



Boschi di neoformazione in Italia: approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali

FABRIZIO FERRETTI, GIORGIO ALBERTI, EMILIO BADALAMENTI, THOMAS CAMPAGNARO,
PIERMARIA CORONA, MATTEO GARBARINO, TOMMASO LA MANTIA, FRANCESCO MALANDRA,
GIORGIO MARESI, DONATO MORRESI, ALMA PIERMATTEI, MARIO PIVIDORI,
RAOUL ROMANO, CRISTINA SALVADORI, EMANUELE SIBONA, RAFAEL DA SILVEIRA BUENO,
TOMMASO SITZIA, CARLO URBINATI, ALESSANDRO VITALI, FRANCESCO PELLERI

Boschi di neoformazione in Italia: approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali

FABRIZIO FERRETTI, GIORGIO ALBERTI, EMILIO BADALAMENTI, THOMAS CAMPAGNARO,
PIERMARIA CORONA, MATTEO GARBARINO, TOMMASO LA MANTIA, FRANCESCO MALANDRA,
GIORGIO MARESI, DONATO MORRESI, ALMA PIERMATTEI, MARIO PIVIDORI,
RAOUL ROMANO, CRISTINA SALVADORI, EMANUELE SIBONA, RAFAEL DA SILVEIRA BUENO,
TOMMASO SITZIA, CARLO URBINATI, ALESSANDRO VITALI, FRANCESCO PELLERI

Boschi di neoformazione in Italia: approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali

Pubblicazione realizzata dal Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA) nell'ambito delle attività previste dalla Scheda 22.2 Foreste del programma Rete Rurale Nazionale 2014-2020 (RRN).

AUTORI

Premessa

PIERMARIA CORONA - CREA Foreste e Legno
FABRIZIO FERRETTI - CREA Foreste e Legno

CRISTINA SALVADORI - Fondazione Edmund Mach
FABRIZIO FERRETTI - CREA Foreste e Legno

Capitolo 1

RAOUL ROMANO - CREA Politiche e Bioeconomia

Capitolo 2.4

CARLO URBINATI - Università Politecnica delle Marche
ALESSANDRO VITALI - Università Politecnica delle Marche
ALMA PIERMATTEI - University of Cambridge (UK)
FRANCESCO MALANDRA - Università Politecnica delle Marche
MATTEO GARBARINO - Università degli Studi di Torino

Capitolo 2.1

MATTEO GARBARINO - Università degli Studi di Torino
FRANCESCO MALANDRA - Università Politecnica delle Marche
ALESSANDRO VITALI - Università Politecnica delle Marche
EMANUELE SIBONA - Università degli Studi di Torino
DONATO MORRESI - Università degli Studi di Torino
CARLO URBINATI - Università Politecnica delle Marche

Capitolo 2.5

TOMMASO LA MANTIA - Università degli Studi di Palermo
RAFAEL DA SILVEIRA BUENO - Università degli Studi di Palermo
EMILIO BADALAMENTI - Università degli Studi di Palermo

Capitolo 2.2

MARIO PIVIDORI - Università degli Studi di Padova
FABRIZIO FERRETTI - CREA Foreste e Legno
FRANCESCO PELLERI - CREA Foreste e Legno

Capitolo 2.6

TOMMASO SITZIA - Università degli Studi di Padova
THOMAS CAMPAGNARO - Università degli Studi di Padova
TOMMASO LA MANTIA - Università degli Studi di Palermo

Capitolo 2.3

GIORGIO ALBERTI - Università degli Studi di Udine
FRANCESCO PELLERI - CREA Foreste e Legno
GIORGIO MARESI - Fondazione Edmund Mach

Capitolo 2.7

TOMMASO SITZIA - Università degli Studi di Padova

SINTESI E CONCLUSIONI

PIERMARIA CORONA - CREA Foreste e Legno
FABRIZIO FERRETTI - CREA Foreste e Legno
FRANCESCO PELLERI - CREA Foreste e Legno

IMPAGINAZIONE E STAMPA

Graphic Art - Foiano della Chiana (AR)

REVISIONE

CARLOTTA FERRARA - CREA Foreste e Legno
PAOLA MAIROTA - Università degli Studi di Bari
LUCIO MONTECCHIO - Università di Padova
MARIA CRISTINA MONTEVERDI - CREA Foreste e Legno
MARCO PACI - Università degli Studi di Firenze
PIETRO PIUSSI - Università degli Studi di Firenze
ALBERTO SANTINI - Consiglio Nazionale delle Ricerche

EDITORE

Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA)

FORMA DI CITAZIONE CONSIGLIATA

FERRETTI F., ALBERTI G., BADALAMENTI E., CAMPAGNARO T., CORONA P., GARBARINO M., LA MANTIA T., MALANDRA F., MARESI G., MORRESI D., PIERMATTEI A., PIVIDORI M., ROMANO R., SALVADORI C., SIBONA E., DA SILVEIRA BUENO R., SITZIA T., URBINATI C., VITALI A., PELLERI F., 2019 - **Boschi di neoformazione in Italia: approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali**. Rete Rurale Nazionale 2014-2020, Scheda n. 22.2 - Foreste, Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Roma, ISBN 978-88- 3385-015-3

ISBN 978-88- 3385-015-3

Sommario

PREMESSA

P. 7

1. BOSCHI DI NEOFORMAZIONE E PASCOLI E COLTIVI ABBANDONATI: QUANDO PER LA NORMA SONO BOSCO?

P. 9

2. CASI DI STUDIO

P. 13

2.1. Boschi di neoformazione: dinamicismi spazio-temporali a scala di paesaggio

P. 13

2.2. Modalità di insediamento di nuovi boschi in aree abbandonate dalle attività agro-pastorali

P. 19

2.3. Ambiente prealpino: il caso degli acero-frassineti

P. 25

2.4. Ricolonizzazione di pino al limite superiore del bosco in Appennino

P. 32

2.5. Ambiente mediterraneo: il caso della macchia-foresta

P. 37

2.6. Specie arboree esotiche invasive: il caso di robinia e ailanto

P. 41

2.7. Per una tipologia dei boschi di neoformazione: riflessioni con riferimento al trentino

P. 46

3. SINTESI E CONCLUSIONI

P. 51

BIBLIOGRAFIA

P. 55

Premessa

Questo documento si inserisce nel contesto delle attività previste dalla Scheda Foreste n. 22.2 del programma Rete Rurale Nazionale 2014-2020, volte a supportare e favorire la politica di sviluppo rurale attraverso:

- supporto alla partecipazione del partenariato, delle organizzazioni e delle amministrazioni all'attuazione della politica di sviluppo rurale;
- informazione del pubblico e dei potenziali beneficiari sulla politica di sviluppo rurale e su eventuali possibilità di finanziamento;
- promozione dell'innovazione tecnologica e di processo nel settore agricolo, alimentare, selvicolturale e delle zone rurali.

In particolare, questo documento analizza e sintetizza i principali temi inerenti la neoformazione dei boschi e le opportunità per la loro gestione, fornendo un quadro di rapida e semplice consultazione per amministratori e portatori di interesse del settore selvicolturale e della filiera foresta-legno.

Sotto l'appellativo "boschi di neoformazione" ricadono casi assai differenziati, con problemi e potenzialità ugualmente variegati. Spesso sono così classificate formazioni vegetali che, in termini ecologico-funzionali, ancora boschi non sono: a esempio, formazioni a cespuglieti quale fase del processo di sviluppo che da un ex coltivo/pascolo porta al bosco vero e proprio.

In questo documento viene delineata la rilevanza del fenomeno per qualità ed entità; si passa quindi a illustrare le modalità di insediamento delle neoformazioni in aree abbandonate dalle attività agro-pastorali e le relative implicazioni gestionali; sono, infine, descritte alcune delle principali situazioni che si presentano in Italia, con esempi riferiti a: formazioni dall'elevato potenziale produttivo (acero frassineti in ambiente prealpino); evoluzione di formazioni al limite superiore della vegetazione arborea (pinete di pino nero nell'Appennino centrale); specie esotiche (robinia e ailanto) che possono diventare invasive a scapito delle specie autoctone; formazioni a macchia mediterranea.

La casistica presentata si propone come supporto per orientare, in un quadro coordinato, le opportune attività di apprendimento, confronto e divulgazione tecnica in merito alle prospettive gestionali di queste giovani formazioni di specie arboree, associate o meno a quelle arbustive, originate da processi naturali a seguito dell'abbandono di preesistenti attività agricole e pastorali.

RICONOSCIMENTI

Si ringraziano Stefano Fontana (già tecnico della Comunità Montana Agno-Chiampo) e Fernando Manfron (Consigliere comunale del Comune di Valdagno) per il supporto e il sostegno all'organizzazione dell'incontro tecnico e workshop "I boschi di neoformazione:

possibili orientamenti gestionali”, tenuto il 16 maggio 2018 presso la Sala Comunale Marzottini a Valdagno (Vicenza).

Con riferimento al § 2, il contributo di Raoul Romano rientra nelle attività di studio del Dottorato di ricerca in Bioscienze e territorio (XXXIII ciclo) dell’Università degli Studi del Molise.

Con riferimento al capitolo 3.6, il contributo di Tommaso Sitzia e Thomas Campagnaro rientra nelle attività di ricerca del progetto di Ateneo CPDA151999/15 dell’Università degli Studi di Padova.

Boschi di *neoformazione* in pascoli e coltivi abbandonati: quando per la norma sono bosco?

Il concetto di “bosco di neoformazione” ha assunto negli ultimi decenni un significato e un ruolo importante non solo nell’immaginario e nella percezione sociale della natura e del territorio ma soprattutto nei molti e differenti studi scientifici che hanno analizzato le dinamiche ecologiche ed evolutive del suolo e del bosco, e le trasformazioni e semplificazioni ecologiche del paesaggio italiano. Il ritorno del bosco viene considerato un fatto sostanzialmente positivo, perché in contrapposizione a un contesto globale di crescente deforestazione, viene posto in relazione all’indiscussa funzione svolta dal bosco nel contrasto all’erosione del suolo, al dissesto idrogeologico, al miglioramento della qualità e circolazione delle acque nonché alla depurazione dell’aria e fissazione di carbonio atmosferico. Oltretutto può rappresentare anche una potenziale risorsa economica in termini di produzione legnosa.

Analizzando, però, la realtà dei boschi di neoformazione presenti oggi in Italia si scopre che vi sono differenti situazioni e casi da considerare. Infatti, i tempi e i modi di ricostituzione della copertura delle aree periurbane, degradate o colturalmente abbandonate sono diversi da un luogo all’altro, e i popolamenti arborei che vi si possono insediare raggiungono in media una densa copertura nel giro di dieci o venti anni, anticipati comunque da un manto vegetale basso di arbusti spesso facile esca per gli incendi che possono poi diffondersi più facilmente in un territorio non più percorso da campi arati, sentieri, strade, fossi ed altri spazi che, in passato, l’attività umana teneva sgombri dalla vegetazione e che quindi costituivano un ostacolo al diffondersi del fuoco (Piussi, 2005).

Inoltre, con l’abbandono delle pratiche colturali e il progressivo sviluppo della vegetazione arbustiva ed arborea su pascoli, prati, colture agricole, ecc., vengono a modificarsi gli equilibri ecologici e gli habitat presenti su queste superfici e consolidatisi nel tempo con un conseguente impoverimento della biodiversità (flora e fauna) e di perdita di ecotoni.

Il declino demografico e lo spopolamento delle aree montane e rurali ha comportato anche un progressivo e generalizzato degrado del sistema viario minore, dei terreni terrazzati, delle opere di sistemazione idraulica con conseguenti modifiche non solo nella stabilità del territorio ma anche nella struttura del mosaico paesaggistico e nella perdita culturale e identitaria che tutto questo comporta.

Questo processo “successionale”, che porta ai “boschi di neoformazione” modificando la diversità paesaggistica e ambientale del territorio, segna un momento molto significativo della storia dell’uso del suolo in l’Italia. Ha necessariamente portato a dover definire strumenti normativi utili non solo a garantire la conservazione degli ecotoni (bosco-pascolo, bosco-agro, ecc.) e quindi della biodiversità, ma anche la tutela paesaggistica nonché gli interessi e le sensibilità della collettività (ambiente “naturale” e ritorno del bosco), dei proprietari (disponibilità del terreno per uso agricolo o pastorale) e

delle tradizionali colture e pratiche agropastorali locali. Scientificamente il “bosco di neoformazione” può essere generalmente classificato e caratterizzato come una struttura vegetale irregolare con un’alta capacità specifica di colonizzare i terreni abbandonati dall’uomo (e può essere identificato in modo semplicistico in un sistema ecologico complesso in evoluzione), e in cui sussistono fasi successive di insediamento e consociazione tra specie arboree o arbustive ancora non ben definite in una chiara struttura forestale. Più problematica risulta una sua definizione dal punto di vista normativo e in relazione all’uso del suolo. Infatti, da un punto di vista normativo l’uso del suolo originario (agricolo o pascolo) rimane finché non viene autorizzato il cambio di uso del suolo. L’uso agricolo a pascolo o forestale di un suolo ne rappresenta il valore, in primo luogo economico.

La trasformazione della copertura del suolo, se in tempi biologici medio lunghi e da un punto di vista ecologico, è un cambio “temporaneo” (non permanente) che vede il susseguirsi tra bosco e agricoltura o pascolo e poi nuovamente bosco, da un punto di vista normativo è invece storicamente sottoposto a stringenti norme autorizzative, soprattutto in riferimento al passaggio da bosco a terreno agricolo.

Il passaggio inverso, da uso agricolo e pascolivo a uso forestale, al fine di poter riconoscere su questi suoli la componente forestale insediatasi ha visto solamente negli ultimi anni dei tentativi di essere normato. Riconoscere queste neoformazioni anche dal punto di vista normativo assume, nel contesto ambientale, paesaggistico e soprattutto socioeconomico attuale un’importanza strategica.

Il riconoscimento normativo di un “bosco di neoformazione” permetterebbe non solo di tutelarne l’evoluzione naturale ma anche di riconoscerne l’esistenza, la permanenza e il ruolo, attraverso la tutela normativa garantita al “bosco”. Il problema è quindi come individuare e definire un “bosco di neoformazione” sviluppatosi su superfici non ancora riconosciute a uso forestale e per le quali quindi non è stato ancora deliberato un cambio di uso del suolo.

Di fatto, oggi queste aree sono totalmente abbandonate e non prevedono forme di gestione specifiche. In generale la prassi di gestione è guidata da motivazioni di carattere economico, principalmente energetiche: gli interventi, quando effettuati, sono orientati a utilizzare con tassi più elevati le specie di maggiore valore economico, rilasciando specie alloctone e/o di scarso interesse commerciale. Spesso mancano interventi di tipo gestionale e colturale che indirizzino le formazioni pioniere verso tipologie forestali stabili e le norme regionali o le Prescrizioni di Massima e Polizia Forestale non prevedono indirizzi gestionali per tali formazioni.

La normativa nazionale non ha mai, prima del 2018, affrontato la problematica che invece a livello regionale ha visto negli ultimi anni diversi tentativi volti a risolvere i sempre più frequenti contenziosi e casistiche in cui si prevedeva un ripristino dell’uso di superfici agricole e pascolive abbandonate e colonizzate naturalmente da specie arbustive e forestali a diverso stadio evolutivo.

Già dal 2000 la Regione Toscana con la L.R. 39/2000 ha normato le realtà forestali di neoformazione prevedendo all’art. 3, comma 5, lettera c) che “le formazioni arbustive ed arboree insediatasi nei terreni già destinati a colture agrarie e a pascolo, abbandonate per un periodo inferiore a quindici anni” non sono considerati bosco a prescindere dalla superficie coperta. L’amministrazione ha quindi in questo caso previsto un termine temporale per riconoscere un soprassuolo forestale come “bosco” di neoformazione, attraverso un

parametro legato all’analisi dell’età degli alberi più vecchi presenti nell’area che deve essere superiore ai 15 anni. Con il Regolamento Forestale ha inoltre specificato che “Per destinazione a coltura agraria o a pascolo si deve considerare l’effettivo stato di coltura o destinazione indipendentemente dall’eventuale destinazione urbanistica vigente all’epoca dell’abbandono o successivamente allo stesso”. Per svolgere questo riconoscimento e ai fini di tutelare, riqualificare e valorizzare il paesaggio la Regione ha deciso di affidarsi alla fotointerpretazione utilizzando il filtraggio cartografico delle serie storiche per individuare le neoformazioni. L’autorizzazione alla trasformazione dei boschi di neoformazione insediatasi su pascoli e altri terreni agrari resta comunque da valutare in rapporto alle esigenze di tutela e di riequilibrio dei sistemi vegetazionali e delle aree verdi, anche in riferimento agli indirizzi e prescrizioni del Piano Territoriale di Coordinamento (PTC). In tale ambito, ferma restando la tutela idrogeologica, secondo la regione costituiscono elementi per la valutazione della fattibilità della trasformazione le esigenze di riequilibrio vegetazionale del territorio ai fini del mantenimento della fauna selvatica e della biodiversità vegetale e animale; la prevenzione, la riduzione dei rischi e la difesa dagli incendi boschivi, nonché il recupero all’attività agricola di aree già alla stessa destinate.

