	519.90	1164.02	31.63	0.59
	σ	225.67	196.35	102.34	2.49	0.28
	σ^*	72.09	37.77	8.79	7.88	47.24
Bosco rado	μ	363.03	391.70	1201.29	30.99	0.53
	σ	231.18	214.58	221.10	3.57	0.21
	σ^*	63.68	54.78	18.40	11.53	39.79

Tabella 15 – Media (μ), deviazione standard (σ) e coefficiente di variazione (σ^*) relative alle variabili ambientali.

Da come risulta osservando la Tabella 15 la *legacy* a prateria è situata nelle zone più a bassa quota, con pendenza ridotta e con un HLI più elevato. La classi a bosco rado e a pascolo arborato sono localizzate in situazioni simili tra loro. Sono evidenti piccole differenze principalmente nelle variabili di quota media e HLI; in particolare, gli ex boschi radi sono situati a quote più elevate e su versanti più soleggiati. Per entrambe le *legacies* la pendenza media è di circa 31°. Osservando il valore medio delle variabili di impatto antropico risulta che le ex praterie sono la transizione meno distante dagli edifici e dalla viabilità. La classe a pascolo arborato rappresenta la *legacy* più distante dalla viabilità, mentre gli ex boschi radi quella più distante dagli edifici.

Dai test di Kruskal-Wallis risulta una differenza significativa tra le *legacies* per tre variabili ambientali, vale a dire la distanza dalla viabilità, la pendenza e l'HLI. Le risposte del test di Wilcoxon mostrano gradienti differenti per ciascuna variabile (Figura 28). Per quanto riguarda la distanza dalla viabilità si nota una forte differenza tra la *legacy* a pascolo arborato e a prateria, mentre la *legacy* a bosco rado si colloca in una situazione intermedia. Riguardo alla pendenza si nota una diversità tra le ex praterie e le restanti due *legacies*, le quali invece non mostrano distinzioni. Infine, i risultati ottenuti in merito all'HLI evidenziano una differenza tra la *legacy* a prateria e a bosco rado, mentre gli ex pascoli arborati si collocano in una situazione intermedia.

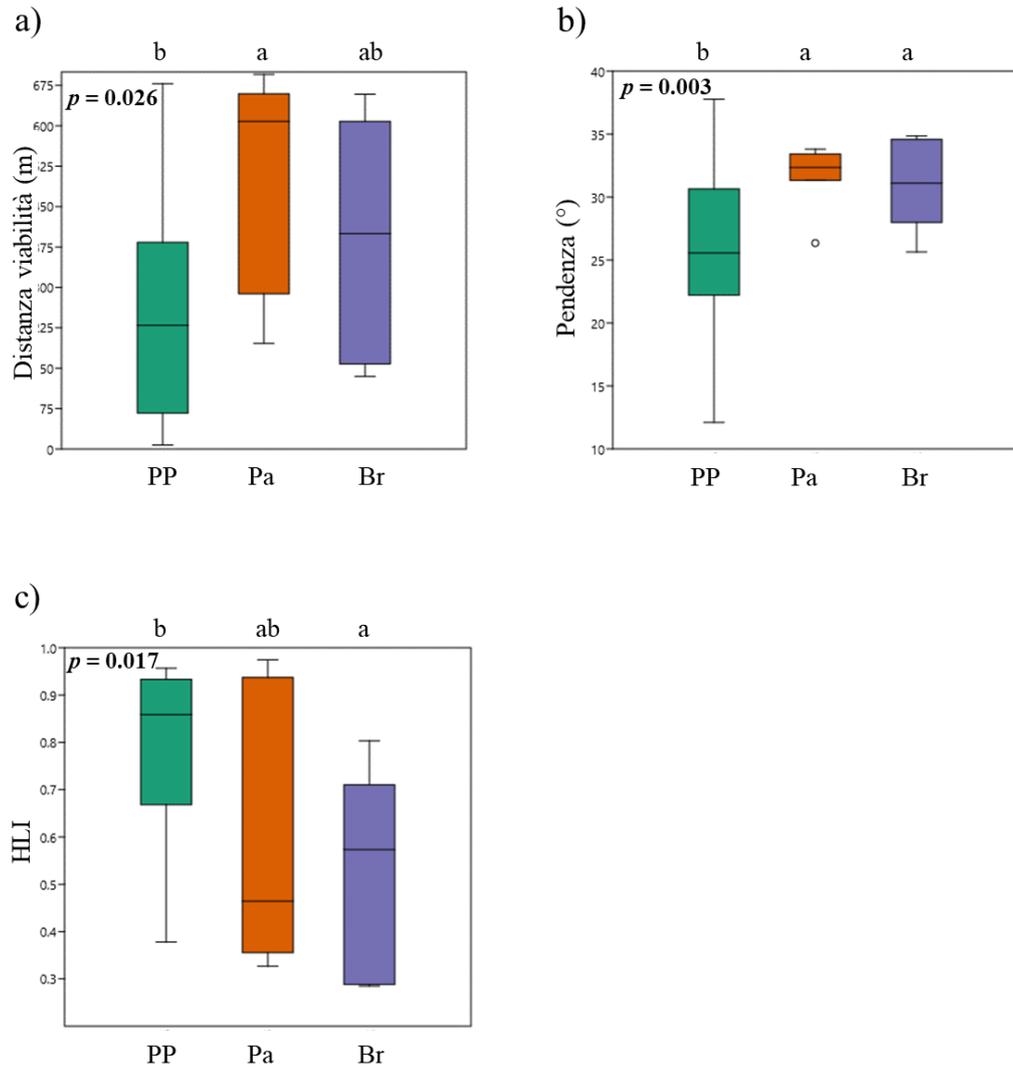


Figura 28 - Boxplot relativi (a) alla distanza dalla viabilità (m), (b) alla pendenza (°) e (c) all'HLI. I p-value si riferiscono al test di Kruskal-Wallis, mentre le lettere indicano le differenze tra i gruppi secondo i risultati del test di Wilcoxon

Nella Figura 30 è rappresentata l'RDA realizzata utilizzando come matrice principale i dati della struttura forestale e della vegetazione dello strato erbaceo, mentre come matrice secondaria i dati delle variabili ambientali. La variabilità spiegata è pari a 28.4%, di cui 25.4% dall'asse 1 (RDA1) e 3% dall'asse 2 (RDA2). La Figura 29 mostra i loadings relativi alla RDA. Le variabili che contribuiscono maggiormente all'RDA1 sono la quota, la distanza dagli edifici e la pendenza, mentre l'RDA2 è spiegata in particolare dalla distanza dalla viabilità e dall'HLI. La differenza tra i centroidi delle tre *legacies* è spiegata principalmente dall'asse 1.

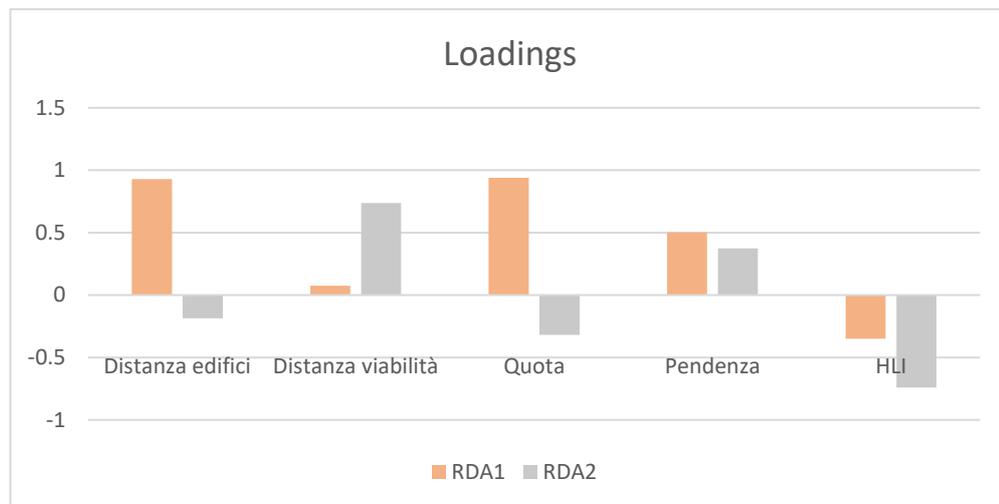


Figura 29 – Loadings relativi agli assi 1 (RDA1) e 2 (RDA2) riferiti all'RDA.