Analogamente la Regione Piemonte ha affrontato il problema con la L.R. 4/2009 prevedendo all’art. 3 comma 5 che sono da considerarsi “bosco di neoformazione” le “superfici colonizzate da alberi e/o arbusti di almeno 10 anni di età” (rilevabili dal conteggio degli anelli di accrescimento annuali dei fusti), che rispettano la definizione di bosco. Il Regolamento forestale regionale all’articolo 29 prevede inoltre che fino al trentesimo anno di età del bosco di neoformazione è possibile scegliere la gestione a ceduo, fustaia o governo misto ma oltre il trentesimo anno è obbligatoria la gestione a fustaia per i boschi di neoformazione di aceri, frassino maggiore, faggio e querce (esclusa la roverella). Per tutti gli altri boschi è ancora possibile scegliere la forma di governo.

La normativa regionale spazia oggi da approcci fotointerpretativi ad analisi dendrocronologiche o a ricostruzioni catastali storiche. Analizzando solamente questi due esempi, molto diversi fra loro, emerge la necessità di dover porre a livello nazionale un riferimento unico per tutte le regioni che rappresenti un riferimento base su cui la normativa regionale si possa esprimere nel tutelare l’evoluzione dei propri boschi, garantire la conservazione dei propri paesaggi e delle caratteristiche e peculiarità ambientali e anche produttive. Si è rilevata la necessità di sviluppare una “norma sostenibile” in cui riconoscersi.

Con il D.Lgs. n. 34/ 2018 (Testo unico in materia forestale e filiere forestali) la realtà dei boschi di neoformazione è stata affrontata partendo dall’uso del suolo.

In primo luogo, si è posta la necessità di riconoscere cosa è “bosco”, che per la nuova normativa nazionale è “una superficie coperta da vegetazione forestale arborea, associata o meno a quella arbustiva, di origine naturale o artificiale in qualsiasi stadio di sviluppo ed evoluzione, con estensione non inferiore a 2000 metri quadri, larghezza media non inferiore a 20 metri e con copertura arborea forestale maggiore del 20 per cento” (art. 3, comma 3 D.Lgs. 34/2018). Tale definizione nel rispetto del mandato costituzionale può essere, in relazione alle esigenze e caratteristiche territoriali, ecologiche e socioeconomiche, “integrata dalle regioni purché non venga diminuito il livello di tutela e conservazione così assicurato alle foreste come presidio fondamentale della qualità della vita” (art. 3, comma

3 D.Lgs. 34/2018).

Analogamente bisogna distinguere cosa non è bosco. Il D.Lgs. 34/2018 all'art. 5 definisce quindi "esclusivamente ai fini del ripristino delle attività agricole e pastorali o del restauro delle preesistenti edificazioni, senza aumenti di volumetrie e superfici e senza l'edificazione di nuove costruzioni" le aree escluse dalla definizione di bosco. Tra queste assumono particolare importanza "le formazioni di specie arboree, associate o meno a quelle arbustive, originate da processi naturali o artificiali e insediate su superfici di qualsiasi natura e destinazione anche a seguito di abbandono colturale o di preesistenti attività agro-silvo-pastorali, riconosciute meritevoli di tutela e ripristino dal piano paesaggistico regionale (...), dalle strutture regionali competenti in materia agro-silvo-pastorale, ambientale e paesaggistica e dai competenti organi territoriali del Ministero dei beni e delle attività culturali e del turismo, conformemente ai criteri minimi nazionali definiti ai sensi dell'articolo 7, comma 11, e fatti salvi i territori già tutelati per subentrati interessi naturalistici". La nuova legge, tutelando la proprietà e l'uso originario delle superfici, collega quindi i boschi di neoformazione all'abbandono colturale o di preesistenti attività agro-silvo-pastorali prevedendo la definizione di criteri minimi nazionali per il riconoscimento di queste. Prevede anche che le superfici escluse dalla definizione di bosco debbano continuare a essere considerate bosco sino all'avvio dell'esecuzione degli interventi di ripristino e recupero delle attività agricole e pastorali autorizzati dalle strutture competenti.

Con la definizione dei criteri minimi nazionali per il riconoscimento dell'abbandono colturale o di preesistenti attività agro-silvo-pastorali, mediante l'elaborazione di un apposito Decreto, con il quale saranno posti dei riferimenti univoci e oggettivi volti a tutelare le neoformazioni, che non siano già tutelate per interessi naturalistici, dal ripristino del coltivo preesistente che rimane comunque una trasformazione di uso del suolo non permanente se vista nei tempi ecologici delle successioni naturali.

Le neoformazioni forestali su ex coltivo, pascoli e alpeggi quando riconosciute come nuovi boschi e come tali soggette alle norme previste per gli altri tipi di bosco, rappresentano una opportunità ecologica e selvicolturale e contemporaneamente una minaccia ambientale e paesaggistica. Una loro corretta gestione potrebbe contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici, alla salvaguardia della biodiversità, al mantenimento o miglioramento dell'assetto idrogeologico del territorio.

Dal punto di vista produttivo, se opportunamente indirizzate fin dalle fasi di spessina o giovane perticaia attraverso la pianificazione e gestione, si potrebbe in tempi medio lunghi ottenere non solo una formazione forestale stabile ma anche una risorsa economica, ambientale e sociale per le aree rurali e in particolare per le aree montane. In particolare, l'interesse economico potrebbe essere riservato per quelle aree con minore acclività e caratterizzate da una maggiore potenzialità dei suoli rispetto al territorio circostante.

Casi di *studio*

2.1. BOSCHI DI NEOFORMAZIONE: DINAMISMI *spazio-temporali* A SCALA DI PAESAGGIO

La profonda trasformazione socioeconomica, risultante dalla rivoluzione industriale prima e dai due conflitti mondiali poi, ha causato in Italia, come nel resto dell'Europa, un ingente spopolamento delle terre marginali montane in favore delle grandi città (MacDonald, 2000). Con la migrazione verso le città, si osserva la conseguente cessazione delle pratiche agricole e zootecniche che caratterizzavano l'uso del suolo di questi territori (Figura 1). Gas e petrolio sostituiscono la legna ed il carbone come combustibili ed il carico dei pascoli si riduce notevolmente. Il progressivo accentuarsi di questo fenomeno ha creato le condizioni per l'instaurarsi della successione secondaria, processo naturale tramite il quale il bosco ri-colonizza gradualmente i campi e i pascoli abbandonati. Diminuisce così la pressione antropica su ampi tratti di foresta e le aree non boscate, abbandonate, vengono riconquistate spontaneamente da alberi e arbusti (Piussi, 1994). Questa situazione non è circoscritta all'Italia, ma interessa ampie porzioni del territorio rurale europeo (Poyatos, 2003; Hochtl et al., 2003; Garbarino e Pividori, 2006).



Figura 1. A sinistra: pascolamento di caprini in lariceto all'Alpe Musella (Foto Garbarino M.), a destra: pascolamento di equini al limite superiore del bosco al Parco Nazionale del Pollino (Foto Iorio G.).

A partire dalla rivoluzione industriale le Alpi sono decadute a regione economicamente svantaggiata e politicamente periferica (Batzing et al., 1996). L'industrializzazione ha causato a livello demografico due distinte e contrastanti realtà: 1) un drastico calo della popolazione nelle Alpi sud-occidentali (italiane e francesi); 2) un boom demografico, comprendente la parte occidentale delle Alpi orientali (Baviera, Austria occidentale, il Sud Tirolo e il Liechtenstein).

Le rimanenti zone alpine non comprese in queste due grandi aree (Svizzera, Slovenia, Austria orientale, Alpi italiane centrali e le più orientali) si sono configurate come un mosaico di comuni e regioni con un quadro variabile di crescita e declino (Batzing et al., 1996). In entrambi i casi, sebbene apparentemente opposti, vi è stato un generale tracollo della tradizionale economia agro-pastorale alpina. Da un punto di vista demografico le dinamiche più evidenti causate dalle due guerre mondiali si osservano nel periodo 1871-1951. Nel successivo periodo (1951-1981) si evidenzia una transizione da società industriale a società dei servizi ed infine nel periodo 1981-2000 si entra nella piena era dei servizi (sviluppo contrapposto Alpi italiane e francesi).

Anche l'area appenninica ha subito le stesse dinamiche di esodo demografico dalle aree interne verso le coste adriatiche e tirreniche, lasciando al bosco spazio per riconquistare ampie aree precedentemente trasformate in campi agricoli e prati a quote inferiori e pascoli ai margini superiori. Sull'Appennino osserviamo nel periodo dal 1951 al 1991 uno spopolamento che ha interessato l'87% di 1171 comuni montani (Malandra et al., 2018). Tale trend è confermato nel decennio 1991-2001, anche se in minor misura. Da un punto di vista geografico lo spopolamento dei comuni montani appenninici per il periodo 1991-2001 ha riguardato soprattutto l'Appennino settentrionale e quello centro-meridionale (Vitali et al., 2018).

2.1.1. DINAMICA DELLA SUPERFICIE FORESTALE in Italia

Da un confronto indicativo tra fonti di dati eterogenee, quali la Carta Forestale del Regno d'Italia del 1936, gli inventari forestali nazionali del 1985 e del 2005, il Corine Land Cover del 2012 e l'Inventario dell'uso delle terre in Italia (Tabella 1), emerge come in Italia negli ultimi ottant'anni vi sia stato un aumento considerevole della superficie boscata (Ferretti et al., 2016; Camarretta et al., 2018; Munafò e Marinosci, 2018).

ANNO	Documento	Superficie boschiva (ha)
1936	Carta Forestale del Regno d'Italia	6.028.301
1985	Primo Inventario forestale IFNI85	8.675.100
2005	Secondo Inventario forestale INFC05	10.467.533
2012	Carta Corine Land Cover CLC1	9.973.516
2016	Inventario dell'Uso delle Terre in Italia	11.732.622

Tabella 1. Evoluzione superficie boschiva italiana.

Con riferimento a dati tra loro omogenei, prodotti dall'Inventario dell'Uso delle Terre in Italia a partire dal 1990 e quindi relativi agli ultimi trenta anni, questa espansione è avvenuta al ritmo di oltre 30.000 ettari di nuova superficie forestale ogni anno, con un tasso medio annuo di circa 0,3% (Marchetti et al., 2012; Munafò e Marinosci, 2018).

2.1.2. CAMBIAMENTI D'USO DEL SUOLO SULLE Alpi e sugli Appennini

Le ricerche sulle dinamiche forestali italiane ed il conseguente studio dei cambiamenti d'uso del suolo hanno avuto in letteratura un incremento esponenziale dai primi anni novanta ad oggi. I lavori si caratterizzano per l'eterogeneità degli approcci di analisi, delle scale spaziali e dei dati di input (fotografie aeree, immagini satellitari, carte tematiche, carte storiche, modello digitale del terreno), ma solo una parte di essi risulta supportata e validata dalla presenza di rilievi a terra (Malandra et al., 2018).

Di seguito è presentata un'analisi che intende armonizzare a scala regionale i dati dei dinamismi spazio-temporali dei boschi di neoformazione alpini e appenninici analizzati a scala di paesaggio con l'utilizzo di ortofoto aeree. I dati qui presentati sono valori medi ed aggregati che derivano dall'armonizzazione di risultati di differenti progetti sui cambiamenti dell'uso del suolo sulle Alpi (Garbarino et al., 2013; Garbarino et al., 2014) e sugli Appennini (Vitali et al., 2018; Malandra et al., 2018).

L'analisi di dettaglio dei cambiamenti dell'uso del suolo è stata condotta su 10 siti nelle Alpi e 10 siti negli Appennini (Figura 2): in questi ultimi sono stati analizzati due paesaggi per sito (esposizione nord-est e sud-ovest), per un totale di 30 paesaggi considerati. All'uopo si è proceduto a: 1) ortorettifica dei fotogrammi aerei storici (1954, 1961) e recenti (2000, 2012), con l'ausilio di carte tecniche e modelli digitali del terreno con passo 10 m e risoluzione spaziale finale dell'ortofoto di 1 m; 2) segmentazione automatica object-oriented (scale parameter = 10); 3) classificazione manuale a video adottando una unità minima cartografabile di 100 m². L'analisi dei dati è quindi iniziata dalla valutazione dell'accuratezza attraverso l'impiego di 100 punti di controllo a terra per ogni carta d'uso del suolo (statistica K per i diversi paesaggi compresa tra 0,61 a 0,91). La classificazione in carte dell'uso del suolo ha seguito una "tassonomia" leggermente differente per la regione alpina (bosco denso, bosco rado, bosco pascolato, arbusteto, prato-pascolo, coltivato, non-vegetato, urbano) rispetto a quella appenninica (bosco di latifoglie, bosco di conifere, arbusteti, urbano, prato/pascolo denso-rado, coltivato, frutteto).

Dalle carte dell'uso del suolo realizzate sono state prodotte matrici di transizione che hanno permesso di apprezzare l'entità dei cambiamenti tra le differenti categorie classificate confrontando, solo sul sottocampione appenninico, diverse esposizioni e quote. Per ogni carta d'uso del suolo sono stati calcolati gli indici di struttura (landscape pattern) sia a scala di paesaggio (landscape metrics) che per ogni categoria d'uso del suolo (class metrics), al fine di caratterizzare le trasformazioni avvenute a livello di mosaico spaziale (McGarigal et al., 2002). Per i paesaggi appenninici è stata anche svolta un'analisi di dettaglio sulle aree occupate dai boschi di neoformazione, al fine di individuare le variabili climatiche, topografiche e antropiche più importanti nel determinare le dinamiche di successione secondaria che danno origine ai boschi di neoformazione.

In Italia la superficie boschiva è in espansione ovunque (60-70% da inventari forestali), la tendenza è confermata anche nei territori montani dove dalle analisi effettuate notiamo un'espansione maggiore in Appennino (34%) rispetto alle Alpi (23%) in termini relativi, con una variabilità nella distribuzione del dato decisamente maggiore per i siti appenninici. Anche l'incremento annuo in percentuale rispecchia il precedente risultato con uno 0,6% in Appennino

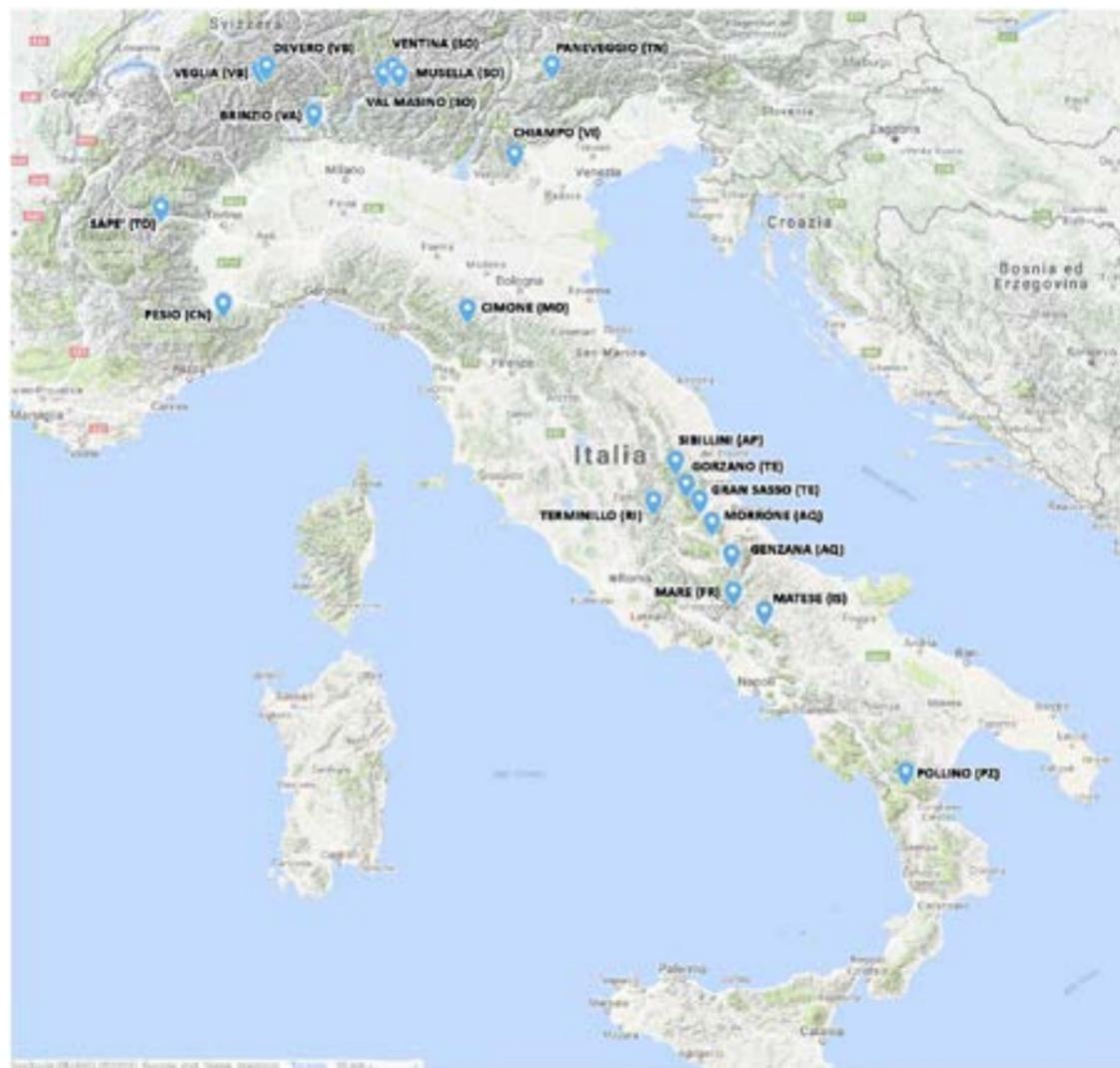


Figura 2. Localizzazione dei siti analizzati in dettaglio per i cambiamenti di uso del suolo nelle Alpi e negli Appennini.

e uno 0,5% sulle Alpi. In ambiente alpino è interessante analizzare le transizioni tra categorie dividendo il campione in piano montano e piano subalpino. Nel piano montano la variazione più rilevante è senza dubbio l'espansione del bosco denso (+11,9%) a scapito prevalentemente dei prati (-10,4%), quindi radure e pascoli interni al bosco; le altre categorie rimangono pressoché invariate. Nel piano subalpino, invece, si ha una situazione più complessa, in quanto, oltre ad un analogo aumento del bosco denso, a livello della treeline si verifica una notevole espansione del bosco rado. Il bosco infatti avanza seguendo due ben distinte modalità a seconda che chiuda gli spazi all'interno della "matrice bosco" o che guadagni terreno colonizzando gli spazi aperti al limite superiore degli alberi. Nonostante l'espansione oltre la treeline possa essere considerata un processo di successione primaria, causata dal fenomeno del climate change, non bisogna perdere di vista il fatto che in molti casi ci si trova di fronte ad un limite "antropico" della vegetazione arborea, la cui estensione è stata limitata dall'uomo al fine di ampliare i pascoli d'alta quota. Notiamo quindi parallelamente un aumento del bosco denso (2,9%) e una diminuzione del bosco pascolato (-2%) e dei prati (-0,5%) e un'espansione del bosco rado (4,3%) a scapito di categorie precedentemente non vegetate sopra la treeline (-4,7%).

2.1.3. FATTORI AMBIENTALI ED ANTROPICI DEI BOSCHI

di neoformazione appenninici

I cambiamenti di uso del suolo nei paesaggi montani appenninici avvenuti tra il 1954 e il 2012 hanno interessato una superficie complessiva di circa 13.000 ettari pari al 40,7% del totale. In particolare, si evidenzia un incremento medio annuo dello 0,6% di superfici boscate che si traduce in un aumento complessivo pari al 34%. L'espansione dei boschi di latifoglie rappresenta il cambiamento di uso del suolo più rilevante (Tabella 2), a scapito delle superfici precedentemente occupate da prati/pascoli densi, coltivi, prati/pascoli radi e da frutteti. Dall'analisi delle metriche di paesaggio (landscape level) e delle dinamiche demografiche nei due periodi considerati, emerge come la densità delle patch e l'urbanizzazione siano aumentate mentre si registra una diminuzione della superficie e della complessità di forma delle patch unitamente al decremento della popolazione. Le metriche di paesaggio relative alla classe (class level) dei boschi di latifoglie indicano un incremento della superficie media delle patch pari a 5,3 ha (+151%) e una diminuzione della complessità di forma e della densità dei bordi rispettivamente del 24 e del 30%.

Classi di copertura/uso del suolo	Cambiamento di superficie (ha)	Cambiamento relativo (%)
Bosco di latifoglie	+ 4.452	+ 34
Bosco di conifere	+ 1.064	+ 114
Arbusteti	+ 180	+ 16
Urbano	+ 109	+ 46
Prati/Pascoli densi	- 2.251	- 33
Coltivi	- 2.237	- 76
Prati/Pascoli radi	- 1.204	- 22
Frutteti	- 174	- 72

Tabella 2. Principali cambiamenti nella copertura del suolo tra il 1954 e il 2012 in paesaggi montani dell'Appennino.

In generale, i boschi di neoformazione si sono espansi maggiormente a quote basse e in esposizioni calde (sud-ovest), favoriti dalle condizioni climatiche e dalla presenza di spazi aperti. I fattori più importanti e statisticamente significativi che hanno determinato tale espansione sono risultati, oltre alla già citata bassa quota, sia la distanza dai boschi preesistenti negli anni '50 che la vicinanza ad aree antropizzate quali coltivi e centri abitati, evidenziando l'interdipendenza tra le dinamiche demografiche e quelle ecologiche a scala di paesaggio.

2.1.4. CONSIDERAZIONI

La scala regionale a cui si verifica il fenomeno dei cambiamenti di uso del suolo analizzati fornisce una sintesi delle dinamiche di paesaggio legate all'espansione dei boschi di neoformazione, ma non è in grado di rappresentare l'eterogeneità a scala di singolo paesaggio. I dati qui presentati sono valori medi ed aggregati derivanti da differenti progetti sui cambiamenti dell'uso del suolo (Garbarino et al., 2013; Garbarino et al., 2014; Vitali et al., 2018; Malandra et al.,

2019 in revisione), al solo scopo di sintetizzare da un punto di vista generale il trend dei cambiamenti in atto nelle aree montane della nostra penisola. Il fenomeno studiato è però eterogeneo e caratterizzato da un'estrema variabilità locale, quindi ad effetti apparentemente simili possono corrispondere cause del tutto differenti. Se consideriamo ad esempio i paesaggi forestali che presentano una limitata espansione del bosco, osserviamo come sull'Alpe Ventina (+0,3% per anno) questa sia dovuta prevalentemente alla carenza di spazi aperti e allo scarso impatto antropico pregresso di questo sito; mentre nel caso del Parco Nazionale del Pollino (0,7% per anno) il pascolamento ancora attivo è il principale responsabile di un limitato cambiamento delle superfici forestali. Allo stesso modo, se analizziamo i paesaggi caratterizzati da un'eccezionale espansione boschiva, osserviamo che all'Alpe Musella (1,7% per anno) l'espansione è favorita dai molti spazi aperti ri-colonizzabili creati dal forte impatto antropico passato; mentre sul monte Morrone (3,6% per anno) il fattore determinante risulta l'impianto di rimboschimenti di conifere (espansione artificiale della superficie forestale).

2.2. MODALITÀ DI INSEDIAMENTO DI NUOVI BOSCHI *in aree abbandonate* DALLE ATTIVITÀ AGRO-PASTORALI

Un bosco di neof ormazione su superfici ex agricole o pastorali si configura come una successione secondaria che avviene in modo naturale partendo di norma da condizioni estremamente favorevoli per la rinnovazione arborea: elevata fertilità, buona disponibilità idrica, spazio e luce ampiamente disponibili (Piussi, 2002).

Composizione, struttura e dinamica dipendono da numerosi fattori, tra i quali i più importanti sono:

- stazione (substrato, suolo, clima);
- disponibilità del seme (presenza di piante madri);
- presenza di disturbi (incendi, selvaggina, ecc.);
- uso del suolo precedente all'abbandono (coltivo, prato, pascolo ecc.).

La modalità di colonizzazione può essere distinta in differenti modelli: i) avanzamento frontale; ii) creazione di nuclei di specie arbustive progressivamente colonizzati da specie arboree (Figura 3 e 5); iii) dispersione di seme (colonizzazione diretta) (Figura 4) (Piussi, 2002; Sitzia, 2009). La velocità di ricolonizzazione dipende da differenti fattori: caratteristiche stazionali (clima, fertilità del suolo, disponibilità di seme, modelli di dispersione del seme e di colonizzazione attraverso polloni radicali, ecc.).

Le caratteristiche stazionali influenzano fortemente sia la composizione che la dinamica della successione. In condizioni di clima con impronta mediterranea, con lunghi periodi di siccità ed elevate temperature estive, le prime fasi di colonizzazione sono spesso dominate da arbusteti di specie resistenti a tali condizioni come ginepri e prugnoli (Figura 3 e 5). Anche le caratteristiche pedologiche possono rallentare la velocità della ricolonizzazione forestale, come ad esempio può avvenire in presenza di eccessi di azoto nel suolo, che possono favorire la formazione di densi popolamenti di nocciolo o sambuco in grado di inibire anche per decenni il successivo sviluppo di specie arboree definitive, cioè fino a quando non si ricreano condizioni di "normalità" del suolo in termini di contenuto di azoto. Anche la quota, e quindi le temperature, influenzano la dinamica della colonizzazione.

Alle quote inferiori, dove ci sono annate di pasciona più frequenti e condizioni più favorevoli in cui arrivano al suolo grandi quantità di seme in grado di germinare e svilupparsi, si insediano nuovi popolamenti inizialmente molto densi e monoplani (anche centinaia di migliaia di piante ad ettaro) con fortissima competizione e conseguente selezione. Mentre alle quote più elevate, verso il limite del bosco, si ha un avanzamento più lento determinato da annate di pasciona più distanziate. La colonizzazione avviene prevalentemente in microstazioni favorevoli che portano alla formazione di gruppi di rinnovazione (collettivi) all'interno dei quali i processi competitivi sono diversi e le relazioni di facilitazione assumono un ruolo decisamente più importante rispetto a quelle di competizione. In questi ambienti si insediano infatti boschi che fin dal principio hanno un numero di piante molto vicino a quello definitivo del popolamento adulto e quindi tassi di mortalità decisamente più ridotti.

Per quanto concerne la disponibilità del seme e quindi la presenza di piante madri, in linea di massima sulla base della loro autoecologia si possono distinguere tre grosse categorie di specie: pioniere primarie, pioniere secondarie e specie definitive. Tra le principali specie pioniere primarie (fortemente eliofile) possiamo comprendeere

re ad esempio la betulla, il pioppo, i salici, i pini ed il larice. Quando queste specie sono presenti nell'intorno di un'area abbandonata, tendono ad occupare con facilità tutta la superficie disponibile in piena luce, grazie alla facilità di dispersione del seme anche a grandi distanze; la successiva sostituzione con le specie definitive può già iniziare nel decennio successivo alle quote inferiori e nelle condizioni migliori. Tra le principali specie pioniere secondarie possiamo annoverare frassini ed aceri che spesso costituivano in passato una alimentazione di soccorso per il bestiame ed erano perciò piantate o mantenute vicino ai pascoli e alpeggi di bassa quota (maggenghi) per l'utilizzo della frasca. Queste specie in genere mesofile rispetto alla luce, pur mantenendo una dispersione del seme anemocora, sono decisamente più esigenti in termini edafici e di disponibilità idrica. La loro posizione nelle immediate vicinanze o addirittura all'interno di prati o pascoli ha permesso una ampia colonizzazione di vaste aree di bassa e media montagna; in questo caso l'ingresso delle specie definitive (soprattutto il faggio), può richiedere diversi decenni. Le specie definitive, tolleranti l'ombreggiamento e che in genere hanno una disseminazione barocora o zoocora, sono di norma in grado di colonizzare direttamente una superficie abbandonata solo in presenza di piante madri posizionate nelle immediate vicinanze. Questo fa sì che le neoformazioni di piante definitive si affermino in genere a partire dai margini di un bosco preesistente e penetrino nel tempo all'interno dell'area abbandonata. Alle quote più elevate (al di sopra di 1.600-1.800 m s.l.m.) si assiste in genere ad una ricolonizzazione da parte dei pini (soprattutto il pino mugo), del larice e anche diretta di specie arboree non generalmente pioniere quali abete rosso, abete bianco ed anche faggio, quando le condizioni stazionali (e soprattutto quelle microstazionali) migliorano decisamente.

Per quanto attiene ai disturbi, questi raramente sono in grado di impedire la ricolonizzazione da parte del bosco di superfici che in passato sono già state forestate. Insetti e funghi in particolare, anche se a volte molto spettacolari ed evidenti, possono costituire degli "episodi" che possono in qualche modo rallentare o accelerare la successione verso formazioni più stabili. Gli incendi, invece, soprattutto in area mediterranea e se molto frequenti, possono portare, con la probabile successiva erosione, a importanti perdite di suolo in grado di far regredire la successione da specie pioniere secondarie a quelle primarie con tempistiche che possono essere incompatibili con quella della società umana. Se, con una forzatura, inseriamo tra i disturbi anche la presenza di specie aliene, queste possono andare a costituire delle sere di lunga durata (anche molti decenni) in grado di rallentare o addirittura bloccare l'evoluzione del popolamento verso quello definitivo. Un esempio può essere l'invasione di ailanto nell'isola di Montecristo, dove nemmeno il pascolo caprino è in grado di evitare la sua diffusione, a scapito del leccio, specie che dovrebbe costituire la fase matura dell'evoluzione. Alle quote superiori, sia alpine, che appenniniche, di norma le specie aliene non sono competitive e non costituiscono un problema.

L'uso del suolo precedente l'abbandono costituisce una ulteriore discriminante rispetto al tipo di ricolonizzazione ed alla sua dinamica. Il passato uso del suolo gioca un importante ruolo potendo influenzare il processo di colonizzazione e orientare la composizione specifica del nuovo popolamento ad esempio tramite la presenza di filari che svolgono il ruolo di portaseme (Bargioni e Zanzi Sulli, 1998; Paci et al., 2006). Nel caso di superfici fortemente impattate da una attività antropica non agricola (a esempio, cave, aree industriali, sedi

stradali o ferroviarie), la neoformazione sarà quasi necessariamente costituita, almeno nelle prime fasi, da specie pioniere primarie. Nei terreni agricoli, il grado ed il tipo di concimazione, la presenza di una rete di canali di scolo o irrigazione, la presenza di suolo nudo al momento dell'abbandono (differenza tra prati e campi), possono favorire o meno l'ingresso di una specie rispetto ad un'altra.

Alle quote più elevate le attività antropiche non agricole in passato erano pressoché inesistenti, ma oggi possiamo ritrovare alcuni esempi come le piste da sci abbandonate. L'attività agricola era e, dove ancora presente, continua ad essere quasi esclusivamente il pascolo e, nelle condizioni più favorevoli, il prato falciato. In queste condizioni, oltre ai fattori limitanti naturalmente presenti come ad esempio il movimento della neve ed il ridotto periodo vegetativo, la presenza di uno spesso feltro erbaceo può costituire un impedimento allo sviluppo di pini e larici.

La ricolonizzazione del bosco inizia di norma nelle lacune e nelle discontinuità del cotico erboso, nelle aree di accumulo di pietre dovute a spietramento e nei muri a secco (in particolar modo nei terreni terrazzati). Questi ultimi assicurano una protezione ai semenzali che in essi si insediano e diventano aree di rifugio con condizioni microstazionali favorevoli all'attecchimento della rinnovazione ed esaltano la costituzione immediata di strutture a collettivi che, come noto, caratterizzano tutte le situazioni di colonizzazione vegetale "difficile".

Un altro aspetto rilevante, giocato dall'uso del suolo, è legato alla tessitura del paesaggio, dove piccole tessere caratterizzate da uso agricolo circondate da bosco sono più rapidamente colonizzate rispetto ad ampie superfici agricole poste lontane da superfici a bosco (Garbarino et al., 2014).

I parametri ecologici sopra descritti non agiscono sul sistema in modo indipendente uno dall'altro, ma sono interconnessi e si influenzano reciprocamente.

Come osservato, la composizione del nuovo bosco è fortemente dipendente da come i vari fattori interagiscono e da quali sono le condizioni di partenza del nuovo sistema; anche l'estensione e la qualità del nuovo ecosistema forestale che si va formando, come la velocità di evoluzione di questa neoformazione, sono espressione dell'interazione di tali fattori. Ad esempio, eccesso di competizione erbacea, carenza o eccesso di rifornimento idrico, condizioni strutturali e/o chimiche del suolo, possono rallentare o fermare momentaneamente la dinamica di formazione di un nuovo bosco. Pertanto, dal momento dell'abbandono dell'attività antropica, di norma passa un certo periodo di tempo prima che la colonizzazione arborea abbia inizio, dato che prima si devono instaurare delle condizioni favorevoli alla presenza ed allo sviluppo degli alberi. Mentre alle quote inferiori questo periodo può limitarsi anche a soli uno due anni, verso il limite del bosco tale periodo si dilata e può raggiungere 10-15 anni, come osservato in esempi di ricolonizzazione forestale in aree d'alta quota del Friuli Venezia-Giulia.

2.2.1. POSSIBILI EFFETTI DOVUTI

all'insediamento dei boschi

DI NEOFORMAZIONE

I boschi di neoformazione sono in grado anche di produrre numerosi servizi ecosistemici di notevole rilevanza per la società e l'ambiente. Il contributo che le foreste secondarie possono dare al sequestro del carbonio è rilevante a livello globale ed in particolare in paesi

come l'Italia dove, a partire dalla metà del secolo scorso, l'incremento della superficie forestale, stimato in circa 15.000 ettari per anno (Piuissi, 2006), è da attribuire più alla silvogenesi che ad attività di riforestazione. A seconda dei casi di studio in Italia l'accumulo di carbonio si concentra prevalentemente nei tessuti legnosi dei fusti arborei come negli aceri-frassineti delle Prealpi (Alberti et al., 2008) con tassi annuali di 1,18 Mg ha⁻¹ mentre, in area mediterranea, tassi annuali di accumulo pari a 3,4 Mg ha⁻¹ si sono riscontrati a livello del suolo (La Mantia et al., 2007).