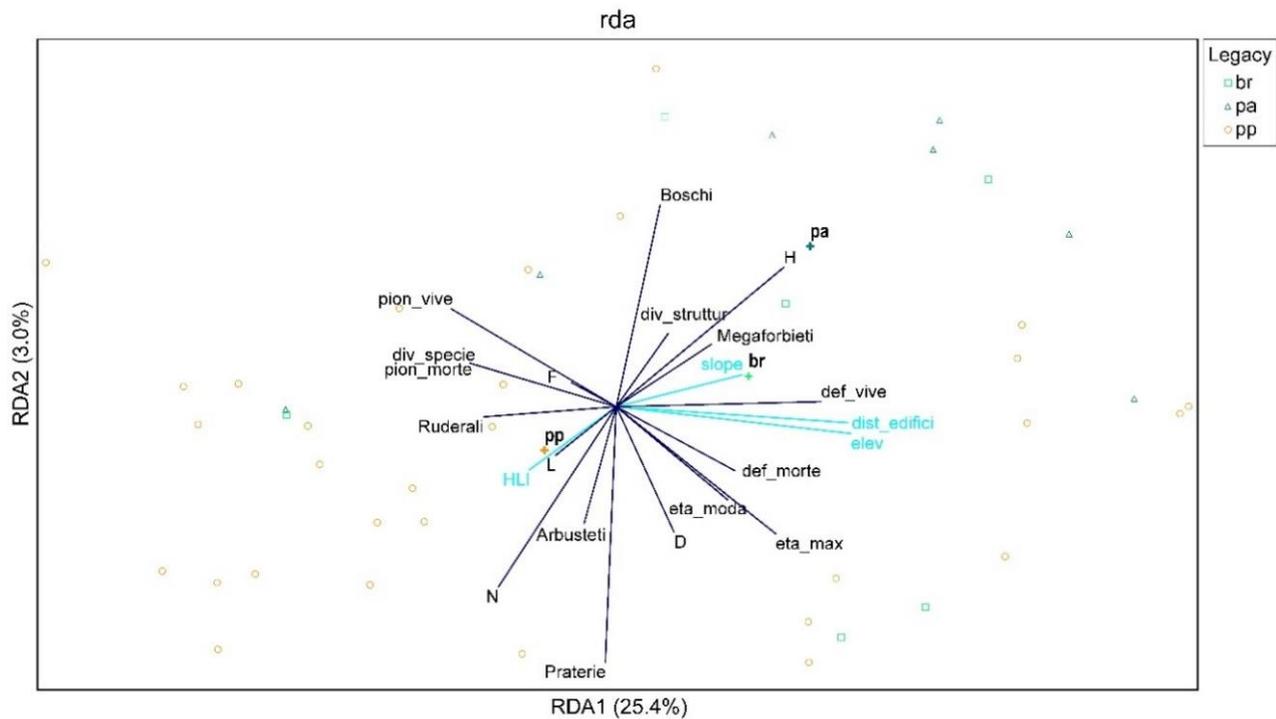


Figura 30 – RDA realizzata utilizzando come matrice principale le variabili strutturali e della vegetazione dello strato erbaceo, mentre come matrice secondaria le variabili ambientali. *slope*: pendenza; *elev*: quota; *HLI*: Heat Load Index; *dist_edifici*: distanza dagli edifici. Il grafico mostra i centroidi relativi alle legacies: *br* (bosco rado); *pa* (pascolo arborato); *pp* (prateria)

Osservando le correlazioni raffigurate nella RDA risultano evidenti alcune distinzioni tra le *legacies*. In particolare, la classe a prateria è situata sui versanti più caldi e meno pendenti, a quote più basse e in zone prossime agli edifici, mentre le *legacies* a pascolo arborato e a bosco rado sono correlate a situazioni simili tra loro, ossia a zone localizzate a quote e pendenze elevate, poco soleggiate e distanti dagli edifici.

Analizzando le singole variabili ambientali, risulta che i versanti più acclivi sono correlati positivamente a popolamenti caratterizzati da una vegetazione arborea dominata da specie definitive e con buona diversità strutturale, e da un sottobosco dominato da una vegetazione tipica dei megaforbieti che esprime un'elevata quantità di humus e una ridotta quantità di luce e di nutrienti nel suolo. La diversità specifica, la presenza di specie pioniere e di uno strato erbaceo dominato dai SBT 'ruderali' e 'arbusteti' sono invece correlate negativamente alla pendenza. Le variabili di quota e distanza dagli edifici risultano fortemente correlati tra di loro. Ciò indica che gli insediamenti antropici sono localizzati principalmente nel fondovalle. La vegetazione arborea dei boschi di neoformazione situati a quote elevate e distanti dagli edifici risulta caratterizzata da una maggiore presenza di specie definitive, un'età massima e frequente elevata e una ridotta diversità specifica (condizioni tipiche di faggete); il sottobosco esprime invece una

vegetazione tipica dei megaforbieti, poco correlata alla presenza del SBT 'ruderali' e di specie indicatrici di una buona umidità del suolo. Infine, i versanti soleggiati, caratterizzati da un elevato valore di HLI, risultano essere le aree meno acclivi, situate a bassa quota e più vicine agli edifici. I nuovi boschi localizzati in queste aree presentano un piano arboreo dominato dalle specie pioniere e con una buona diversità specifica, mentre la vegetazione dello strato erbaceo è caratterizzata da specie ruderali e tipiche di arbusteti, eliofile e indicatrici di un'elevata quantità di nutrienti nel suolo. Le specie tipiche di bosco e di megaforbieti, l'indice H di Landolt e la diversità strutturale sono invece correlate negativamente all'irraggiamento solare (HLI).