L'effetto sulla biodiversità animale e vegetale non è unidirezionale: in alcuni casi si può riscontrare un arricchimento della diversità animale e vegetale, in altri una semplificazione. Importante è in ogni caso considerare l'effetto che l'espansione del bosco ha sulla diversità del mosaico paesaggistico, con progressiva riduzione delle aree aperte e conseguente banalizzazione del paesaggio (Agnoletti, 2007).

La mancanza di gestione delle foreste secondarie è attribuibile a fattori socioeconomici che hanno portato all'abbandono delle pratiche agricole e pastorali. Se da un lato l'espansione del bosco può essere considerata ecologicamente vantaggiosa per la società, fondamentale risulta il controllo e la gestione di questi processi naturali per ridurre gli effetti negativi che ad essi possono essere collegati, come ad esempio il rischio di erosione e di dissesto idrogeologico che si verifica con la perdita di efficienza e successiva distruzione delle micro-sistemazioni operate nei secoli (a esempio, terrazzamenti) e all'inevitabile aumento del rischio d'incendio dovuto alla presenza di boschi non gestiti.

In funzione delle potenzialità produttive delle nuove formazioni forestali, la gestione potrà essere orientata verso la produzione legnosa (è il caso degli aceri-frassineti, v. § 3.3), verso la produzione silvo-pastorale o verso il recupero di superfici da riconvertire all'attività agricola. A tale riguardo, per riattivare una gestione delle aree abbandonate, risulta fondamentale favorire un uso collettivo della proprietà che spesso risulta caratterizzata da una elevata frammentazione e polverizzazione, fattore che rappresenta una delle principali limitazioni per una possibile gestione attiva delle aree abbandonate. L'applicazione di modelli di gestione condivisa in grado di soddisfare sia le esigenze della collettività che dei proprietari è il presupposto iniziale per avviare la gestione agrosilvopastorale di queste aree.

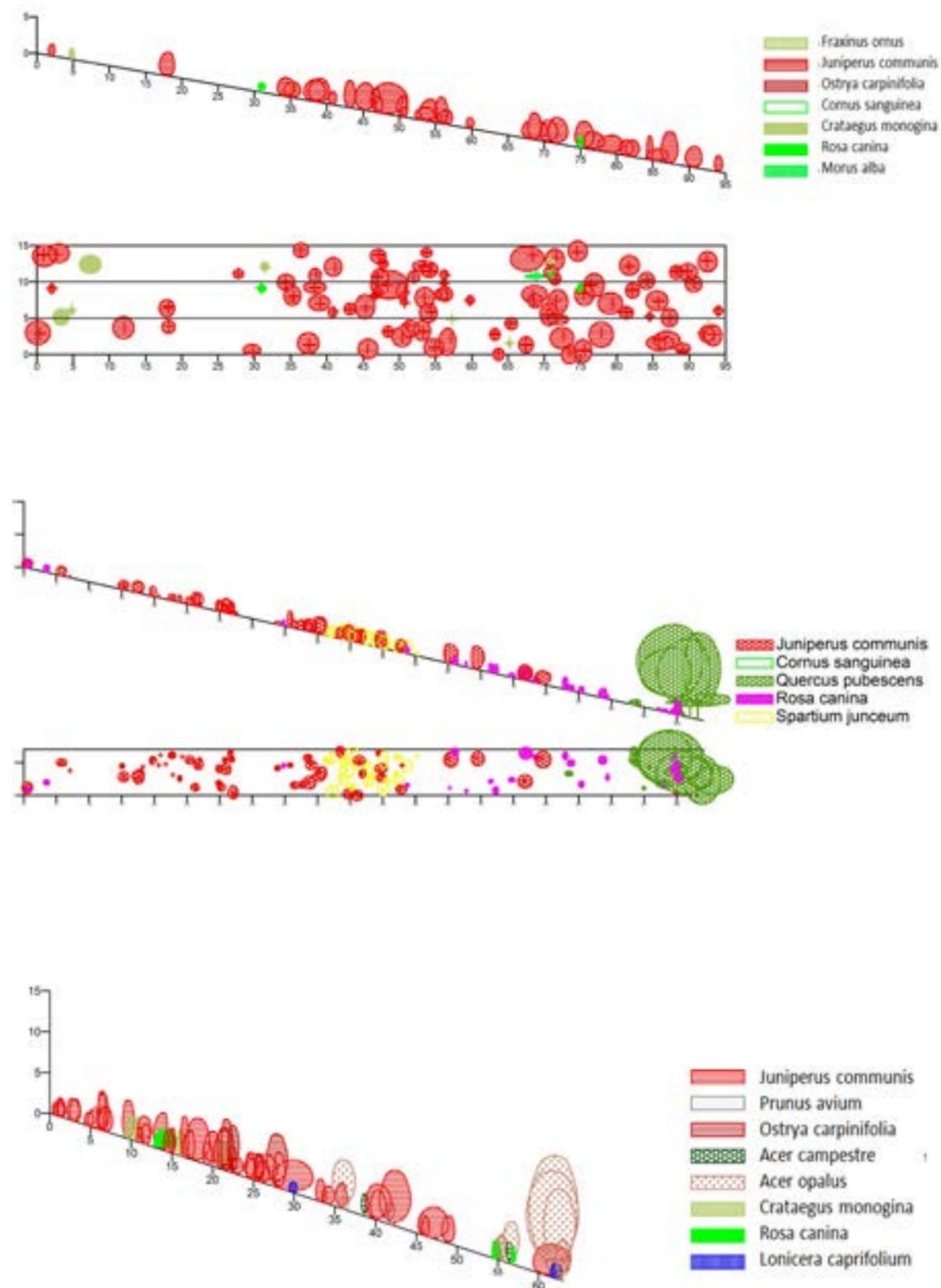


Figura 3. Esempi di ricolonizzazione a prevalenza di ginepro (Vasumene, Lombina e Poggio Montironi Premilcuore FC) (Pelleri et al., 2005).

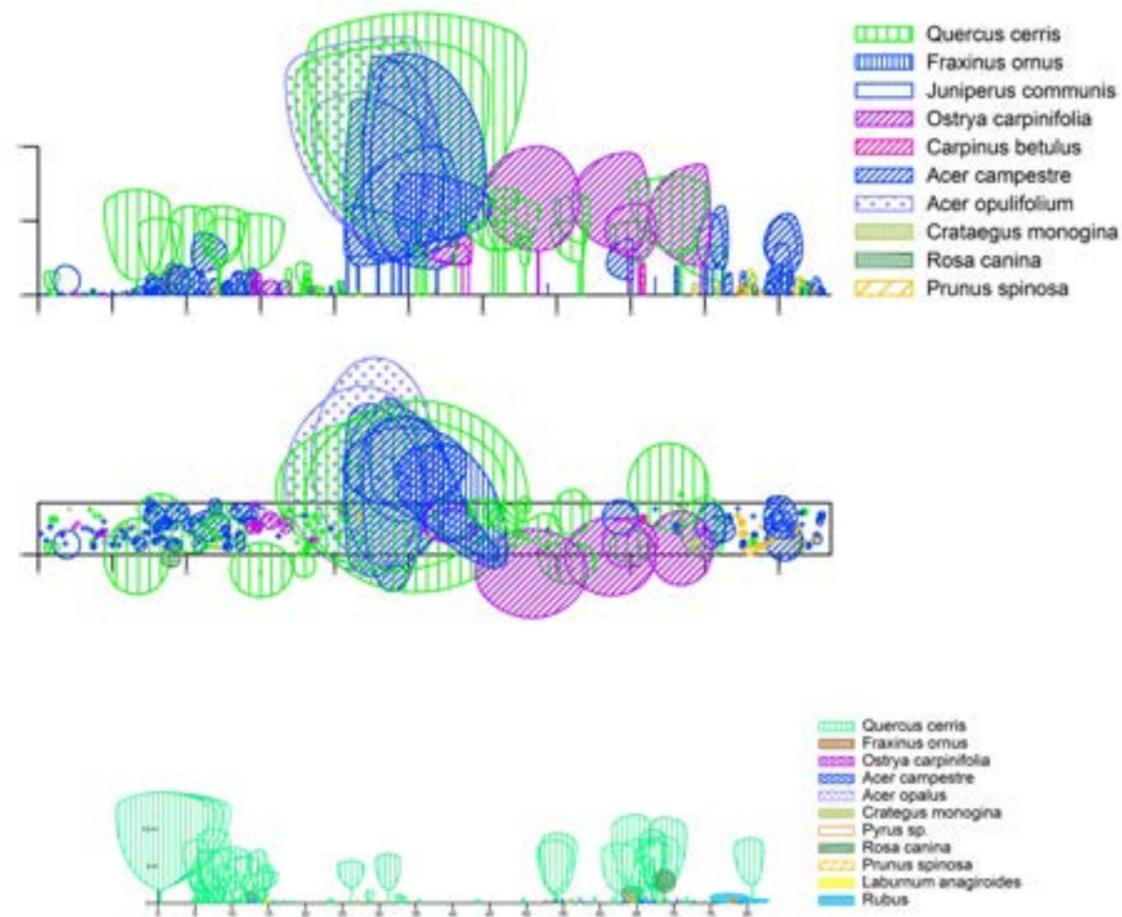


Figura 4. Esempi di ricolonizzazione a prevalenza di cerro (Campominacci e Seghettina, Corniolo FC).

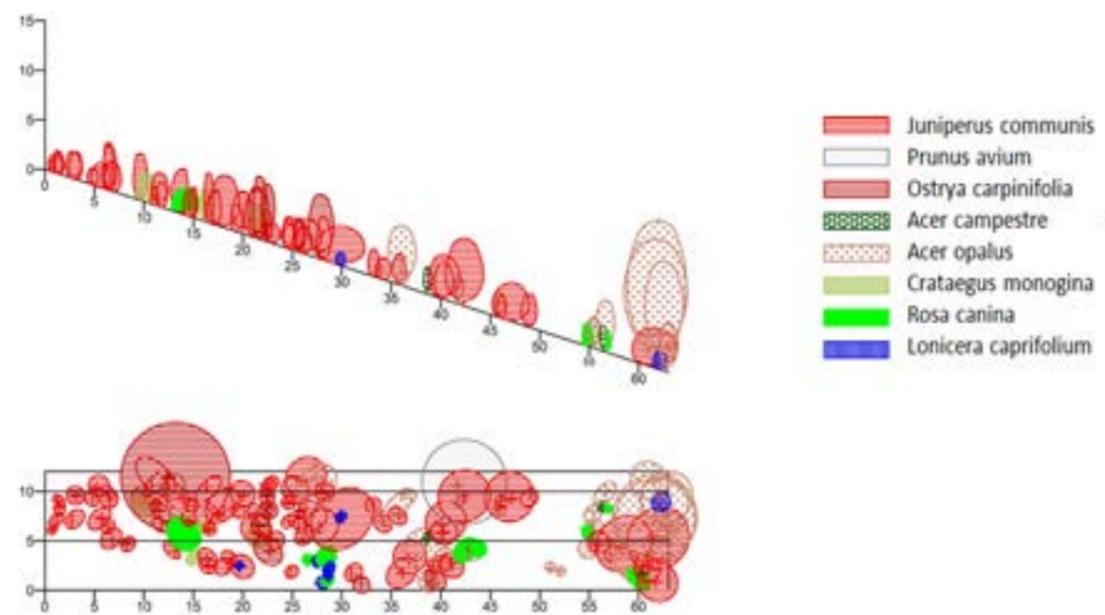


Figura 5. Esempio di ricolonizzazione a prevalenza di rosa canina (San Paolo, Corniolo FC).

2.3. AMBIENTE PREALPINO: IL CASO DEGLI *acero-frassineti*

Gli acero-frassineti sono formazioni arboree in cui prevalgono il frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*) e l'acero montano (*Acer pseudoplatanus*), accompagnati in modo minoritario da altre latifoglie come tiglio (*Tilia cordata*), ontano nero (*Alnus glutinosa*), olmo (*Ulmus minor*), faggio (*Fagus sylvatica*) e carpino nero (*Ostrya carpinifolia*). A differenza della situazione tipica degli acero-frassineti in Europa Centrale, dove queste formazioni sono da tempo stabili ed è ormai consolidata una solida gestione selvicolturale (Dobrowolska et al., 2011), in Italia la maggior parte di queste formazioni si è sviluppata gradualmente a partire dalla seconda metà del secolo scorso, a seguito del progressivo abbandono delle attività agricole e zootecniche estensive (v. § 3.2).

Scopo di questo approfondimento è di sintetizzare le ricerche condotte su questo interessante tipo forestale, spesso di origine secondaria, che caratterizza l'area prealpina, evidenziandone potenzialità e limiti; in particolare, è descritta la diffusione del fenomeno, le ricerche condotte per valorizzarne le potenzialità produttive e per caratterizzarne il legname; sono inoltre evidenziati i principali fattori limitanti che possono ostacolare una valorizzazione produttiva di queste formazioni arboree.

2.3.1. Estensione e provvigioni degli acero-frassineti

L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC; Gasparini e Tabacchi, 2011) include gli acero-frassineti all'interno della sottocategoria "Acero-tilieti di monte e boschi a frassino e altre specie", valutando la superficie coperta da queste formazioni attorno a 154.000 ettari, collocati soprattutto in Italia Settentrionale (88%). Secondo INFC, gli acero-frassineti occupano 18.530 ha in Friuli Venezia-Giulia e 16.434 ha in Veneto (Figura 6), rappresentando così rispettivamente il 5,2% ed il 3,7% della superficie boscata regionale. In queste regioni, queste formazioni sono largamente diffuse tra 43 e 1.630 m s.l.m. e su versanti con una pendenza media pari a $43 \pm 20\%$ (media \pm d.s.).

La variabilità in termini di composizione specifica degli acero-frassineti ha portato alla distinzione, all'interno di questa categoria forestale, di cinque tipi (Del Favero, 2004; Del Favero et al., 1998). Secondo la stima spazializzata fornita da Alberti et al. (2016) combinando i dati dell'INFC con immagini da satellite, gli acero-frassineti friulani avrebbero una provvigione unitaria media pari a $217 \pm 82 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; complessivamente, quindi, la massa totale presente in queste formazioni di origine secondaria a livello della regione Friuli Venezia Giulia ammonterebbe a $2.807.961 \text{ m}^3$, ossia al 4% della provvigione legnosa totale dei boschi: di questa 41% sarebbe presente nell'acero-frassineto tipico, 23% nell'acero-tiglio e 19% nell'acero-frassineto con ontano nero.

2.3.2. Principali parametri dendro-auxometrici

Rilevi in campo hanno evidenziato per acero-frassineti di 60 anni di età una densità media pari a $1.298 \pm 122 \text{ piante ha}^{-1}$ (media \pm errore standard) con un'area basimetrica di $30,1 \pm 2,2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, un volume legnoso medio di $220 \pm 22 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ed un diametro medio di $19 \pm 1 \text{ cm}$; il frassino e l'acero rappresentano mediamente il $60 \pm 5\%$ in numero di piante, il $53 \pm 5\%$ dell'area basimetrica e il $52 \pm 5\%$ del volume. Queste due specie hanno un incremento corrente di $2,5 \pm 0,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. 69% dei fusti di frassino e acero è da seme, il restante 31% invece ha



Figura 6. Colonizzazione di acero e frassino in ex coltivi località Covole Recoaro Terme (Foto Pelleri F.)



Figura 7. popolamenti di frassino di 60 anni con piano dominato di nocciolo: località la Rasta Recoaro Terme (Foto Pelleri F.)



Figura 8. Popolamento di frassino di 60 anni: località la Rasta Recoaro terme (Foto Pelleri F.)



Figura 9. Pianta obiettivo di acero Montano dopo il terzo diradamento: popolamento di Covole di 31 anni Recoaro Terme (Foto Pelleri F.)

origine agamica.

Confrontando questi dati con quanto riportato da Pelleri et al. (2009) per popolamenti di acero e frassino di circa 60 anni di età (Figura 7 e 8) nelle Prealpi vicentine (dati derivanti da una indagine condotta su di una cronosequenza costituita da 25 popolamenti di età variabile da 7 a 60 anni in cui sono stati condotti più inventari cubati con una tavola locale: Ferretti et al., 2010) si osservano valori in parte diversi. Si tratta, infatti, di popolamenti costituiti per il 93% da acero e frassino ($627 \text{ piante ha}^{-1}$, area basimetrica $30,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, volume legnoso $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, diametro medio di $24,8 \text{ cm}$ ed incremento corrente di $2,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$). La produttività dei popolamenti delle Prealpi vicentine viene confermata dai valori di incremento medio di acero-frassinetti non gestiti che raggiunge il suo massimo a 28 anni con valori di $12 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ (Pelleri et al., 2009).