5 Discussioni

5.1 Cambiamenti di uso del suolo a scala di paesaggio

Dalle analisi a scala di paesaggio risulta che negli ultimi settant'anni la porzione studiata della bassa valle Pesio ha subito dei cambiamenti nella struttura del paesaggio (Tabella 8). In particolare, questi si sono manifestati sotto forma di una forte dinamica di espansione forestale (Figura 18), guidata dal processo di successione secondaria instauratasi a seguito del declino della popolazione e delle pratiche tradizionali di uso del suolo. Le formazioni forestali sono aumentate del 25%, fino a rappresentare, nel 2017, il 91% (da 1167 ha nel 1954 a 1461 ha nel 2017) dell'intero territorio. L'espansione forestale è stata guidata in larga misura dalle transizioni verso il bosco denso (+324 ha), vale a dire soprattutto dall'evoluzione naturale delle praterie (transizione prateria – bosco denso) e dalla chiusura della copertura boschiva delle altre formazioni forestali (transizioni da bosco rado e pascolo arborato) (Tabella 10). Nonostante la loro superficie complessiva diminuisca, si sono osservati processi di insediamento forestale, a discapito soprattutto delle praterie, che hanno portato alla formazione di boschi radi e di pascoli arborati. In misura minore (62% della superficie non vegetata individuata nel 1954) sono state individuate transizioni da terreno non vegetato a bosco denso, interessate quindi da successione primaria (Tabella 10). Le ragioni dell'espansione forestale sono in gran parte da ricercare nell'abbandono colturale che ha interessato le valli alpine durante la metà del secolo scorso e che ha favorito la perdita di molte aree prative, specialmente quelle localizzate in zone meno accessibili (Tasser et al., 2007; Marini et al., 2011). L'uso a prateria rappresenta infatti la classe che maggiormente ha subito una perdita in termini di superficie (-316 ha) e che attualmente è confinata principalmente nelle aree pianeggianti e di fondovalle. La riforestazione spontanea delle *patch* meno accessibili ha ricoperto un ruolo fondamentale durante il periodo di analisi. Il processo di espansione osservato è simile a quello avvenuto in altre aree montane europee (MacDonald et al., 2000; Falcucci et al., 2007; Garbarino et al., 2020) e in altre porzioni del territorio della valle Pesio (Garbarino et al., 2014; Orlandi et al., 2016). Un'altra dinamica di cambiamento interessante è il processo di urbanizzazione (Figura 18), che ha interessato particolarmente le zone di fondovalle del ramo centrale e del ramo laterale del Fiolera. Allo stesso modo di altri siti alpini l'aumento della copertura forestale e della componente urbana hanno ridotto l'eterogeneità strutturale del paesaggio (Lasanta et al., 2015).

5.2 Effetti delle *legacies* sui boschi di neoformazione

L'analisi del cambiamento di copertura del suolo relativa al vallone del Fiolera mostra dinamiche simili a quelle osservate a scala di paesaggio, vale a dire una forte espansione forestale a discapito soprattutto delle aree prative. In generale, grazie alle informazioni ricavate durante i rilievi, è possibile stimare l'inizio dell'espansione forestale a circa 50-70 anni fa a seconda della transizione analizzata.

Gran parte dei nuovi boschi individuati a scala di bacino sono il risultato dei processi di successione secondaria instauratisi nelle praterie a seguito dell'abbandono colturale (75% della superficie occupata dai boschi di neoformazione). Durante le prime fasi di colonizzazione delle aree aperte, i bordi delle *patch* vengono temporaneamente invasi da specie legnose eliofile e da specie erbacee tolleranti l'ombra che contribuiscono all'aumento della biodiversità vegetale e ad un contemporaneo aumento della copertura della lettiera (Schmidt, 2005). Quando la successione secondaria procede verso le fasi finali ne risulta invece una marcata riduzione della diversità causata dalla completa perdita delle aree di ecotono in grado di influenzare la diversità animale e vegetale (Niedrist et al., 2009). La dinamica di insediamento nella *legacy* a prateria è stata guidata principalmente dalle specie pioniere ed eliofile (63% dell'area basimetrica totale), in particolare da betulla (25% dell'area basimetrica occupata dalle specie pioniere), acero di monte (26%) e frassino maggiore (24%), le quali formano boschi misti. Questo risultato è in linea con la composizione specifica riportata in letteratura per le successioni secondarie nelle ex praterie sulle catene montuose del bacino del Mediterraneo (Guidi & Piussi, 1993; Alberti et al., 2009). Il frassino, ad esempio, era solitamente coltivato vicino ai ricoveri dei pastori poiché le foglie sostituivano il foraggio per il bestiame nei periodi in cui l'erba non era disponibile, come le neviccate tardive (Bargioni & Zanzi Sulli, 1998). La presenza di questi individui rappresenta un'importante *biological legacy* in grado di condizionare le dinamiche successionali. Tuttavia, la singola specie che, in termini di area basimetrica, domina i nuovi boschi della *legacy* a prateria è il faggio (37% dell'area basimetrica totale), che normalmente si insedia dopo un'iniziale colonizzazione ad opera delle specie pioniere. La presenza del faggio in alcune delle *patch* di prateria può essere dovuta a diverse concause ecologiche. Generalmente, essa indica una dinamica successionale più avanzata in aree abbandonate per prime. Localmente, la variabilità nella fase della successione può essere attribuita alla presenza di individui portaseme (Tasser et al., 2007), a una migliore fertilità del suolo dovuta alle pregresse attività pascolive

(Koerner et al., 1999) o all'effetto fitotossico della lettiera del frassino maggiore (Marigo et al., 2000).

Diversamente, i boschi di neoformazione individuati su delle superfici già popolate da individui arborei sono dominati dalla presenza di specie definitive, ed in particolare dal faggio (96% dell'area basimetrica delle specie definitive individuate nei pascoli arborati; 90% dell'area basimetrica delle specie definitive individuate nei boschi radi). Questa diversità suggerisce come ipotesi la presenza di una fase della successione più avanzata dove l'influenza esercitata dalla formazione forestale già esistente ha condizionato il processo di ricolonizzazione. Gran parte dei nuovi boschi individuati nelle *legacies* a bosco rado e a pascolo arborato sono infatti situati alle quote più elevate del vallone, dominato principalmente da faggete la cui presenza storica è confermata anche dai documenti storici secondo cui la specie veniva favorita alle quote intermedie per la produzione di legna da ardere e di carbone (Motta & Garbarino, 2003).

Dal punto di vista successionale, si osserva come le dinamiche dei nuovi boschi individuati nelle ex praterie siano meno avanzate. La struttura di questi popolamenti forestali è dominata da giovani individui di specie pioniere, mentre lo strato erbaceo è indicatore della presenza di specie di condizioni eliofile e ruderali tipiche degli stadi successionali più recenti (Figura 24 e Figura 27). Inoltre, la presenza di specie indicatrici di una buona quantità di nutrienti nel suolo, in particolare azoto, può essere legata alle pregresse attività di concimazione tipiche delle aree prative gestite a pascolo. Queste condizioni suggeriscono un abbandono colturale più recente delle ex praterie rispetto alla *legacy* a pascolo arborato e a bosco rado, caratterizzate invece da popolamenti con una struttura forestale e una composizione floristica indicatrici di stadi successionali più avanzati. Inoltre, le formazioni forestali più recenti presentano una buona diversità nella composizione specifica, correlata alla presenza delle specie pioniere, mentre nei boschi più evoluti la diversità specifica è molto bassa. Ciò può essere dovuto alla dominanza del faggio nel piano arboreo, il quale permette a un ridotto quantitativo di luce di raggiungere il suolo e tende a formare una lettiera molto densa e recalcitrante che inibisce la germinazione dei semi di altre specie (Sydes & Grime, 1981). Questo gradiente successionale è confermato da alcuni risultati medi della copertura dello strato erbaceo (Tabella 14), in particolare dalla copertura muscinale, che aumenta con la presenza e la chiusura della copertura arborea, e dalla copertura erbacea, maggiore nella *legacy* a prateria rispetto alle altre transizioni. È comunque possibile notare un debole gradiente

dato dalla presenza di specie ruderali, tipiche di megaforbieti e indicatrici della quantità di nutrienti e dell'umidità del suolo che evidenzia uno strato erbaceo più simile tra la *legacy* a pascolo arborato e a prateria rispetto alla transizione da bosco rado.

Dal punto di vista ambientale, i boschi di neoformazione più recenti individuati nella *legacy* a prateria sono situati nelle aree dove solitamente l'abbandono colturale si è verificato tardivamente, vale a dire nelle zone più accessibili, vicine agli insediamenti antropici di fondovalle e posizionate sui versanti meno acclivi e più soleggiati (Falcucci et al., 2007). Al contrario, i boschi più evoluti, individuati sulle *legacies* a pascolo arborato e bosco rado, sono situati nelle aree distanti dai centri abitati, pendenti e poco soleggiate, spesso abbandonate per prime a causa della loro limitata accessibilità (Falcucci et al., 2007) (Figura 30). Questa diversità può essere spiegata dalla presenza di individui portaseme, in grado di influenzare fortemente le dinamiche di riforestazione.