Restando nelle Prealpi vicentine, in popolamenti gestiti con regolari diradamenti selettivi (Giulietti et al., 2008) si osserva una buona produttività con valori incremento medio di massa principale (da $3,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ a $5,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) e di massa totale (da $9,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ a $11,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) (Figura 9).

2.3.3. Caratteristiche del legno ritraibile

Negli acero-frassinetti friulani, nonostante l'assenza di cure culturali specifiche, il 34% delle piante considerate presenta fusti con caratteristiche di buona o ottima qualità per la trancitura/sfogliatura secondo la classificazione proposta da Del Favero et al. (1996). Tale percentuale sale al 40% se si considerano solo i fusti con diametro $>17,5 \text{ cm}$. Queste percentuali corrispondono a delle densità medie di 182 ± 54 e $65 \pm 13 \text{ piante ha}^{-1}$ per tutte le piante e per le piante con $d > 17,5 \text{ cm}$, rispettivamente. In termini di volume, è possibile stimare un volume medio di piante di buona o ottima qualità con diametri superiori a $17,5 \text{ cm}$ pari a $36 \pm 9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Considerando solo gli alberi con $d > 17,5 \text{ cm}$, il 68% di esse ha l'inserzione della chioma al di sopra di 4 metri, tuttavia solo il 46% ha un fusto diritto per più di 2 m. I difetti più frequenti sono rappresentati dalla presenza di fibrazione deviata (30%) e dalla presenza di biforcazione chiusa (31%) che potrebbe poi pregiudicare la qualità interna del legno ("cuore nero"; Del Favero et al., 1998).

Per quanto riguarda le principali caratteristiche meccaniche e tecnologiche di piante mature di frassino (40 cm di diametro), Alberti et al. (2016) hanno messo in evidenza come le piante classificate di ottima qualità siano particolarmente idonee per usi di falegnameria. Infatti, le analisi tecnologiche hanno messo in evidenza una densità basale media di 613 kg m^{-3} ed una densità normale ($u=12\%$) di 770 kg m^{-3} (Tabella 3).

Per quanto riguarda la densità basale, i valori misurati sono superiori a quanto precedentemente riportato in letteratura per il frassino di Valdagno (580 kg m^{-3} ; Crivellaro et al., 2013) e di Canzo (604 kg m^{-3} ; Berti et al., 2002). Analogamente, la densità normale è maggiore di quanto riportato per le stesse provenienze, ma anche da quanto riportato da Giordano (1988) e Uzielli e Petrucci (1984).

Secondo Alberti et al. (2016), il ritiro volumetrico medio è pari al 16%, mentre il ritiro tangenziale è pari all' 11%, valori inferiori a quanto riportato dagli autori precedentemente citati. Tuttavia, se si considera anche il ritiro radiale, il legno esaminato è caratterizzato da una certa nervosità (coefficiente di nervosità = 2) e quindi elementi da esso ricavati potrebbero andare incontro a variazioni dimensionali igroscopiche anche notevoli. Le provenienze esaminate da Alberti et al. (2016) hanno mostrato una più elevata resistenza

a compressione ($53,3 \text{ MPa}$), a flessione (137 MPa), un più elevato modulo elastico (13.540 MPa) ed una simile resistenza a taglio ($17,3 \text{ MPa}$) rispetto a quanto riportato da Berti et al. (2002) e da Crivellaro et al. (2013), nonché dai valori medi di questa specie riportati da Giordano (1988).

Parametro	Unità misura	Media	SD	No.
Umidità del legno fresco	(%)	40,6	3,2	228
Umidità all'equilibrio	(%)	11,7	0,3	228
Densità fresco	(kg/m^3)	862	59	228
Densità equilibrio	(kg/m^3)	770	60	228
Densità anidra	(kg/m^3)	732	60	228
Densità basale	(kg/m^3)	613	41	228
Ritiro volumetrico	(%)	16,1	2,7	228
Ritiro tangenziale	(%)	10,9	2,0	228
Ritiro radiale	(%)	5,6	1,1	228
Coefficiente di nervosità	(-)	2,0	0,3	228
Compressione	(MPa)	53,3	5,8	107
Flessione - Modulo elastico	(MPa)	13.540	1.680	107
Flessione - Resistenza	(MPa)	137,3	17,0	108
Taglio	(MPa)	17,3	4,3	108
Durezza Brinell	(kg/mm^2)	5,4	1,5	103

Tabella 3. Valori medi e deviazione standard delle proprietà fisiche e meccaniche del frassino proveniente dalle valli del Torre e del Natisone. SD = deviazione standard; No = numero di provini.

2.3.4. Gestione culturale

Gli acero-frassinetti sono in genere lasciati alla libera evoluzione o sono governati a ceduo nonostante le loro potenzialità selvicolturali e tecnologiche (Alberti et al., 2008; Del Favero et al., 1998). Precedenti studi effettuati in Veneto in fustaie di acero e frassino di origine secondaria (Crivellaro et al., 2013) hanno messo in evidenza come diradamenti di tipo selettivo possano stimolare una pronta ripresa dell'accrescimento diametrico (Figura 10).

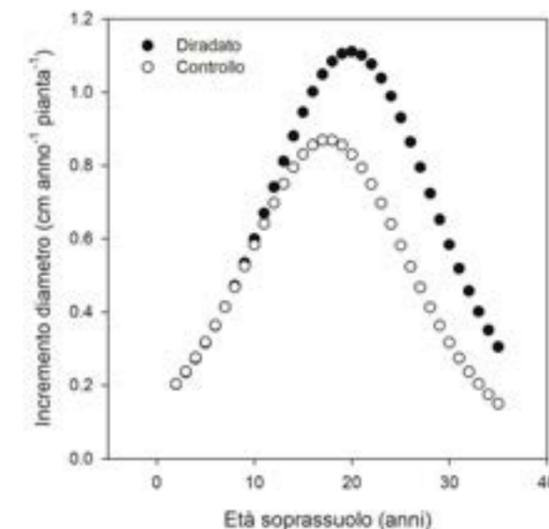


Figura 10. Incremento corrente di diametro in soprassuoli di acero e frassino di origine secondaria in Veneto sottoposti a diradamento selettivo rispetto al controllo non diradato (Crivellaro et al., (2013), aggiornato e modificato).

In Veneto i quantitativi di legna ottenuta dai diradamenti applicati in soprassuoli di diversa età (Giulietti et al 2008) sono risultati interessanti (da 65 a 116,4 m³ha⁻¹), se si esclude il primo intervento realizzato in un popolamento molto giovane (14 anni) dove sono stati ottenuti solo 32,8 m³ ha⁻¹. Questa sperimentazione ha evidenziato una sostenibilità economica dell'approccio selvicolturale adottato (diradamenti selettivi frequenti attorno a 100-150 alberi obiettivo ad ettaro) che può essere convenientemente applicato in popolamenti giovani (15-25 anni) ubicati in stazioni di buona fertilità e dove la struttura della proprietà e il contesto socioeconomico gestionale siano favorevoli.

Inoltre, la valutazione economica del diradamento selettivo e dei tagli di rinnovazione in fustaia effettuata da Alberti et al. (2016) in Friuli ha dimostrato che entrambi questi interventi sono a macchiatico positivo. Gli acero-frassineti considerati in questo studio hanno mostrato una pronta risposta in termini di rinnovazione in seguito all'esecuzione dei tagli di maturità, sia che si tratti di ceduzione con rilascio di matricine che di taglio raso o taglio di semenzatura in fustaia, con un abbondante insediamento di novellame già nella prima stagione vegetativa dopo il taglio. Tale rinnovazione appare in buone condizioni e con discreti accrescimenti longitudinali. Tuttavia, è necessario segnalare alcuni fattori potenzialmente dannosi per queste formazioni forestali (v. § 3.3.5) sia di natura abiotica (gelicidio) che di natura biotica (*Chalara fraxinea*) che richiederanno un costante ed attento monitoraggio nel prossimo futuro.

Tutti questi elementi sembrerebbero quindi indicare il governo a fustaia come la forma di governo più appropriata per questi popolamenti di origine secondaria (Del Favero et al., 1998). Tuttavia, l'elevato frazionamento della proprietà e le difficoltà nell'individuare i proprietari rendono difficile programmare una gestione selvicolturale di medio/lungo periodo quale quella proposta da Del Favero et al. (1998) e attuata in formazioni simili a livello europeo. Infatti, al momento, l'unico strumento possibile nel caso si voglia puntare ad una gestione a fustaia consisterebbe nell'incentivare la costituzione di consorzi forestali (Fontana, 1997; Piussi e Pettenella, 2000; Pelleri e Fontana, 2003; Giulietti et al., 2008; Pelleri et al., 2009) che, avvalendosi dei nuovi strumenti pianificatori semplificati e di nuove tipologie contrattuali (per esempio, contratti di rete), possano programmare una valorizzazione di medio-lungo periodo di queste formazioni.

Nel caso, invece, di singoli proprietari, l'adozione di una forma gestionale più flessibile potrebbe garantire un reddito periodico dato dalla legna da ardere (ceduo: Ciancio e Nocentini, 2004; Quatrini et al., 2018) combinato con una valorizzazione degli alberi di elevata qualità eventualmente presenti (fustaia: Pelleri et al., 2009). In questo senso, per le stesse motivazioni ricordate in precedenza per la fustaia, un governo a ceduo composto classico (Piussi e Alberti, 2015), con tre o più classi cronologiche per le matricine, non appare facilmente applicabile a queste formazioni. Più interessante è, invece, il cosiddetto governo misto (Terzuolo et al., 2014; Cutini et al., 2018) basato su tagli di utilizzazione miranti a sviluppare una selvicoltura d'albero a favore dei soli individui potenzialmente capaci di produrre legname di qualità (il restante popolamento è trascurato o ceduo). La struttura spaziale dei popolamenti così gestiti è quindi irregolare con alberi della fustaia distribuiti isolatamente o a gruppi ed il resto del popolamento governato a ceduo. Come riportato da Piussi e Alberti (2015), "il governo misto si differenzia dal governo a ceduo composto per una conduzione dei tagli della fustaia indi-

pendente dal turno fissato per il ceduo la cui importanza è quindi nettamente subordinata alla fustaia: gli interventi colturali vengono eseguiti quando sono più efficaci sotto l'aspetto ecologico e economico. Per sfruttare congiunture favorevoli, il taglio degli alberi non è legato ad un'età prestabilita né per quest'ultima si fa riferimento ad una struttura cronologica o dimensionale sia pure sommariamente definita". Tuttavia, questa forma di trattamento richiede una adeguata preparazione tecnica da parte di chi opera in questo contesto e, considerati gli scarsi esempi attualmente disponibili sul territorio nazionale (al momento in Piemonte e nella Provincia Autonoma di Trento), sarebbe necessaria un'apposita sperimentazione nel contesto Prealpino e degli acero-frassineti.

L'analisi svolta mette in evidenza come gli acero-frassineti prealpini rappresentino una interessante opportunità selvicolturale in termini di superfici, di provvigioni legnose, di incrementi e di qualità tecnologica del materiale legnoso. Le sperimentazioni selvicolturali condotte in Veneto e Friuli-Venezia Giulia evidenziano una possibile valorizzazione di questi soprassuoli nelle migliori condizioni di fertilità e struttura della proprietà attraverso un governo a fustaia con precoci diradamenti selettivi attorno ad un limitato numero di soggetti di pregio. Nelle situazioni meno favorevoli, dove più evidente è la frammentazione fondiaria, l'applicazione del governo misto potrebbe risultare più facilmente accettata dai proprietari.

Oltre all'assetto della proprietà, un ulteriore fattore limitante potrebbe essere la possibile diffusione di patogeni specifici del frassino come *Chalara fraxinea* (v. § 3.3.5) e il ripetersi di eventi estremi come il gelicidio che ha danneggiato fortemente queste formazioni in Friuli Venezia-Giulia. Per contrastare questi possibili fattori di disturbo può essere importante conservare una elevata diversità arborea cercando di mantenere nei popolamenti sia le specie principali che le specie secondarie ed applicare sistemi selvicolturali come il governo misto in grado di ridurre il possibile danno economico per il proprietario attraverso la differenziazione della produzione (legna da ardere e legname di pregio).

2.3.5. Disseccamento e altri problemi fitosanitari del frassino

Il frassino è una specie relativamente molto diffusa nei boschi di neoformazione e può rappresentare un certo interesse dal punto di vista produttivo sia in termini di qualità sia di quantità. Come ricordato in precedenza, questa rilevanza può però essere compromessa dalla comparsa e ulteriore possibile diffusione di patogeni specifici come *Chalara fraxinea*, recentemente segnalata in Italia. Di fatto, questo patogeno è presente in Europa da circa 25 anni e provoca una malattia nota come "disseccamento (o deperimento) del frassino": osservata inizialmente in Polonia, è ormai comune in tutto l'areale del frassino maggiore dalla Scandinavia alle Alpi e dalle isole britanniche alla Bielorussia, risultando in via di espansione verso i Balcani e la penisola iberica. In Italia, dopo la prima segnalazione in Friuli nel 2009, si è diffusa su tutto l'arco alpino ed è stata osservata anche in alcune aree dell'Appennino tosco-emiliano.

L'agente patogeno responsabile è l'ascomicete *Hymenoscyphus fraxineus*, originario dell'Asia orientale dove agisce come colonizzatore e decompositore delle foglie dei frassini locali, senza causare danni significativi. Introdotto probabilmente con materiale vivaistico, il fungo ha mostrato comportamento patogeno sul frassino europeo: le ascospore infettano il lembo fogliare ed i piccioli da cui il micelio si diffonde nei tessuti legnosi del ramo, provocando necrosi sia

corticali che interne. Il rametto circondato avvizzisce e muore, mentre, quando la colonizzazione interessa il fusto o i rami più grossi, compaiono necrosi corticali a rombo o losanga (Figura 11), con imbrunimento dei tessuti interni: la diffusione prosegue poi lungo



Figura 11. Necrosi corticali a rombo o losanga. (Foto Salvadori C..)



Figura 12. L'impatto del disseccamento nei popolamenti di frassino maggiore. (Foto Maresi G.)



Figura 13. Larve del defogliatore *Tomostethus nigritus* (Imenottero Buprestide). (Foto Maresi G.)

l'intero fusto. Le giovani piantine in fase legnosa sono rapidamente uccise, mentre i soggetti adulti iniziano lentamente a deperire per il progressivo disseccamento delle branche che poi si estende al fusto principale. Sui giovani adulti la fase finale del deperimento è segnata da imbrunimenti vistosi sul colletto, che nelle fasi successive può essere colonizzato da *Armillaria spp.*

La diffusione del patogeno avviene grazie alle ascospore prodotte in grandi quantità dai corpi fruttiferi che compaiono sui piccioli delle foglie a terra, infettate negli anni precedenti.

La malattia colpisce in maniera intensa sia *Fraxinus excelsior* che *F. angustifolia*, ma è ormai confermata la capacità del fungo di infettare anche *F. ornus*, su cui però finora i danni risultano sporadici, se non rari. La comparsa della malattia anche sull'Appennino apre scenari un po' preoccupanti per l'intera area mediterranea, dove il patogeno potrebbe trovare eventuali nuovi ospiti. L'impatto del disseccamento è assai pesante per i popolamenti di frassino maggiore (Figura 12): gran parte della rinnovazione affermata risulta colpita o morta già pochi anni dopo l'insediamento della malattia, mentre il deperimento delle piante adulte procede generalmente con relativa lentezza anche se già dopo tre o quattro anni si può osservare la morte di piante in fase di perticaia. L'intensità e la velocità di comparsa dei danni potrebbero compromettere la sopravvivenza dei frassineti in quanto, attualmente, la possibilità di controllo della malattia è praticamente nulla e si limita a eventuali interventi di potatura sui soggetti adulti di maggior pregio e di interesse monumentale, per cercare di rallentarne il deperimento. Per le altre piante colpite andrebbe valutato il taglio prima che il degrado dei tronchi ne penalizzi il valore commerciale. L'unica speranza per il futuro è rappresentata dal fatto che parte dei soggetti adulti sembrano non essere colpiti dalla malattia, anche a distanza di anni dall'arrivo dell'inoculo. La presenza di piante resistenti potrebbe permettere il ripristino dei popolamenti in tempi più o meno lunghi, ma sarebbero necessarie sia una valutazione di questi patrimoni genetici, sia una gestione selvicolturale volta a valorizzarli.

A complicare le prospettive del frassino è la temuta diffusione in Europa del minatore smeraldino del frassino *Agrilus planipennis* (Coleottero Buprestide): quest'insetto, originario dell'Asia orientale, è stato rinvenuto in Nord-America nel 2002 e più recentemente anche nella Russia europea (2005). Attualmente si sta diffondendo in direzione dell'Europa centrale con un fronte di avanzamento di circa 40 km l'anno. Lo xilofago danneggia le piante allo stadio larvale, scavando gallerie che distruggono il sistema cambiale, e può uccidere un albero adulto in 1-3 anni. Compie in genere una generazione all'anno, ma si possono trovare tutti gli stadi di sviluppo all'interno della stessa pianta.