Mentre il gradiente successionale è evidente tra i nuovi boschi insediati nelle praterie e le restanti *legacies*, non si osserva una spiccata differenza tra i boschi di neoformazione originati dai pascoli arborati e dai boschi radi, ossia tra le transizioni caratterizzate da una chiusura di popolamenti già presenti nel 1954. I boschi di neoformazione originatisi da pascoli arborati e boschi radi presentano infatti condizioni attuali simili sia per quanto riguarda la struttura forestale – dominata da specie definitive e adulte – che per lo strato erbaceo, indicatore di una fase successionale più avanzata. La maggiore presenza delle specie tipiche di bosco nelle transizioni da pascolo arborato suggerisce addirittura una fase più avanzata della successione, dove la *legacy* a bosco rado si posiziona in una situazione intermedia tra quella a prateria e quella a pascolo arborato. Questo gradiente è confermato dai risultati ottenuti dai test di Kruskal-Wallis e Wilcoxon effettuati sulle singole variabili (Figura 22, Figura 25 e Figura 28), i quali evidenziano una differenza significativa tra i nuovi boschi insediati nelle aree prative e quelli insediati nelle aree già popolate da individui arborei (prati arborati e boschi radi), mentre rileva, a seconda della variabile, differenti gradienti tra le transizioni da pascolo arborato e bosco rado. La tendenza più frequente posiziona la *legacy* a bosco rado in una situazione intermedia tra le restanti transizioni, supportando la presenza di una dinamica successionale più avanzata nella transizione da pascolo arborato. Anche i valori medi della copertura dello strato erbaceo evidenziano gradienti simili tra le *legacies* a bosco rado e a pascolo arborato, in quanto gli ex boschi radi sono caratterizzati da una maggiore copertura della vegetazione e una minore copertura della necromassa/lettiera (Tabella 14).

Dai risultati delle analisi statistiche si osserva un'alta variabilità nella struttura arborea e nella composizione floristica dei nuovi boschi. Questa variabilità viene in parte spiegata dall'eredità degli usi passati individuati attraverso la fotointerpretazione dell'uso del suolo relativo al 1954, ma non completamente. I processi di colonizzazione sono infatti il risultato dell'interazione di molte variabili, alcune non considerate durante questo studio, come le condizioni microclimatiche e le variabili pedologiche (Tasser et al., 2007; Gimmi et al., 2008). Inoltre, sono da considerare alcune limitazioni legate all'accuratezza della fotointerpretazione, la quale potrebbe aver influenzato le successive analisi, al numero non bilanciato di rilievi realizzati per transizione, che riduce la validità statistica dei risultati, e all'errore di approssimazione in cui si incorre nel correlare la copertura del suolo all'uso che l'uomo ne fa. Ad esempio, la pratica del pascolamento può ritardare l'avanzamento della successione, a seconda che sia praticata da ovini o bovini (Paldele, 1994). Infatti, mentre i bovini, per via della loro dieta non selettiva, danneggiano permanentemente la rinnovazione della vegetazione arborea, le pecore e le capre, avendo abitudini alimentari selettive, causano lesioni solitamente trascurabili (Hester et al., 1996). Tuttavia, il pascolamento può anche esercitare un impatto positivo sulla riforestazione (Tasser et al., 2007). Per esempio, tramite il calpestio da parte del bestiame, può generare aree aperte e tendenzialmente erose favorevoli alla germinazione delle specie colonizzatrici, o ancora favorire la crescita della vegetazione migliorando la fertilità del suolo. Oltre all'attività pascoliva, anche i regimi di taglio dei prati da fieno possono influenzare le dinamiche successionali. Infatti, la rimozione periodica della biomassa aerea influenza la dispersione della vegetazione e quindi la competizione e le condizioni di germinazione (Orlandi et al., 2016), favorendo o meno la diversità specifica a seconda del numero di tagli effettuati in un anno (Bakker et al., 2002).

Dal momento che le analisi statistiche uni- e multivariate non mostrano una chiara distinzione tra le tre transizioni, la *legacy* non appare una condizione sufficiente a discriminare completamente la struttura e la composizione floristica dei boschi di neoformazione. Nonostante ciò, è stato possibile osservare una grossa distinzione tra boschi di neoformazioni originati dalle praterie e boschi insediati in aree già occupate da una formazione forestale nel 1954. Questo suggerisce un ruolo fondamentale, di facilitazione per la rinnovazione forestale, svolto dalle piante arboree portaseme.

5.3 Indicazioni gestionali

Le strategie di gestione dei boschi di neoformazione possono avere obiettivi diversi, risultando in due strategie di gestione. Da un lato, si può favorire la ricostituzione naturale delle foreste e di altri habitat (*rewilding*) fino al raggiungimento delle condizioni di naturalità attraverso una gestione passiva. D'altro canto si può intervenire attivamente se l'obiettivo prevede il ripristino e la manutenzione dei paesaggi antropici e semi-naturali (Navarro & Pereira, 2012). Ognuna di queste strategie presenta pro e contro. La gestione passiva è una strategia economica in termini monetari, in grado di compensare il fenomeno di deforestazione in atto a scala globale e di favorire un maggiore assorbimento di anidride carbonica grazie al ripristino del piano arboreo o all'aumento della biomassa. Inoltre, la presenza di una formazione forestale aumenta i tassi di intercettazione e di infiltrazione, migliorando la regolamentazione del ciclo idrico e riducendo l'erosione del suolo (Lasanta et al., 2015). Di contro, la maggiore omogeneizzazione del paesaggio comporta, oltre che una perdita della diversificazione strutturale, un'alterazione dei regimi di disturbo naturale, favorendo la propagazione del fuoco in quegli ecosistemi dove la disponibilità di biomassa rappresenta un fattore limitante (Pausas & Fernández-Muñoz, 2012; Mantero et al., 2020). Al contrario, la gestione attiva favorisce un mosaico paesaggistico eterogeneo composto da ecosistemi semi-naturali, importanti hotspot di biodiversità e di aspetti culturali legati alle tecniche di gestione essenziali alla loro conservazione, a fronte però degli elevati costi necessari alla sua pianificazione ed applicazione. Il livello di biodiversità che si ottiene applicando le due tipologie di gestione varia a seconda della scala spaziale e temporale di osservazione, dal tipo di biodiversità analizzata (α , β , o γ) e delle specie di interesse (Navarro & Pereira, 2012; Mantero et al., 2020). A scala locale, la gestione attiva, quando implica un grado di disturbo antropico intermedio, comporta un maggiore livello di biodiversità (Wilkinson, 1999), mentre a scala regionale questa aumenta in condizioni di naturalità (Figura 31).

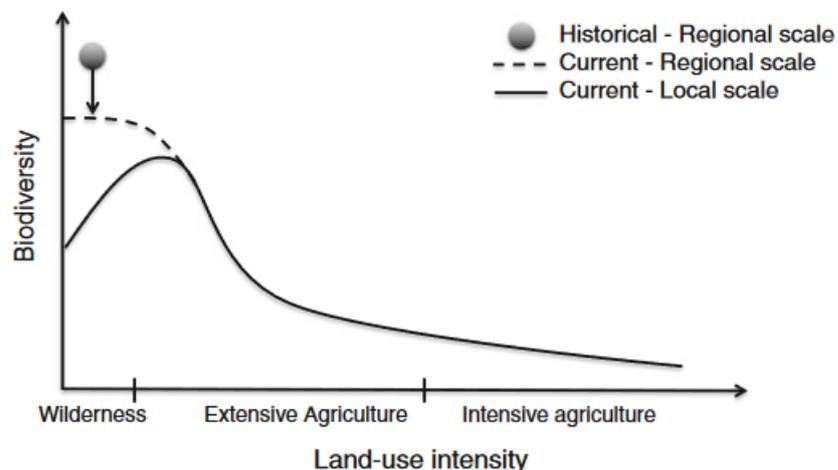


Figura 31 – Rappresentazione della risposta della biodiversità all'intensità di uso del suolo a diverse scale spaziali e temporali (Navarro & Pereira, 2012).

I boschi di neoformazione rappresentano quindi un'opportunità ecologica e selvicolturale e contemporaneamente una criticità ambientale e paesaggistica (Ferretti et al., 2019). Nel discriminare la strategia gestionale da attuare è fondamentale considerare le esigenze sociali (e.g. interessi socio-economici e culturali) e politiche (e.g. politiche europee – PAC e RN2000 –, nazionali e territoriali – Aree Protette –) del territorio. In particolare, il ripristino e la rivalorizzazione dei terreni abbandonati è un'alternativa possibile se prevede una pianificazione progettata sul lungo termine che consideri non solo il valore naturalistico, ma anche l'interesse del territorio (Sitzia, 2009).

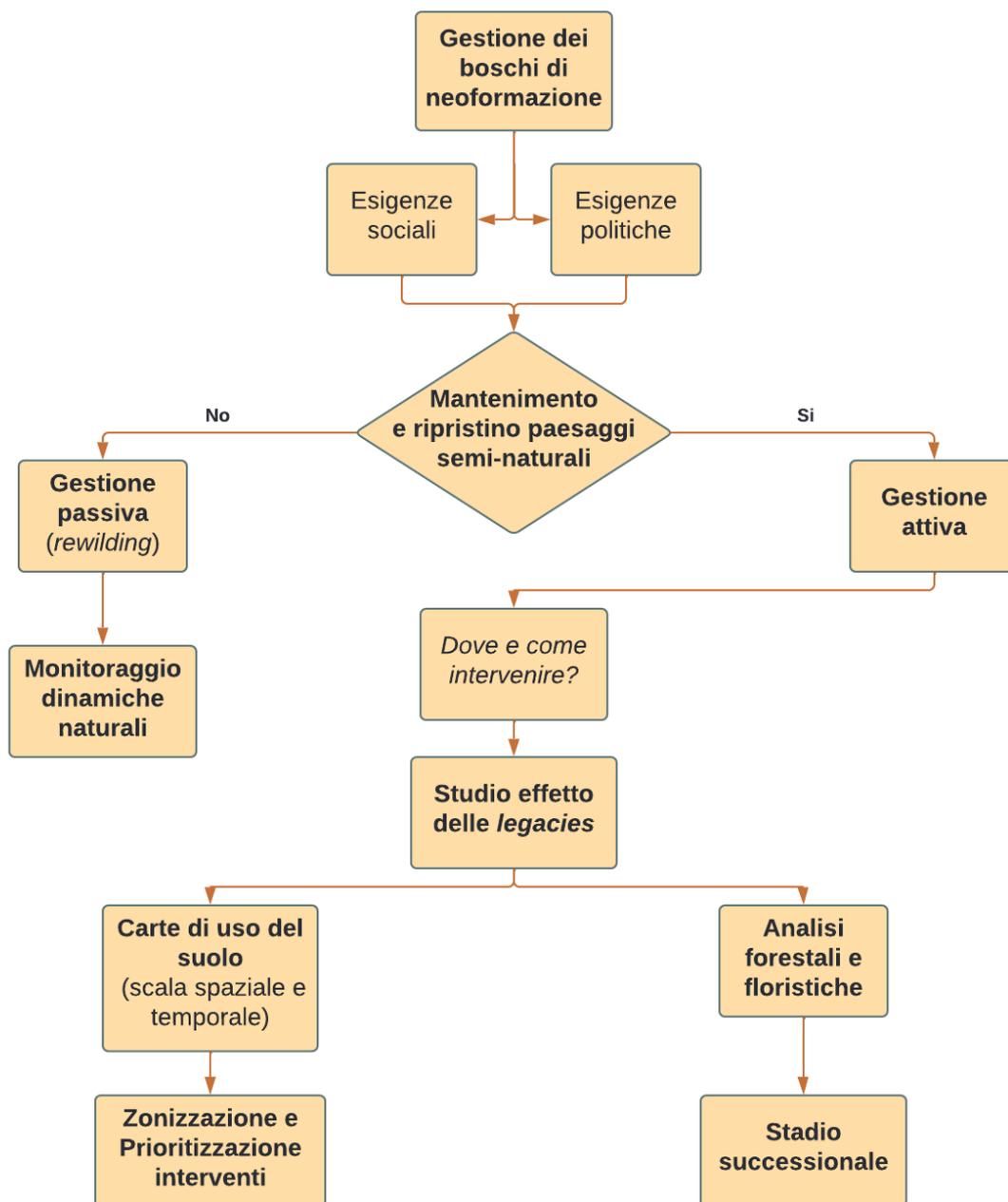


Figura 32 – Diagramma di flusso che colloca il presente studio all'interno del processo decisionale della scelta gestionale dei boschi di neoformazione.

Uno studio come quello perseguito durante questo lavoro è un importante strumento di supporto alla scelta dell'approccio gestionale da attuare in uno specifico territorio. L'analisi spaziale e temporale della copertura e dell'uso del suolo fornisce un strumento per la zonizzazione e la prioritizzazione di intervento, mentre le analisi della struttura forestale e della composizione dello strato erbaceo permettono di discriminare, a seconda della *legacy*, lo stadio successionale dei boschi di neoformazione (Figura 32).

Nel bacino indagato, si delineano due situazioni differenti, ossia i boschi di neoformazione originati nella *legacy* a prateria, caratterizzati da una successione secondaria più recente, e i nuovi boschi originati nelle *legacies* a pascolo arborato e bosco rado, più evoluti da un punto di successionale. A fronte delle esigenze socio-economiche di ripristino e rivalutazione delle aree prative del vallone del Fiolera, si consigliano differenti strategie gestionali a seconda della *legacy* esaminata. Per quanto riguarda i boschi di neoformazione originati nelle ex praterie, si consiglia un approccio gestionale attivo attuato attraverso sfolli e pascolamento con caprini, giustificato dalla presenza di uno strato erbaceo più simile alla composizione pre-abbandono, dalla migliore accessibilità e dai costi di intervento ridotti. Relativamente ai boschi di neoformazione originati nelle *legacies* a pascolo arborato e bosco rado, si consiglia invece una gestione passiva, motivata dalla presenza di uno stadio successionale più avanzato e meno legata ai retaggi vegetazionali dei passati usi del suolo, alla limitata accessibilità e al maggior costo di intervento a parità di risultato. In questo modo è possibile conservare la diversità del paesaggio tramite interventi mirati a limitare i processi successionali più recenti garantendo il ripristino di aree prative in passato selezionate dall'attività pastorale. Gli obiettivi della gestione attiva potrebbero essere perseguiti adottando sistemi di allevamento estensivi, i quali, nonostante siano economicamente marginali e meno avanzati rispetto ai sistemi intensivi, contribuiscono al mantenimento del paesaggio e a fornire un elevato grado di biodiversità (Marini et al., 2011). Gli interventi nell'ottica di una gestione attiva dovrebbero comunque essere limitati a quelle realtà favorevoli (basse pendenze e vicinanza ad infrastrutture antropiche) solo in presenza di una progettazione di filiera economicamente sostenibile e a un motivato interesse sociale.