Tolti i danni da organismi invasivi, le specie di frassino autoctone non erano in passato oggetto di malattie significative: si possono ricordare *Venturia fraxini*, agente di maculature fogliari molto comune sull'orniello, e la batteriosi data da *Pseudomonas syringae subsp. savastanoi pv fraxini*, capace in alcuni casi di provocare danni significativi. Tra le avversità entomatiche, *Tomostethus nigritus* (Imenottero Buprestide) è un defogliatore che con una certa frequenza presenta pullulazioni intense, anche se di breve durata. Le sue larve (Figura 13) sono in grado di provocare defogliazioni anche totali del frassino maggiore, in modo improvviso e molto rapido, sia nella pianura padana che nell'arco alpino. I danni sono, per lo più, transitori e non causano stati di particolare sofferenza delle piante, né tantomeno morie.

2.4. RICOLONIZZAZIONE DI PINO AL LIMITE SUPERIORE DEL *bosco* IN APPENNINO

Gli ecotoni del limite altitudinale superiore e di quello latitudinale fra taiga e tundra costituiscono ambienti estremamente importanti nella ricerca ecologica, sia vegetale che animale, per l'elevata dinamicità e reattività delle comunità presenti ai cambiamenti globali. Il riscaldamento climatico degli ultimi decenni e l'abbandono progressivo delle attività silvo-pastorali hanno innescato processi di successione secondaria che in diverse aree montane stanno innalzando la presenza arborea sopra l'attuale limite altitudinale. In un recente studio (Harsch et al., 2009) il 52% di 166 treeline risultava in fase di avanzamento, il 47% era stabile e solo l'1% era in recessione. Sebbene tali cenosi siano a volte caratterizzate da densità non molto elevate, viste le condizioni stagionali estreme, si possono senza dubbio considerare boschi di neoformazione. Il limite superiore della vegetazione forestale in ambiente montano può essere caratterizzato da: (Körner, 2012): timberline, il limite del bosco chiuso; treeline (o forest line), la linea che congiunge appendici o gruppi arborei disgiunti sopra la timberline; tree species line, il limite superiore degli alberi isolati. I primi due implicano la presenza di alberi con fusto dominante eretto ed almeno 2-3 m di altezza; il terzo può includere anche individui contorti o a portamento arbustivo (krummholz). La zona compresa fra questi tre livelli costituisce l'ecotono del limite superiore del bosco (treeline ecotone). Nella letteratura forestale tale limite è indicato con il termine generico treeline, la cui origine viene classificata in base al fattore maggiormente limitante: a) climatica, b) orografica/edafica, c) antropogena (Holtmeier e Broll, 2005). I primi due tipi sono determinati prevalentemente dall'azione di fattori naturali (clima, suolo e topografia) e prevalgono in siti poco disturbati dall'uomo. Nel terzo tipo la sinergia dei fattori naturali e soprattutto antropogeni (deforestazione per creare pascoli, incendi, ecc.) ha sicuramente reso più complesso il quadro diagnostico ed evolutivo, soprattutto a scala regionale. Proprio per questo le treeline antropogene risponderanno in modo diverso ai cambiamenti climatici rispetto alle treeline climatiche, richiedendo più approfonditi studi per la loro eventuale modellizzazione (Batllori et al., 2010). Nelle montagne dell'Europa meridionale, la rapida industrializzazione avvenuta nella seconda metà del XX secolo ha innescato processi di migrazione delle popolazioni rurali verso le aree vallive e urbane con il conseguente abbandono delle tradizionali pratiche silvo-pastorali nelle aree montane. Gli attuali dinamismi vegetazionali negli ecotoni del limite superiore potrebbero avere importanti e differenti implicazioni nella conservazione della biodiversità vegetale e della funzione protettiva dal dissesto idro-geologico.

In Italia le treeline sono diventate oggetto di studio della ricerca forestale negli ultimi decenni del secolo scorso, soprattutto sulle Alpi (Piussi e Schneider, 1985; Carrer e Urbinati, 2001; Motta et al., 2006; Leonelli et al., 2011). In ambiente alpino la loro altitudine varia fra 2.000 e 2.400 m s.l.m. lungo un gradiente Est-Ovest e sono costituite prevalentemente da larici-cembreti o lariceti e caratterizzate da dinamismi successionali laddove l'alpeggio è significativamente diminuito.

3.4.1. Limite superiore del bosco negli Appennini

Le treeline appenniniche sono tipicamente antropogene caratterizzate da un limite netto e in massima parte formate da cenosi di fag-

gio ad altitudini comprese fra 1.600 e 1.800 m s.l.m.; in alcuni casi le treeline sono costituite da cenosi di conifere, caratterizzate da un limite sia netto che diffuso e ubicate anche oltre 2.000 m s.l.m. (Piermattei et al., 2012, 2014, 2016; Vitali et al., 2017, 2018).

Le treeline di conifere sono composte da: a) pino silvestre (*Pinus sylvestris*), in popolamenti artificiali nei pressi di impianti sciistici, in alcuni siti dell'Appennino tosco-emiliano; b) pino nero (*Pinus nigra nigra*) in imboscamenti/rimboschimenti diffusi soprattutto nell'Appennino centrale calcareo; c) pino mugo (*Pinus mugo mugo*) in cenosi naturali soprattutto nelle montagne abruzzesi (ad es. Majella); d) pino loricato (*Pinus heldreichii*) in cenosi naturali nel gruppo del Monte Pollino; e) pino laricio (*Pinus nigra laricio*) in popolamenti anche artificiali in Calabria e sull'Etna.

La limitata diffusione attuale delle cenosi microterme con specie del genere *Pinus* dipende probabilmente da una combinazione di fattori biogeografici e antropogeni (Körner, 2012). Le foreste naturali appenniniche di alta quota sono in gran parte scomparse in epoca post-glaciale (würmiana) e trasformate progressivamente in pascoli arborati o praterie (Dibari et al., 2015). Il pino nero è stato introdotto progressivamente nel XX secolo fino agli anni '70 con impianti artificiali eseguiti fino a circa 1.600 m di quota, soprattutto per contrastare il dissesto idrogeologico esistente. Nel quarantennio 1967-2007 la popolazione di vacche da latte fra 1975 e 2007 si è ridotta del 35% con un picco negativo dopo il 1990 (Piermattei et al., 2016) e i pascoli permanenti sono diminuiti del 37%. Il pascolo è proseguito prevalentemente nelle zone montane più accessibili, spesso a quote inferiori e oggi, dopo il progressivo abbandono, molti degli ecotoni del limite superiore, costituiscono aree marginali, spesso incluse in aree protette e/o della Rete Natura 2000.

3.4.2. Analisi spatio-temporali a diversi livelli di scala

È stata condotta un'analisi a scala di area vasta allo scopo di: a) quantificare i cambiamenti recenti di uso del suolo nell'intera area appenninica nel periodo 1954-2012; b) individuare il tipo di treeline presente alle altitudini maggiori e gli eventuali spostamenti nel medesimo periodo di riferimento. A livello di comunità vegetali si è cercato di: i) datare l'insediamento delle nuove coorti di individui arborei; ii) caratterizzare l'assetto strutturale e funzionale delle nuove popolazioni arboree; iii) individuare possibili pattern comuni nei dinamismi di diffusione delle specie presenti; iv) discriminare l'influenza dei principali fattori coinvolti (naturali ed antropogeni) nel processo di insediamento ad alta quota.

Le analisi sono state condotte con approccio multi-scala: regionale, di paesaggio e locale (sia lungo l'ecotono di treeline che in specifici transetti). L'area considerata si estende per un totale di circa 43000 km², dalla Liguria alla Calabria ed è composta da 776 comuni montani appenninici. Con un approccio diacronico (1990-2012) sono state quantificate le variazioni demografiche (ISTAT) e di copertura del suolo (CORINE Land Cover). A scala di paesaggio sono stati individuati i principali ambiti montuosi caratterizzati da vette con altitudine \geq 2.000 m s.l.m. e da un limite superiore del bosco posto almeno a 1.500 m s.l.m. (Tabella 4). In ogni ambito selezionato sono state individuate due aree di 16 km² rispettivamente con esposizione NE e SO, nelle quali è stata effettuata l'analisi delle variazioni di copertura della vegetazione nel periodo 1954-2012 mediante foto aeree utilizzando tecniche di analisi ecologica del paesaggio. In ognuno dei sette siti con *Pinus nigra* ed in uno (M. Pollino) con *Pinus heldreichii* è stato realizzato un transetto con larghezza di 40

m e lunghezza variabile dal limite del bosco chiuso fino all'albero ubicato a maggiore altitudine. Sono stati censiti oltre 1.300 individui arborei, rilevando le loro coordinate geografiche mediante GPS, l'habitat di insediamento nel loro intorno (roccia, detrito, arbusteto e prateria) e misurando il diametro del fusto, l'altezza totale, il numero di internodi. Su circa il 50% di essi (diametro di base > 4 cm) è stata anche prelevata una carota basale con trivella di Pressler per determinare l'età cambiale, gli accrescimenti radiali e la presenza di fluttuazioni intra-annuali di densità.

Le faggete di limite negli ultimi 50-60 anni non sono avanzate in senso altitudinale, ma presentano fasi successionali diversificate con formazioni a portamento arbustivo nelle zone di orlo e di mantello di *Sorbus aria*, *Rhamnus alpina* ssp. *fallax*, *Amelanchier ovalis*, *Juniperus communis*, *J. nana*, *Genista radiata*, ecc.). Le poche treeline con conifere (naturali e/o artificiali) sono risultate più dinamiche e gli individui arborei si sono diffusi spontaneamente sopra il limite (Figura 14).



Figura 14. Faggete del limite superiore antropogeno con ricolonizzazione spontanea di pino nero (a sinistra) sul M. Bove nelle Marche e di pino loricato (a destra) sul Monte Pollino in Basilicata (Foto Vitali A. e Urbinati C.)

Nonostante la diversità delle condizioni stazionali e di uso del suolo presente nelle aree di studio, vi sono numerose similitudini nel processo di diffusione del pino nero, iniziato 30-40 anni fa con picchi di frequenza e dinamismi di accrescimento sincroni. Gran parte degli individui ha caratteri fisionomici e dendrometrici molto simili nonostante essi siano ubicati ad altitudini superiori rispetto a quelle ottimali per la specie (Tabella 4). Se l'innalzamento del pino loricato al Monte Pollino è stato presumibilmente determinato dal solo abbandono del pascolamento, la diffusione in quota del pino nero negli altri siti, anche sopra i 2.100 m s.l.m., sembra essere un processo più complesso condizionato da una sinergia di fattori. In genere la disseminazione è garantita dai rimboschimenti presenti al limite, ma si è osservato che numerosi individui pionieri a 10-15 anni sono già in grado di fruttificare e la loro presenza diffusa all'interno dell'ecotono (oltre il 20% del numero totale) costituisce un'altra possibile sorgente di propagazione. La vicinanza di rimboschimenti o di nuclei arborei di pino nero peraltro non sembra essere sempre un fattore di facilitazione dell'insediamento. A esempio, sul Monte Sirente (AQ) i soprassuoli in grado di disseminare sono molto distanti

Sito	Lat (N)	Long (E)	Esp	Pend (°)	Alt. max vette (m s.l.m.)	Alt. bosco chiuso (m s.l.m.)	Alt. limite arboreo (m s.l.m.)	Diam (cm)	Alt (cm)	Età (anni)
Vettore (AP)	42°81'	13°26'	S-SE	36°	2.478	1.600	1.924	9 ± 7,3	150 ± 138	15 ± 7
Bove (MC)	42°54'	13°11'	W-SW	28°	2.169	1.730	2.158	6 ± 7	110 ± 136	9 ± 5
San Franco (AQ)	42°45'	13°38'	W-SW	32°	2.132	1.600	1.900	7 ± 6,9	119 ± 117	16 ± 7
Portella (AQ)	42°26'	13°32'	S-SW	30°	2.370	1.600	1.972	9 ± 6	148 ± 100	14 ± 3
Sirente (AQ)	42°15'	13°60'	W-SW	19°	2.349	1.650	2.133	13 ± 8,7	211 ± 157	19 ± 8
Ocre (AQ)	42°15'	13°27'	N-NE	33°	2.204	1.350	1.920	8 ± 5,4	133 ± 97	17 ± 6
Genzana (AQ)	41°56'	13°53'	W-SW	22°	2.075	1.700	2.053	11 ± 8,9	208 ± 242	16 ± 8
Pollino (PZ)	39°53'	16°12'	N-NW	25°	2.267	2.040	2.149	6 ± 5	119 ± 84	18 ± 7

Tabella 4. Principali caratteri stazionali nei siti di studio e variabili dendrometriche degli individui arborei di pino (*P. heldreichii* per M. Pollino e *P. nigra* per tutti gli altri siti). I valori di diametro (misurato alla base), altezza totale ed età cambiale (alla base) sono medie con relative deviazioni standard.

dalle coorti di individui pionieri, a testimonianza della grande capacità colonizzatrice della specie, i cui leggerissimi semi possono essere risollevari da terra e allontanati nuovamente dal vento. La densità degli individui arborei diminuisce all'aumentare della quota, ma non sempre la loro dimensione (diametro e altezza) e neppure l'età. L'analisi della distribuzione spaziale ha confermato l'ipotesi di un processo di insediamento non omogeneo, determinato in buona parte dalla presenza di siti idonei (safe sites) per la germinazione del seme e l'accrescimento dei semenzali che risulta relativamente indipendente dall'altitudine. Microhabitat rocciosi o con presenza di arbusti (soprattutto ginepri) sono risultate zone preferenziali per la rinnovazione di pino che non appare strutturata in coorti coetanee e neppure avvantaggiata dalla vicinanza di individui di età maggiore (possibile facilitazione/concorrenza). La dinamica di accrescimento radiale dei pini neri pionieri, sebbene non sempre sincronizzabile in tutti gli individui campionati, è risultata comparabile per andamento e intensità a quello degli individui del rimboschimento, dimostrando una capacità di adattamento anche a quote ben superiori a quelle tipiche della specie. Il pino nero è particolarmente sensibile alle temperature massime estive che sembrano favorire la formazione di fluttuazioni intra-annuali di densità, ovvero riduzioni o arresti temporanei dell'attività cambiale nell'ambito della stagione vegetativa, il cui acme di frequenza è stato negli anni 2003-2004.

Dall'analisi effettuata risulta quindi che la posizione del limite superiore del bosco in Appennino non è cambiata significativamente rispetto a 50-60 anni fa, perché in prevalenza composto da cenosi di faggio, specie mesofila che non è in grado di rinnovarsi facilmente nei gap e nelle aree ecotonali di altitudine. In tali contesti risultano molto più dinamici gli ecotoni con pino nero e pino loricato, specie che approfittando di contingenti facilitazioni climatiche e di maggiore disponibilità di micrositi, sono le uniche fra le arboree in grado di insediarsi sopra 2.000 m s.l.m. I processi analizzati costituiscono

no ancora solo un innalzamento del limite degli alberi isolati e non possono considerarsi, in assenza di un'adeguata densità delle cenosi, dei veri e propri innalzamenti della timberline, che nell'optimum climatico olocenico (9.000-5.000 anni fa) era stimata ad una quota di circa 150 m superiore a quella attuale (Ravazzi e Aceti, 2004). Le implicazioni di tali dinamismi sono ancora da determinare e quantificare in modo esaustivo, ma se da un lato si valuta negativamente la perdita della valenza pastorale delle praterie sommitali appenniniche, dall'altra è possibile ipotizzare, qualora il processo dovesse proseguire, una maggiore funzione protettiva delle foreste e la ricostituzione naturale di una treeline più sintonica con le caratteristiche ambientali rispetto a quella del faggio.

2.5. AMBIENTE MEDITERRANEO: IL CASO DELLA MACCHIA-FORESTA

Nelle regioni meridionali, e in Sicilia in particolare, la fisionomia della vegetazione forestale post-abbandono è quella della macchia o arbusteto che difficilmente evolve verso un bosco propriamente detto. Il processo evolutivo della vegetazione spesso non raggiunge lo stadio di bosco non perché le condizioni ambientali non lo consentano ma per due ragioni fondamentali: i disturbi, in particolare gli incendi e il pascolo, e le limitazioni nell'arrivo di propaguli, causate dalla mancanza di piante madri, dei dispersori dei semi o entrambi (Buono, 2018). Infatti, in contesti favorevoli (assenza di disturbi e arrivo dei propaguli) la vegetazione evolve sino al bosco (Novara et al., 2015). Le formazioni preforestali frutto dei processi di successione secondaria occupano superfici significative e sono conseguenza del fenomeno dell'abbandono dell'agricoltura iniziato alla seconda metà del secolo scorso e che ha interessato tutta l'Europa (Rühl et al., 2005). Una sintesi dei dati disponibili per le superfici ad arbusteto in Sicilia è rinvenibile in Costa e La Mantia (2005) e Corona et al. (2012), i quali stimano pari a circa 300.000 ha l'estensione delle formazioni arbustive. Il dato recente dell'Inventario Forestale Regionale (Camerano et al., 2011) riporta per le categorie "Macchie ed Arbusteti mediterranei" e "Arbusteti montani e supramediterranei" una superficie, rispettivamente, di 108.572 e 30.732 ettari, mentre dall'inventario forestale nazionale del 2005 è possibile ricavare dati per tutte le regioni italiane (Tabella 5).