6 Conclusioni

A partire dal secolo scorso, in Europa e in particolar modo sulle Alpi, è in atto una forte trasformazione del paesaggio, in gran parte guidata dall'espansione forestale causata dall'abbandono colturale (Plieninger et al., 2016; Garbarino et al., 2020). L'analisi dei cambiamenti del paesaggio forestale messa in atto tramite gli strumenti di telerilevamento ha permesso di constatare il processo di espansione forestale che ha interessato la bassa valle Pesio durante i settant'anni di analisi. La forte perdita delle aree di prateria è sintomatica del declino delle tradizionali pratiche agricole che caratterizzavano il territorio delle vallate alpine (MacDonald et al., 2000; Falcucci et al., 2007). Oltre al valore culturale, le praterie semi-naturali sono ecologicamente importanti per la complessità nella composizione specifica e per i vari servizi ecosistemici che forniscono non solamente al contesto locale, ma all'intera società (Marini et al., 2007). Queste alterazioni nel *pattern* spaziale del paesaggio generano diverse conseguenze, considerabili positive o negative a seconda della percezione del paesaggio e degli obiettivi di conservazione preposti (Conti & Fagarazzi, 2004; Höchtl et al., 2005; Lasanta et al., 2015). L'approccio multi-scala tipico della *landscape ecology* fornisce strumenti di supporto alle decisioni che permettono agli organi amministrativi e politici di pianificare efficacemente le risorse del territorio, contrastando le conseguenze dell'abbandono ritenute negative.

In questo senso, lo studio e la conoscenza della storia di un determinato ecosistema sono fondamentali per comprenderne i processi ecologici in atto (Beller et al., 2020). L'uso storico del suolo (*land-use legacy*) è in grado di determinare le caratteristiche, la struttura, il modello spaziale e i servizi ecosistemici forniti dai moderni paesaggi forestali (Gimmi et al., 2008), vincolando anche i futuri processi ecologici (Foster et al., 2003). I risultati ottenuti da questo studio constatano in parte l'influenza esercitata dalle *land-use legacies* nel determinare le caratteristiche strutturali e specifiche dei boschi di neoformazione individuati dopo oltre 70 anni di abbandono. Sebbene la variabile *legacy* non spieghi completamente la diversità rilevata, l'utilizzo come discriminante dell'uso storico del suolo ha comunque reso possibile descrivere dei gradienti successionali relativi ai boschi di neoformazione. È risultato infatti evidente uno stadio meno evoluto nei nuovi boschi insediatisi in aree prative aperte rispetto a quelli sviluppatasi su aree che già presentavano un popolamento arboreo.

Nonostante le limitazioni relative all'accuratezza delle fotointerpretazioni, all'approssimazione nell'attribuire usi di suolo a seconda della copertura osservata dalle foto aeree e benché non siano state considerate variabili che influiscono sulle dinamiche successionali, il presente studio risulta un punto di partenza importante nel definire l'approccio gestionale dei territori, in particolare vista la scarsità di alternative legate alla mancanza di documenti storici spazialmente espliciti che permettano di indagare storicamente l'uso del territorio. Inoltre, durante i rilievi di campo si sono riscontrate alcune discrepanze tra la copertura reale del suolo e quella indicata tramite la fotointerpretazione. Ad esempio, alcune aree classificate come aree prative presentavano in realtà dei giovani popolamenti forestali non riconoscibili in sede di fotointerpretazione per via delle loro ridotte dimensioni, portando a una possibile sottostima del processo di espansione. L'approccio multi-scala e multidisciplinare utilizzato fornisce un mezzo di discriminazione nella scelta dell'approccio gestionale dei boschi di neoformazione. Studi simili possono essere strumenti utili per indirizzare la pianificazione dei territori indagati, in particolare se implementati con ulteriori immagini relative a periodi intermedi, in modo da approfondire i cambiamenti di uso del suolo a differenti scale temporali, e con analisi multidisciplinari che permettano di indagare le dinamiche legate ai cambiamenti climatici e ai cambiamenti di uso del suolo.

7 Bibliografia

Agafonkin, V. (2016). A new algorithm for finding a visual center of a polygon. *Mapbox*, [Online]. [Accessed Jun. 28, 2019]. Retrieved from the Internet: URL: <https://blog.mapbox.com/a-new-algorithm-for-finding-a-visual-center-of-a-polygon-7c77e6492fbc>, (Aug. 14, 2016), 8.

Alberti, G. (2015). I boschi di neoformazione. In P. Piussi & G. Alberti, *Selvicoltura generale. Boschi società e tecniche colturali* (Collana Scienze Forestali e Ambientali, pagg. 185–192). Compagnia delle Foreste S.r.l.

Alberti, G., Peressotti, A., Piussi, P., & Zerbi, G. (2009). Structure and stand development of secondary forests in Eastern Prealps (Italy). *Dendrochronologia*, 27(3), 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2008.02.002>

Amat, J. (1992). Sylvofaciès et sylvoséquences de la guerre dans les forêts du NE de la France: Dynamiques de constitution et (ou) reconstitution. *Colloques phytosociologiques*, 203–225.

Ameztegui, A., Coll, L., Brotons, L., & Ninot, J. M. (2016). Land-use legacies rather than climate change are driving the recent upward shift of the mountain tree line in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*, 25(3), 263–273. <https://doi.org/10.1111/geb.12407>

Anselmetto, N., Sibona, E. M., Meloni, F., Gagliardi, L., Bocca, M., & Garbarino, M. (2021). Land Use Modeling Predicts Divergent Patterns of Change Between Upper and Lower Elevations in a Subalpine Watershed of the Alps. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00716-7>

Antoniadou, C., Voultziadou, E., & Chintiroglou, C.-C. (2019). Succession and Colonization. In B. Fath (A c. Di), *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)* (pagg. 369–378). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10594-9>

Bakker, J. p., Elzinga, J. a., & de Vries, Y. (2002). Effects of long-term cutting in a grassland system: Perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science*, 5(1), 107–120. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00540.x>

Baldock, D., Beaufoy, G., Brouwer, F., & Godeschalk, F. (1996). *Farming at the Margins: Abandonment Or Redeployment of Agricultural Land in Europe*. IEEP and LEI-DLO.

Bargioni, E., & Zanzi Sulli, A. (1998). *The production of fodder trees in Valdagno Vicenza, Italy. The Ecological History of European Forests*. Edited by Kirby KJ and Watkins C. CAB international.

Batzing, W. (2005). *Le Alpi. Una regione unica al centro d'Europa*. Bollati Boringhieri, Torino.

Batzing, W., Perlik, M., & Dekleva, M. (1996). Urbanization and Depopulation in the Alps. *Mountain Research and Development*, 16(4), 335. <https://doi.org/10.2307/3673985>

Beller, E. E., McClenachan, L., Zavaleta, E. S., & Larsen, L. G. (2020). Past forward: Recommendations from historical ecology for ecosystem management. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00836. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00836>

Bovio, G., Camia, A., & Francesetti, A. (2001). *Ricostituzione delle aree forestali percorse dagli incendi*. 166.

Brillouin, L. (1956). *Science and information theory*. Academic Press.

Camerano, P., Giannetti, F., Terzuolo, P. G., & Guiot, E. (2017). *La Carta Forestale del Piemonte—Aggiornamento 2016*. IPLA S.p.A. - Regione Piemonte.

Carletta, J. (1996). Squibs and Discussions: Assessing Agreement on Classification Tasks: The Kappa Statistic. *Computational Linguistics*, 22(2), 6.

Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37–46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>

Conti, G., & Fagarazzi, L. (2004). *Sustainable Mountain Development and the key—Issue of Abandonment of Marginal Rural Areas*. 19.

Conti, G., & Fagarazzi, L. (2005). *Forest expansion in mountain ecosystems: “Environmentalists’ dream” or societal nightmare?* 20.

Dalling, J. W. (2008). Pioneer Species. In B. Fath (A c. Di), *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)* (pagg. 181–184). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63768-0.00534-5>

Del Favero, R. (2004). *I boschi delle regioni alpine italiane. Tipologia, funzionamento, selvicoltura*. CLEUP.

Falcucci, A., Maiorano, L., & Boitani, L. (2007). Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22(4), 617–631. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9056-4>

FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>

Ferretti, F., Alberti, G., Badalamenti, E., Campagnaro, T., Corona, P., Garbarino, M., Mantia, T. L., Malandra, F., Maresi, G., Morresi, D., Piermattei, A., Pividori, M., Romano, R., Salvadori, C., Sibona, E., Sitzia, T., Urbinati, C., Vitali, A., & Pelleri, F. (2019). *Boschi di neoformazione in Italia: Approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali*. 65.

Fontana, V., Radtke, A., Walde, J., Tasser, E., Wilhelm, T., Zerbe, S., & Tappeiner, U. (2014). What plant traits tell us: Consequences of land-use change of a traditional agro-forest system on biodiversity and ecosystem service provision. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 186, 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.006>

Food and Agriculture Organization (FAO). (2006). *The role of agriculture and rural development in revitalizing abandoned/depopulated areas* (The 34th Session of the European Commission on Agriculture, Riga, pagg. 1–24). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Foster, D., Swanson, F., Aber, J., Burke, I., Brokaw, N., Tilman, D., & Knapp, A. (2003). The Importance of Land-Use Legacies to Ecology and Conservation. *BioScience*, 53(1), 77. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0077:TIOLUL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0077:TIOLUL]2.0.CO;2)

Fuhrer, E. (2000). Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management*, 10.

Gandolfo, G. (1994). *Indagine storico-biologica sull'insediamento della vegetazione forestale in conseguenza della cessata coltivazione delle pendici terrazzate del Ponente Ligure (Valle Arroscia, Imperia)* [Tesi di laurea in Scienze forestali]. Università di Firenze.

Garbarino, M., Morresi, D., Urbinati, C., Malandra, F., Motta, R., Sibona, E. M., Vitali, A., & Weisberg, P. J. (2020). Contrasting land use legacy effects on forest

landscape dynamics in the Italian Alps and the Apennines. *Landscape Ecology*, 35(12), 2679–2694. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01013-9>

Garbarino, M., Sibona, E., Lingua, E., & Motta, R. (2014). Decline of traditional landscape in a protected area of the southwestern Alps: The fate of enclosed pasture patches in the land mosaic shift. *Journal of Mountain Science*, 11(2), 544–554. <https://doi.org/10.1007/s11629-013-2666-9>

Garbarino, M., & Weisberg, P. J. (2020). Land-use legacies and forest change. *Landscape Ecology*, 35(12), 2641–2644. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01143-0>

Gehrig-Fasel, J., Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2007). Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science*, 18(4), 571–582. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02571.x>

Gellrich, M., Baur, P., Koch, B., & Zimmermann, N. E. (2007). Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1), 93–108. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.001>

Gimmi, U., Bürgi, M., & Stuber, M. (2008). Reconstructing Anthropogenic Disturbance Regimes in Forest Ecosystems: A Case Study from the Swiss Rhone Valley. *Ecosystems*, 11(1), 113–124. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9111-2>

Gottero, F., Ebone, A., Terzuolo, P. G., & Camerano, P. (2007). *I boschi del Piemonte: Conoscenze e indirizzi gestionali*. Ipla.

Grime, J. (2001). Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties. In *Biological Conservation—BIOL CONSERV* (Vol. 107). [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00055-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00055-1)

Guidi, M., & Piussi, P. (1993). Natural afforestation and landscape changes in the Eastern Prealps of Italy / Abandon des terres et fermeture des paysages dans les Préalpes italiennes orientales. *Revue de Géographie Alpine*, 81(3), 95–102. <https://doi.org/10.3406/rga.1993.3722>

Gullino, P., Mellano, M. G., Beccaro, G. L., Devecchi, M., & Larcher, F. (2020). Strategies for the Management of Traditional Chestnut Landscapes in Pesio Valley, Italy: A Participatory Approach. *Land*, 9(12), 536. <https://doi.org/10.3390/land9120536>

Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 9.

Hester, A. J., Miller, D. R., & Towers, W. (1996). Landscape-scale vegetation change in the Cairngorms, Scotland, 1946–1988: Implications for land management. *Biological Conservation*, 77(1), 41–51. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)80650-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)80650-1)

Höchtl, F., Lehringer, S., & Konold, W. (2005). “Wilderness”: What it means when it becomes a reality—a case study from the southwestern Alps. *Landscape and Urban Planning*, 70(1–2), 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.006>

Hunziker, M., & Kienast, F. (1999). Potential impacts of changing agricultural activities on scenic beauty – a prototypical technique for automated rapid assessment. *Landscape Ecology*, 14(2), 161–176. <https://doi.org/10.1023/A:1008079715913>

I.P.L.A. (2007). *La Carta dei suoli del Piemonte a scala 1:250.000 con Note illustrative e cd*. Selca.

Koerner, W., Dambrine, E., Dupouey, J. L., & Benoît, M. (1999). δ 15 N of forest soil and understorey vegetation reflect the former agricultural land use. *Oecologia*, 121(3), 421–425. <https://doi.org/10.1007/s004420050947>

Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E., & Rolando, A. (2004). Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 294–304. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00893.x>

Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmler, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F., Theurillat, J.-P., Urmi, E., Vust, M., & Wohlgemuth, T. (2010). *Flora indicativa: Ecological indicator values and biological attributes of the flora of Switzerland and the Alps: Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen* (E. Landolt, B. Bäumler, A. Erhardt, O. Hegg, F. Klötzli, W. Lämmler, M. Nobis, K. Rudmann-Maurer, F. H. Schweingruber, J.-P. Theurillat, E. Urmi, M. Vust, & T. Wohlgemuth, A c. Di). Haupt Verlag. <http://edoc.unibas.ch/dok/A4742818>

Lasanta, T., Arnáez, J., Pascual, N., Ruiz-Flaño, P., Errea, M. P., & Lana-Renault, N. (2017). Space–time process and drivers of land abandonment in Europe. *CATENA*, 149, 810–823. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.024>

Lasanta, T., Nadal-Romero, E., & Arnáez, J. (2015). Managing abandoned farmland to control the impact of re-vegetation on the environment. The state of the art in Europe. *Environmental Science & Policy*, *52*, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.012>

Lonati, M., Vacchiano, G., Berretti, R., & Motta, R. (2013). Effect of stand-replacing fires on Mediterranean plant species in their marginal alpine range. *Alpine Botany*, *123*(2), 123–133. <https://doi.org/10.1007/s00035-013-0115-6>

MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, *59*(1), 47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>

Malandra, F., Vitali, A., Urbinati, C., Weisberg, P. J., & Garbarino, M. (2019). Patterns and drivers of forest landscape change in the Apennines range, Italy. *Regional Environmental Change*, *19*(7), 1973–1985. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01531-6>

Mantero, G., Morresi, D., Marzano, R., Motta, R., Mladenoff, D. J., & Garbarino, M. (2020). The influence of land abandonment on forest disturbance regimes: A global review. *Landscape Ecology*, *35*(12), 2723–2744. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01147-w>

Marazzi, S. (2005). *La “Suddivisione orografica internazionale unificata del Sistema Alpino” (SOIUSA)*. 11.