Categoria forestale	Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Alto Adige, Trentino, Veneto, Friuli V.G., Liguria	Emilia-Romagna, Toscana, Umbria, Marche, Lazio, Abruzzo	Molise, Campania, Puglia, Basilicata, Calabria, Sicilia, Sardegna	Totale
Arbusteti subalpini	117.536	3.987	0	121.524
Arbusteti di clima temperato	34.545	83.940	60.097	178.581
Macchia, arbusteti mediterranei	5.109	35.066	650.636	690.811 (di cui 51.306 in Sicilia)
Totale arbusteti	157.189	122.993	710.733	990.916

Tabella 5. Estensione (superficie in ettari) delle categorie forestali riferite agli arbusteti (INFC, 2008 modif.).

Tuttavia, è possibile che molte di queste superfici siano "transitate" verso la categoria bosco. Va infatti sottolineato come i processi di successione secondaria siano uno "strumento" straordinario per l'espansione delle aree (e specie) forestali; non si spiega altrimenti l'aumento delle superfici a bosco in una regione come la Sicilia, dove l'attività di rimboscimento dopo i fasti del passato è praticamente cessata da diversi decenni (Tabella 6). Indubbiamente la diversa definizione di bosco utilizzata rende i dati non totalmente confrontabili (a esempio, l'Istat considera superficie forestale boscata quella rappresentata da una superficie di terreno non inferiore a 5.000 m², in cui sono presenti piante forestali legnose, arboree e/o arbustive, che producono legno, o altri prodotti forestali) ma il trend appare inequivocabile.

Anno	Superficie	Dettagli
1819	71.742	Province di PA, TP, AG, CL + 31.000 Etna)
1847	26.117	(Province di PA, TP, AG, CL)
1947	77.615	(ISTAT)
1966	188.780	(ISTAT)
1976	255.356	
1985	266.400	(IFNI)
2004	222.743	(ISTAT)
2005	338.171	(INFC)
2009	320.225 (512.121)	tra parentesi il valore che include arbusteti, boschi radi, macchie, ecc. (IFRS)

Tabella 6. Variazione storica delle superfici forestali in Sicilia (in ettari) (da La Mantia, 2009 e La Mantia e Barbera, 2003, modif.; Hofmann et al., 2011).

Le esperienze accumulate in questi anni sui boschi di neoformazione appenninici e alpini hanno portato ad una valorizzazione delle produzioni legnose legate alle specie d'ingresso (aceri, frassini) in grado di fornire un legname di qualità. Le potenzialità produttive sono tali che diverse regioni nelle loro leggi e regolamenti (per esempio la Regione Lombardia) fanno esplicito riferimento a questi boschi e alle modalità di gestione.

Nella maggior parte degli ambienti meridionali le specie arboree che spontaneamente invadono questi campi purtroppo non offrono molte possibilità di valorizzazione, non garantendo un legno di alta qualità.

Effetti positivi	Effetti negativi	Effetti variabili
Compensazione della perdita di aree forestali	Rischio di incendio più elevato	Aumento della produzione forestale e delle terre boscate
Maggiore assorbimento di CO ₂	Perdita di terre arabili e pascoli	Incremento o perdita di servizi ecosistemici
Aumento della biodiversità (a breve termine)	Diminuzione della biodiversità (a medio e lungo termine)	Rinaturalizzazione degli ecosistemi e cambiamenti della fauna
Migliore regolamentazione del ciclo idrologico	Riduzione dei flussi di picco e della portata dei fiumi	
Miglioramento della qualità dell'acqua	Omogeneizzazione del paesaggio	Frammentazione del paesaggio
Riduzione dell'erosione del suolo	Perdita di paesaggi culturali e tecniche di gestione	Diversa percezione e valutazione da parte dei gruppi sociali

Tabella 7. Effetti ambientali dell'abbandono della terra e dei processi di rivegetazione (da Lasanta et al., 2015, modif.).

I vantaggi e svantaggi che i processi di successione secondaria determinano sono riassunti in Tabella 7. Semplificando, i vantaggi ecologici che i boschi di neoformazione possono garantire anche nelle realtà meridionali e delle isole sono: l'accumulo di carbonio, la riduzione dei fenomeni erosivi, l'incremento della diversità legata alle formazioni forestali e preforestali. Tuttavia, quest'ultimo fattore viene valutato come un fattore negativo in determinati contesti, al pari della riduzione dell'offerta foraggera. I processi di abbandono in contesti nei quali la vegetazione potenziale è quella forestale, e in assenza di disturbo, determinano una evoluzione della vegetazione con conseguente perdita di diversità vegetale (Rühl, 2004; Bianchetto et al., 2015), anche se la diversità strutturale risulta evidentemente maggiore (La Mantia et al., 2008).

L'accumulo di carbonio è considerato un servizio ecosistemico fondamentale svolto dalle successioni secondarie (Novara et al., 2017), e sulla loro capacità di fissare grandi quantità di anidride carbonica esiste ormai una vasta letteratura sia a livello regionale (La Mantia et al., 2007, 2013; Novara et al., 2013, 2014; Saiano et al., 2013) che nazionale (Alberti et al., 2011).

La copertura arborea certamente garantisce una riduzione dei fenomeni erosivi (Lasanta et al., 2015; Erktan et al., 2016) e indubbiamente garantisce una diffusione delle specie della macchia-foresta.

Il successo in termini di stabilità, rapidità di copertura e resilienza di queste neoformazioni spinge a esaltarne la valorizzazione in alternativa all'attività di riforestazione/afforestazione.

Dallo studio di questi processi emergono informazioni importanti per capire come fare a facilitare la dinamica di queste formazioni (Andivia et al., 2017; Bueno, 2018). Tuttavia, come già accennato, l'espansione del bosco viene in determinati casi considerata come uno degli "svantaggi ambientali" connessi alla diffusione delle formazioni secondarie a causa della riduzione della diversità legata agli ambienti aperti. Su questi temi esiste una vasta letteratura (Lasanta et al., 2015; Sitzia, 2009) e numerosi progetti LIFE. Il fenomeno ha ricevuto grande attenzione soprattutto negli ambienti alpini e prealpini, e in parte appenninici, per la maggiore rapidità di avanzamento del bosco, ma il fenomeno interessa anche le regioni meridionali e la Sicilia. Il problema della riduzione quantitativa della diversità dipende dal fatto che l'evoluzione della successione secondaria verso il bosco comporta una generale riduzione della diversità vegetale (Amici et al., 2013). Questo fenomeno viene particolarmente accentuato nelle zone in cui il bosco presenta una dominanza di poche specie, mostrando un impoverimento causato dal lungo e intenso sfruttamento antropico. Inoltre, c'è da considerare che, in buona parte delle regioni mediterranee, le specie vegetali ed animali a rischio sono soprattutto quelle legate agli ambienti aperti spesso agricoli e/o pascolati (Pasta e La Mantia, 2013).

Connesso all'aumento della copertura è la riduzione dell'offerta foraggera (Bianchetto et al., 2015) che, nelle regioni meridionali, non viene accompagnata dalla riduzione del carico di bestiame, potendo determinare fenomeni di sovrappascolo.

Non può essere sottovalutato inoltre il fatto che molte specie invasive, tra cui in particolare l'ailanto (*Ailanthus altissima*), prendono il sopravvento in queste formazioni ecologicamente fragili (v. § 3.6), bloccando il processo evolutivo (Badalamenti, 2014). Lo stesso accade nei rimboschimenti, dove alcune specie impiegate nella seconda metà del '900, quali *Acacia saligna*, *A. cyclops* e *Eucalyptus sp.*, stanno incominciando a diffondersi massicciamente, impedendo la possibile evoluzione del soprassuolo verso ecosistemi forestali più diversi.

ficati e complessi (Badalamenti et al., 2014, 2018a,b).

Alcune azioni per ridurre i fattori negativi ed esaltare invece i vantaggi ambientali sono possibili per i boschi degli ambienti mediterranei. Tra questi, la trasformazione dei boschi di neoformazione in sistemi agroforestali (Corona et al., 2011), e più propriamente silvopastorali, utilizzando la parte aerea delle specie arboree e arbustive e mantenendo piccoli nuclei di specie spontanee utili alla fauna selvatica (a esempio, specie con frutti carnosì) senza lasciare che esse dominino la vegetazione erbacea. Ciò consentirebbe una valorizzazione delle superfici innanzitutto come pascoli, ma non si esclude l'utilizzazione come legna da ardere della componente arborea e, in certi casi, dei prodotti ottenibili (a esempio, manna, mandorle, carrube, nocciole).

Altra possibilità per non disperdere i vantaggi consisterebbe nel mettere a coltura gli ex coltivi adottando tecniche alternative che non disperdano il carbonio accumulato. Su questo aspetto esistono già esperienze (Russo, 2014): ciò potrebbe inoltre ridurre la conflittualità tra gli enti gestori delle aree protette, restii a consentire un ritorno alla coltivazione, e gli agricoltori nonché i sostenitori della necessità di tutelare i paesaggi agrari.



Figura 15. Processi di colonizzazione in due contesti ambientali differenti: nell'isola di Pantelleria (a sin.) dove le terrazze un tempo coltivate risultano rinaturalizzate e a Ficuzza (a des.) dove le radure vengono riaccupate dalla vegetazione legnosa (Foto La Mantia T.)

2.6. SPECIE ARBOREE ESOTICHE INVASIVE: IL CASO DI ROBINIA E AILANTO

Le specie arboree esotiche invasive non di rado rappresentano una quota significativa della composizione dendrologica dei boschi di neoformazione e preoccupano per gli impatti che possono causare sulla biodiversità. Recentemente, il timore riguarda i possibili effetti causati agli ecosistemi boschivi: infatti, gli ecosistemi forestali e quelli a essi contigui, come pascoli e prati permanenti, apparentemente più resilienti rispetto ad altri tipi di ecosistemi, ne subiscono l'aggressività in modo significativo e, anche in forza di provvedimenti legislativi, la pianificazione e gestione silvopastorale è chiamata a prestare sempre più attenzione a questo tema.

2.6.1. Quadro normativo

Il quadro normativo riguardante il controllo e la gestione delle specie esotiche invasive, incluse quelle arboree, è stato rinnovato dal recepimento nazionale del Reg. (UE) 1143/2014, avvenuto con il D.Lgs. 230/2017. Il Regolamento europeo, che fornisce alcune importanti definizioni (Tabella 8), associa il carattere di invasività non tanto o non solo a specie i cui areali si espandono facilmente, ma a specie che minacciano la biodiversità e i servizi ecosistemici collegati, o hanno effetti negativi su di essi. Secondo questo regolamento, i servizi ecosistemici sono quindi collegati alla biodiversità. Il preambolo n. 26 contribuisce a chiarire questo concetto: «Le specie esotiche invasive, in genere, danneggiano gli ecosistemi e ne riducono la resilienza. È pertanto opportuno adottare misure di ripristino proporzionate atte a rafforzare la resilienza degli ecosistemi nei confronti delle invasioni, a riparare i danni prodotti e a migliorare lo stato di conservazione delle specie e dei loro habitat in conformità delle direttive 92/43/CEE e 2009/147/CE». La biodiversità è dunque riferita agli habitat e alle specie tutelate dalle Direttive Habitat e Uccelli. Per questo motivo, i piani di gestione dei SIC (siti di interesse comunitario), ZSC (zone speciali di conservazione) e ZPS (zone di protezione speciale), che costituiscono la Rete Natura 2000, fanno spesso esplicito riferimento alle misure da attuare per il controllo delle specie esotiche. Inoltre, le misure di ripristino hanno l'obiettivo di rafforzare la resilienza degli ecosistemi danneggiati.

Tabella 8. Principali definizioni tratte dall'art. 3 del Reg. (UE) n. 1143 del 2014.

- Specie esotica: qualsiasi esemplare vivo introdotto al di fuori del suo areale naturale
- Specie esotica invasiva: una specie esotica per cui si è rilevato che l'introduzione o la diffusione minaccia la biodiversità e i servizi ecosistemici collegati, o ha effetti negativi su di essi
- Ampiamente diffusa: una specie esotica invasiva la cui popolazione ha superato la fase di naturalizzazione, ossia ha raggiunto condizioni di autosostentamento, e si è diffusa fino a colonizzare gran parte dell'areale potenziale in cui può sopravvivere e riprodursi

Le specie esotiche invasive sono iscritte in una lista di rilevanza per l'Unione (art. 4) predisposta dalla Commissione sulla base dei risultati di una valutazione dei rischi ad esse associati che verifichi la sussistenza di alcune condizioni (Figura 16).

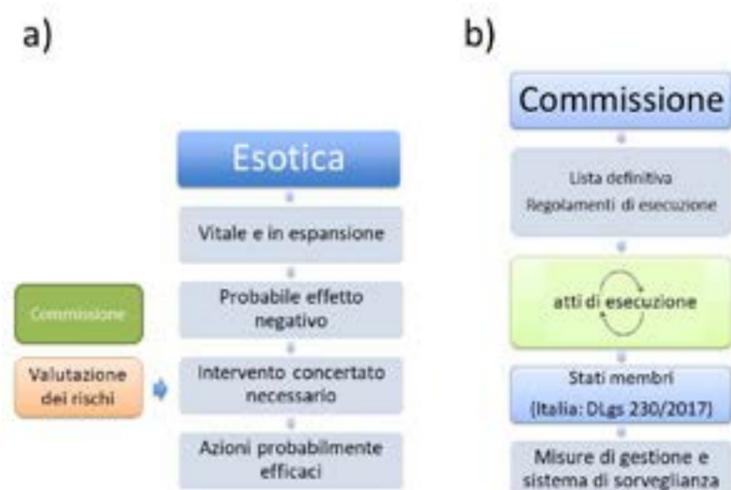


Figura 16. Schema esemplificativo del sistema di formazione della lista di specie invasive di rilevanza per l'Unione Europea: (a) criteri di valutazione del rischio; (b) procedura di formazione della lista.

La prima lista è stata pubblicata con il Regolamento di esecuzione n. 1141 del 2016 e la seconda con il Regolamento di esecuzione n. 1263 del 2017. La lista potrà essere aggiornata con successivi atti di esecuzione. Le specie in essa iscritte devono formare oggetto di misure di gestione e di un sistema di sorveglianza, cui l'Italia sta ottemperando con il citato decreto di ratifica.

Gli attori coinvolti in questo processo, oltre alla Commissione, sono il Comitato istituito ai sensi dell'art. 27, che rappresenta gli Stati Membri, e un forum scientifico (art. 28). Per l'Italia, oltre al MATTM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare), partecipano al processo: l'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), le Regioni e Province Autonome, il MI-PAAFT (Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari, Forestali e del Turismo) e il Ministero della Salute.

Il citato Regolamento di esecuzione non comprende né robinia (*Robinia pseudoacacia* L.), né ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). Tuttavia, la valutazione del rischio dell'ailanto pubblicata nel marzo 2018 (Pergl 2018) conclude appoggiando la sua iscrizione nella lista dell'Unione ed è stata recepita nella bozza del nuovo regolamento di attuazione (Commissione Europea, 2019). Manca invece la valutazione del rischio della robinia e, quindi, almeno nel breve periodo, si può escludere che sia iscritta nella lista. Inoltre, l'esclusione di tale specie dalla lista unionale è supportata da alcuni Stati Membri, come l'Ungheria (Genovesi et al., 2015).

2.6.2. Boschi di robinia e ailanto e habitat minacciati

In Italia, robinia e ailanto partecipano, rispettivamente, alla composizione di quasi 3.800 km² e 70 km² di boschi (Mariano et al., 2014); ne dominano la copertura boschiva in poco più di 2.000 km² (Tabacchi et al., 2007), cioè il 3% della superficie forestale nazionale. Ailanto e robinia sono diffuse anche nelle formazioni lineari (Sitzia et al., 2012). Sia l'ailanto che la robinia sono quindi specie ampiamente diffuse, come dimostrano analisi di dettaglio a livello regionale (Badalamenti et al., 2012) e, come tali, laddove esse dovessero essere iscritte nelle liste di specie invasive, lo sarebbero ai sensi dell'art. 22 del D.Lgs. 230/2017, cioè come specie la cui eradicazione totale non è possibile, ma che sono oggetto di misure di gestione. In particolare, entro 18 mesi dall'inclusione nella lista, un decreto ne dovrebbe

stabilire le misure di gestione «in modo da renderne minimi gli effetti sulla biodiversità, sui servizi eco-sistemici collegati, sulla salute pubblica e sulla sanità animale, sul patrimonio agro-zootecnico o sull'economia». Le misure di gestione possono essere articolate su base regionale. L'uso commerciale potrà essere temporaneamente autorizzato. Dovranno essere previste misure di ripristino degli ecosistemi danneggiati (art. 23).