Marigo, G., Peltier, J.-P., Girel, J., & Pautou, G. (2000). Success in the demographic expansion of *Fraxinus excelsior* L. *Trees*, *15*(1), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s004680000061>

Marini, L., Klimek, S., & Battisti, A. (2011). Mitigating the impacts of the decline of traditional farming on mountain landscapes and biodiversity: A case study in the European Alps. *Environmental Science & Policy*, *14*(3), 258–267. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.12.003>

Marini, L., Scotton, M., Klimek, S., Isselstein, J., & Pecile, A. (2007). Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *119*(3–4), 281–288. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.015>

McCune, B., & Keon, D. (2002). Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. *Journal of Vegetation Science*, 13(4), 603–606. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02087.x>

McCune, B., & M.J. Mefford. (2011). *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. MjM Software.

Millennium Ecosystem Assessment (A c. Di). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.

Motta, R., & Garbarino, F. (2003). Stand history and its consequences for the present and future dynamic in two silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the high Pesio Valley (Piedmont, Italy). *Annals of Forest Science*, 60(4), 361–370. <https://doi.org/10.1051/forest:2003027>

Navarro, L. M., & Pereira, H. M. (2012). Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems*, 15(6), 900–912. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9558-7>

Naveh, Z. (1995). Interactions of landscapes and cultures. *Landscape and Urban Planning*, 32(1), 43–54. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)00183-4](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)00183-4)

Niedrist, G., Tasser, E., Lüth, C., Dalla Via, J., & Tappeiner, U. (2009). Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology*, 202(2), 195–210. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9487-x>

Orlandi, S., Probo, M., Sitzia, T., Trentanovi, G., Garbarino, M., Lombardi, G., & Lonati, M. (2016). Environmental and land use determinants of grassland patch diversity in the western and eastern Alps under agro-pastoral abandonment. *Biodiversity and Conservation*, 25(2), 275–293. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1046-5>

Paldele, B. (1994). Die aufgelassenen Almen Tirols. *Undefined*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Die-aufgelassenen-Almen-Tirols-Paldele/acb1ffa4ecb00c78c23557d61b188261c685b523>

Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*, 110(1–2), 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6>

PCI-Geomatics. (2010). *PCI Geomatica*. PCI Geomatics Enterprises Inc.

Pettenati, G. (2013). La Val Maira (Piemonte): Laboratorio territoriale di un nuovo popolamento montano. *Revue de géographie alpine*, 101–3. <https://doi.org/10.4000/rga.2201>

Piussi, P. (2002). Rimboschimenti spontanei ed evoluzioni post coltura. *Monti e boschi*, 31–37.

Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., Kuemmerle, T., Primdahl, J., & Verburg, P. H. (2016). The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy*, 57, 204–214. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040>

Prach, K., & Walker, L. R. (2019). Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *Journal of Ecology*, 107(2), 510–516. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13078>

Preiti, A. (2016). *La montagna perduta. Come la pianura ha condizionato lo sviluppo italiano*.

QGIS.org. (2022). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. <http://www.qgis.org>

RAF. (2018). *Rapporto sullo stato delle Foreste e del settore forestale in Italia*. Compagnia delle Foreste.

Regione Piemonte - Direzione dei Servizi Tecnici di Prevenzione, Settore Meteorografico e Reti di Monitoraggio. (1998). *Distribuzione regionale di piogge e temperature*. Università degli Studi di Torino - Dipartimento di Scienze della Terra.

Schmidt, W. (2005). Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *For. Snow Landsc. Res.*, 15.

Shao, G., & Wu, J. (2008). On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. *Landscape Ecology*, 23(5), 505–511. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9215-x>

Sitzia, T. (2009). *Ecologia e gestione dei boschi di neoformazione nel paesaggio del Trentino*. Provincia Autonoma di Trento-Servizio Foreste e Fauna.

Sitzia, T., Semenzato, P., & Trentanovi, G. (2010). Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview. *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1354–1362. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.048>

Streifeneder, T., Tappeiner, U., Ruffini, F. V., Tappeiner, G., & Hoffmann, C. (2007). Selected Aspects of Agro-structural Change within the Alps: A Comparison of Harmonised Agro-structural Indicators on a Municipal Level in the Alpine Convention Area. *Revue de Géographie Alpine*, 95–3, 41–52. <https://doi.org/10.4000/rga.295>

Strijker, D. (2005). Marginal lands in Europe—Causes of decline. *Basic and Applied Ecology*, 6(2), 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.001>

Sydes, C., & Grime, J. P. (1981). Effects of Tree Leaf Litter on Herbaceous Vegetation in Deciduous Woodland: II. An Experimental Investigation. *The Journal of Ecology*, 69(1), 249. <https://doi.org/10.2307/2259829>

Tappeiner, U., Tappeiner, G., Hibert, A., & Mattanovich, E. (2003). *The EU Agricultural Policy and the Environment. Evaluation of the Alpine Region*. Blackwell-Verlag.

Tardella, F. M., Malatesta, L., Goia, I. G., & Catorci, A. (2018). Effects of long-term mowing on coenological composition and recovery routes of a *Brachypodium rupestre*-invaded community: Insight into the restoration of sub-Mediterranean productive grasslands. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29(2), 329–341. <https://doi.org/10.1007/s12210-018-0711-x>

Tasser, E., & Tappeiner, U. (2002). *Impact of Land Use Changes on Mountain Vegetation*. 13.

Tasser, E., Walde, J., Tappeiner, U., Teutsch, A., & Nogglar, W. (2007). Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4), 115–129. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.004>

Torta, G. (1997). *Cambiamenti del paesaggio e dinamica della vegetazione in coltivi abbandonati dell'Appennino Settentrionale (Comune di Firenzuola, Firenze)* [Tesi di Dottorato in Ecologia Forestale]. Università di Firenze.

Troiani, N., Tardella, F. M., Malatesta, L., Corazza, M., Ferrari, C., & Catorci, A. (2016). Long-term cropland abandonment does not lead per se to the recovery of semi-natural herb communities deemed habitats of community interest. *Acta Botanica Croatica*, 75(2), 226–235. <https://doi.org/10.1515/botcro-2016-0021>

Vacchiano, G., Meloni, F., Ferrarato, M., Freppaz, M., Chiaretta, G., Motta, R., & Lonati, M. (2016). Frequent coppicing deteriorates the conservation status of black alder

forests in the Po plain (northern Italy). *Forest Ecology and Management*, 382, 31–38.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.009>

Vandvik, V. (2004). Gap dynamics in perennial subalpine grasslands: Trends and processes change during secondary succession. *Journal of Ecology*, 92(1), 86–96.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2004.00842.x>

Varga, D., Vila Subirós, J., Barriocanal, C., & Pujantell, J. (2018). Landscape Transformation under Global Environmental Change in Mediterranean Mountains: Agrarian Lands as a Guarantee for Maintaining Their Multifunctionality. *Forests*, 9(1), 27. <https://doi.org/10.3390/f9010027>

Viviroli, D., Dürr, H., Messerli, B., Meybeck, M., & Weingartner, R. (2007). Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. *Water Resources Research*, 43. <https://doi.org/10.1029/2006WR005653>

Walker, L. R., Wardle, D. A., Bardgett, R. D., & Clarkson, B. D. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98(4), 725–736.

Wilkinson, D. M. (1999). The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos*, 84(1), 145. <https://doi.org/10.2307/3546874>

Yarranton, G. A., & Morrison, R. G. (1974). Spatial Dynamics of a Primary Succession: Nucleation. *Journal of Ecology*, 62(2), 417–428.
<https://doi.org/10.2307/2258988>

Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., & Tappeiner, U. (2010). Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(1–2), 13–22.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.010>

*“Sono state giornate furibonde,
senza calma di vento”*

*Grazie alla famiglia, a Pietro e Arianna
agli amici e ai compagni
a Fabrizio, a Bob e a Leonard
al Dubbio che ci percuote*

*“Sono giorni di finestre adornate,
canti di stagione,
anime salve in terra e in mare”*