Gli habitat forestali europei maggiormente minacciati da robinia e ailanto sono i querceti di farnia o rovere e le foreste alluvionali (Campagnaro et al., 2018). Tra gli habitat erbacei sono i prati aridi ad essere particolarmente minacciati, lungo gradienti latitudinali che vanno dalla Sicilia ai Colli Euganei. Non sempre la dominanza di una specie arborea esotica nelle chiome arboree riduce il numero di specie erbacee del sottobosco in modo significativo. Tuttavia, essa può rendere più uniforme la composizione, come è stato osservato a Berlino (Trentanovi et al., 2013). In altri casi, come negli ambienti collinari del Veneto, essa può comportare una variazione significativa della frequenza di alcuni tratti funzionali della flora, come il periodo di fioritura o di foliazione, dovuta a cambiamenti nei processi biogeochimici del suolo (Sitzia et al., 2018).

Le categorie di azioni da attuare per il controllo delle specie arboree esotiche invasive possono essere raggruppate in misure dirette alla loro eradicazione o misure dirette alla gestione delle fitocenosi alle quali le due specie arboree partecipano (Tabella 9).

Controllo diretto all'eradicazione	
FISICO	
	<ul style="list-style-type: none"> • Manuale • Meccanico
CHIMICO	
	<ul style="list-style-type: none"> • Diserbo diffuso • Diserbo localizzato • Biologico
Gestione delle formazioni	
SELVICOLTURA	
PASCOLO PRESCRITTO	
INCENDIO PRESCRITTO	

Tabella 9. Tipologia di azioni per il controllo e l'eradicazione delle specie arboree esotiche invasive.

2.6.3. Ailanto

L'ailanto è una specie dioica, pioniera, capace di svilupparsi entro un ampio intervallo di condizioni pedologiche. Non è comune sotto coperture dense ed ombrose. Sono ampiamente noti meccanismi di competizione interspecifici basati sull'essudazione radicale di composti fitotossici (Heisey, 1990), in grado di interferire con lo sviluppo della stessa robinia (Call e Nilsen, 2005) e iniziano a comprendersi le capacità di interazione con i microorganismi (Badalamenti et al., 2018 c). Sebbene l'ailanto sia apprezzato come ornamento dei giardini, il suo polline è allergenico e le sue foglie sono poco o per nulla appetite dagli erbivori.

Gli effetti che più comunemente sono citati includono: competizione con organismi autoctoni, cambiamenti strutturali degli ecosistemi, interferenza nei cicli biogeochimici, deterioramento di manufatti e alterazione della struttura e della composizione delle fitocenosi (Kowarik et al., 2007; Sladonja et al., 2015). Sono inoltre documentate perdite economiche a causa di danni diretti e indiretti, nonché

quelle dovute ai costi di controllo e all'eradicazione. L'invasione dei rimboschimenti e delle aree boschive procede rapidamente a partire dalle aree più scoperte e rende estremamente difficile l'avvio delle successioni naturali. Le reti stradali e ferroviarie sono vie preferenziali di diffusione verso gli ambienti naturali e seminaturali. L'ailanto occupa rapidamente lo spazio disponibile e costituisce formazioni dense, in cui poche specie autoctone riescono a sopravvivere.

Tra le misure di gestione più efficaci rientrano l'interruzione della ceduzione (Radtke et al., 2013), l'eliminazione delle piante femminili portaseme (Skowronek et al., 2014; Rebbeck et al., 2017), la piantagione sottocopertura o la semina di piante autoctone tolleranti l'ombreggiamento (Skowronek et al., 2014). Il fuoco prescritto ha dato risultati discordanti, specialmente se non combinato con l'uso di erbicidi sistemici (Fryer, 2010). L'impianto di fasce tampone costituite da alberi e arbusti autoctoni vicino alle cenosi di ailanto (ECORICE in Meloni et al., 2016) può servire da protezione degli habitat prativi limitrofi. Il ricorso al controllo chimico, che è soggetto a diverse prescrizioni, è stato attuato con successo utilizzando diversi composti chimici erbicidi, tra cui dicamba, fosamina, glifosato, imazapyr, metsulfuron-metile, triclopyr e picloram (Badalamenti e La Mantia 2013; Burch e Zedaker, 2003; Jenkins e Jose 2006; Meloni et al., 2016). Il controllo biologico non si è rilevato finora efficiente, ma esperimenti svolti con il fungo *Verticillium albo-atrum* sembrano promettenti (Harris et al., 2013).

2.6.4. Robinia

La robinia è specie pioniera eliofila e, come la precedente, vegeta entro un ampio spettro di condizioni pedologiche (Vítková et al., 2015). Anche se gli individui adulti sopportano il gelo per periodi prolungati, la crescita delle giovani piante è rallentata dalle gelate tardive; i disturbi ne favoriscono la riproduzione agamica.

Si tratta di una specie molto apprezzata, da molti, ritenuta autoctona e parte del paesaggio identitario. Per questo, molte regioni italiane la comprendono tra le specie legnose forestali. Comunemente governata a ceduo, frequenti sono anche i casi nei quali la robinia si presenta come un ceduo invecchiato o in fase di conversione, diretta o indiretta, all'alto fusto. Il miele, la biomassa, il legname sono tra i suoi prodotti di maggiore interesse, né va dimenticato il servizio di protezione idrogeologica che questa pianta frequentemente svolge. Ne è una riprova che la robinia contribuisce ad oltre il 90% dell'area basimetrica e del numero di piante di tutte le specie arboree esotiche presenti in Italia (Rizzo e Gasparini, 2011).

Pur riconoscendo alla robinia una molteplicità di meriti, l'ampia distribuzione, valenza ecologica e la spiccata capacità pollonifera ne fanno una specie, ancorché naturalizzata, invasiva, la cui competitività, in presenza di habitat a rischio di scomparsa, va controllata. In questo senso, tra le misure selvicolturali più efficaci si possono annoverare: la ceduzione ripetuta nei mesi più caldi, l'invecchiamento del ceduo (Motta et al., 2009), la promozione delle specie autoctone, la conversione ad alto fusto, il rilascio di un numero elevato di matricine (Radtke et al., 2013), la cercinatura (Maetzke, 2005), il mantenimento o impianto di fasce protettive di alberi autoctoni (Giambastiani et al. in Maltoni et al., 2012), l'applicazione di diradamenti selettivi o a gruppi (Terzuolo e Canavesio in Meloni et al., 2016) e la capitozzatura ripetuta (Maltoni et al., 2012). Sono da evitare le ceduzioni (Radtke et al., 2013), i tagli a raso e le aperture della copertura troppo estese (Terwei et al., 2013). Come per l'ailanto, il ricorso al diserbo è possibile, ma raramente applicato.

Ulteriori approfondimenti sulla gestione delle due specie in Italia possono essere ricavati da Ferraris et al. (2000), Maltoni et al., (2012), Meloni et al. (2016), Sitzia et al. (2016) e Monteverdi et al. (2017).

2.6.5. Considerazioni

L'inquadramento delle due specie analizzate ne evidenzia diversi effetti negativi sulla conservazione della biodiversità, ma anche molti pregi, specialmente alla robinia. Laddove sia necessario, il controllo di queste due specie arboree invasive, in quanto ampiamente diffuse, non può prescindere da un'accurata pianificazione del territorio silvo-pastorale, che contempri, a supporto del controllo della loro invasività, anche misure di gestione sugli habitat forestali e pastorali contigui, anche alla luce del recente regolamento europeo sulle specie invasive (Sitzia et al., 2016). Ad esempio, che l'invadenza della robinia nei cedui castanili possa essere contenuta evitando l'abbandono della ceduzione del castagno, con i diradamenti e con le ripuliture, è noto da decenni (Susmel e Famiglietti, 1968).

Ai piani di gestione forestale va assegnato un ruolo fondamentale nella gestione delle specie arboree esotiche, integrato con le misure di conservazione dei siti Natura 2000, come previsto, ad esempio, dalla D.G.R. del Veneto 1331/2017. Tutti questi sono elementi da considerare per l'attuazione dell'art. 6 del D.Lgs. 34/2018.

Il controllo di queste due specie, specialmente dell'ailanto, transita inevitabilmente dalla loro gestione o eradicazione dagli ambienti urbani e suburbani, in quanto questi sono spesso i centri di espansione verso gli ambienti naturali e semi-naturali contigui e, in questi ambienti, come abbiamo visto, sono causa di danneggiamenti a manufatti di valore storico ed artistico (Del Favero e Pividori, 2017). Le procedure per il controllo devono in questi ambienti coinvolgere l'amministrazione competente, nonché trovare applicazione negli strumenti di pianificazione urbanistica.

Non va dimenticata infine l'obbligatorietà di coinvolgere i portatori di interesse, i quali possono fornire informazioni anche alla Commissione Europea attraverso associazioni o le competenti autorità nazionali.

2.7. PER UNA TIPOLOGIA DEI BOSCHI di neoformazione: RIFLESSIONI CON RIFERIMENTO AL TRENTO

Secondo quanto evidenziato nei capitoli precedenti, i boschi di neoformazione vegetano in condizioni stazionali molto diversificate: è quindi importante disporre di tipologie forestali che permettano di definirne la variabilità e proporre metodi e strategie di gestione e conservazione.

La tipologia forestale è un sistema di classificazione dei boschi basato su un insieme di unità floristico-ecologico-selvicolturali (tipi forestali) sul quale è possibile basare la pianificazione silvo-pastorale e territoriale. Per ogni unità evidenziata la tipologia forestale prevede la formulazione di indicazioni tecnico-selvicolturali. Le tipologie forestali si sono diffuse in Italia soprattutto a partire dai primi anni '90. I sistemi di classificazione che ne sono derivati sono stati sviluppati a scala regionale o provinciale, in modo da rappresentare la variabilità di tipi forestali di unità amministrative territoriali di rango intermedio tra lo stato e i comuni. Le autorità forestali hanno quindi a disposizione uno strumento di interpretazione del territorio focalizzato sulla superficie nella quale sono competenti.

In alcune regioni, le tipologie forestali hanno affrontato i boschi di neoformazione, definendo per essi specifiche unità, oppure riconoscendo alla neoformazione il rango di modalità di gestione o di assetto strutturale. Ad esempio, la tipologia forestale del Piemonte (Camerano et al., 2004) ha quantificato la proporzione di assetti strutturali di ciascuna categoria, comprendendovi anche il bosco d'invasione. La tipologia forestale del Veneto (Del Favero, 2000), tra le possibili modalità di gestione, attribuisce ad alcuni tipi forestali, come gli aceri-frassinetti, quella "di neoformazione". La tipologia dei boschi di neoformazione del Trentino, basandosi su un rilevamento campionario, ha definito una tipologia espressamente dedicata ai boschi di neoformazione (Sitzia, 2009). In questa tipologia sono stati proposti tipi nuovi rispetto a quelli evidenziati dalla tipologia forestale esistente (Odasso, 2002), solo qualora questi non li ricomprendessero, ad esempio perché si trattava di stadi della successione vegetale nei quali il tipo forestale era ben riconoscibile.

A differenza delle tipologie forestali tradizionali, quelle che si interessano di boschi di neoformazione evidenziano, per ciascun tipo, i caratteri della copertura del suolo precedente all'insediamento degli alberi, sia esso spontaneo o favorito dall'azione umana. Inoltre, queste tipologie evidenziano i rapporti spaziali e temporali che esistono tra la copertura del suolo attuale e quella precedente. Questa particolarità rende le tipologie dei boschi di neoformazione uno strumento utile qualora si intenda, attraverso la gestione, imprimere alla successione un percorso diverso da quello che si verificherebbe spontaneamente. Ad esempio, va chiarito con quale frequenza un tipo copre superfici sulle quali, prima dell'imboschimento, vegetavano habitat erbacei degni di attenzione per la complessità delle loro comunità biologiche. Tali habitat vanno descritti con riferimento a tipologie prative (Ziliotto et al., 2004), che, analogamente a quelle forestali, danno evidenza della gestione più idonea a mantenere la composizione vegetale entro caratteristiche favorevoli ai loro molteplici usi: pastorale, foraggero, ricreativo, compatibilmente col mantenimento di un buon livello di biodiversità. D'altro canto, va anche chiarito quali siano i tipi forestali di neoformazione che sono invece degni di essere gestiti come tali, in modo da evitare approcci che favoriscano, sempre e dovunque, il ricorso al ripristino delle

condizioni precedenti l'imboschimento.

Malgrado queste interessanti premesse, le tipologie dei boschi di neoformazione così pensate non hanno avuto grande fortuna. Ciò è dovuto, da un lato, alla scarsa rilevanza economica che i boschi di neoformazione rivestono nella filiera foresta-legno, dall'altro alla ritrosia degli operatori forestali a trattare il paesaggio silvo-pastorale unitariamente. Infine, un altro motivo risiede nella comune difficoltà di ricondurre singoli casi applicativi ad un sistema di classificazione coerente. Tale difficoltà andrebbe per quanto possibile superata, in modo da garantire continuità e compiuta applicazione alle tipologie forestali e prative e garantire che gli interventi proposti possano fungere da elementi ispiratori della disciplina d'uso dettata dalla pianificazione urbanistica, territoriale e paesaggistica.

In questa prospettiva si intende proporre alcuni spunti di riflessione alla luce dei risultati ottenuti dal progetto trentino Neoboschi, promosso e coordinato dal Servizio Foreste e Fauna della Provincia di Trento tra il 2002 e il 2005, rinviando chi volesse approfondire alla lettura del relativo volume (Sitzia, 2009).

Se confrontiamo la figura di Sestini (1963), che raffigura il paesaggio alpino della metà del secolo scorso, con l'immagine che ne abbiamo oggi, le differenze sono sorprendenti. Ad un mosaico di colture cerealicole nella fascia collinare e montana si contrappongono oggi la frutticoltura intensiva e i rimboschimenti spontanei dei prati montani. Il fenomeno dell'avanzamento dei boschi e dell'inselvaticimento di vaste regioni rurali europee ha attirato l'attenzione dei media extraeuropei a partire dai primi anni 2000. A questo tema la testata americana Newsweek dedicò la copertina di luglio 2005 (Theil, 2005).

In Trentino, il tasso di espansione annuale del bosco è stato, dal 1973 al 1999, dello 0,1% rispetto alla superficie boschiva iniziale. Tuttavia, l'avanzamento dei boschi è un fenomeno ricorrente, assolutamente non nuovo. Ad esempio, dal 1852 al 1880 la superficie boschiva trentina è passata da 250.000 a 300.000 ha (Agnolotti 1998), un tasso molto superiore a quello osservato tra il 1973 e il 1999, conseguenza dell'emigrazione transoceanica e dell'abbandono delle terre meno fertili. Non sono nuovi nemmeno i cambiamenti climatici, che le popolazioni montane dedite all'agricoltura subirono a più riprese (Gorfer, 1988).

In ogni epoca, la successione dalle cenosi erbacee a quelle arboree transita attraverso diversi stadi che solitamente implicano, dapprima, l'incremento della copertura di piante erbacee perenni, quindi l'ingresso progressivo di piante legnose pioniere, cui fanno seguito quelle postpioniere. Semplificandone la complessità, questo processo si conclude con l'insediamento delle cosiddette specie legnose driadi, sciafile allo stadio giovanile. La permanenza prolungata delle piante legnose pioniere, specialmente di quelle arbustive, può rendere lungo il processo di affermazione delle specie arboree postpioniere. Di contro, l'ingresso rapido delle specie arboree postpioniere o driadi, possibile in determinate condizioni, può accelerarlo. Il cambiamento di composizione si accompagna, in assenza di interventi attivi, a mutamenti nel profilo del suolo e alla scomparsa, progressiva, degli elementi che caratterizzavano il paesaggio antropico, come le sistemazioni dei campi, i castagni da frutto e gli edifici non più utilizzati.

Nello studio dei boschi di neoformazione trentini, le unità campionarie sono state selezionate grazie ad un disegno di campionamento bifasico preceduto da una ricognizione di foto aree storiche riprese nel 1973. La probabilità che le unità fossero selezionate è stata po-

sta proporzionale al valore di una variabile ausiliaria ritenuta indicatrice della probabilità di espansione del bosco: la lunghezza dei margini tra bosco e altre coperture del suolo. Alla conclusione del processo di selezione, 291 unità campionarie rilevate a terra hanno formato il campione di boschi del quale sono stati misurati i caratteri generali.

L'andamento demografico in Trentino è in parte associato all'entità dell'espansione del bosco, ma non va dimenticato che a questo si accompagna l'effetto delle mutate proporzioni di impiegati nel settore primario. Inoltre, per comprendere le relazioni tra demografia e avanzamento del bosco, va anche osservata la proporzione di popolazione che oggi vive alle diverse fasce altitudinali, rispetto al passato. Si nota come la fascia altitudinale che ha visto la maggiore emigrazione sia stata quella compresa tra 400 e 1.000 m, verso le fasce di quota inferiori a 400 m.

L'attribuzione del tipo forestale è stata possibile per 265 unità campionarie. Come si osserva nella figura 17 i tipi di boschi più frequenti sono le peccete secondarie e i corilo-populeti, ma esiste un ampio gradiente di composizione.

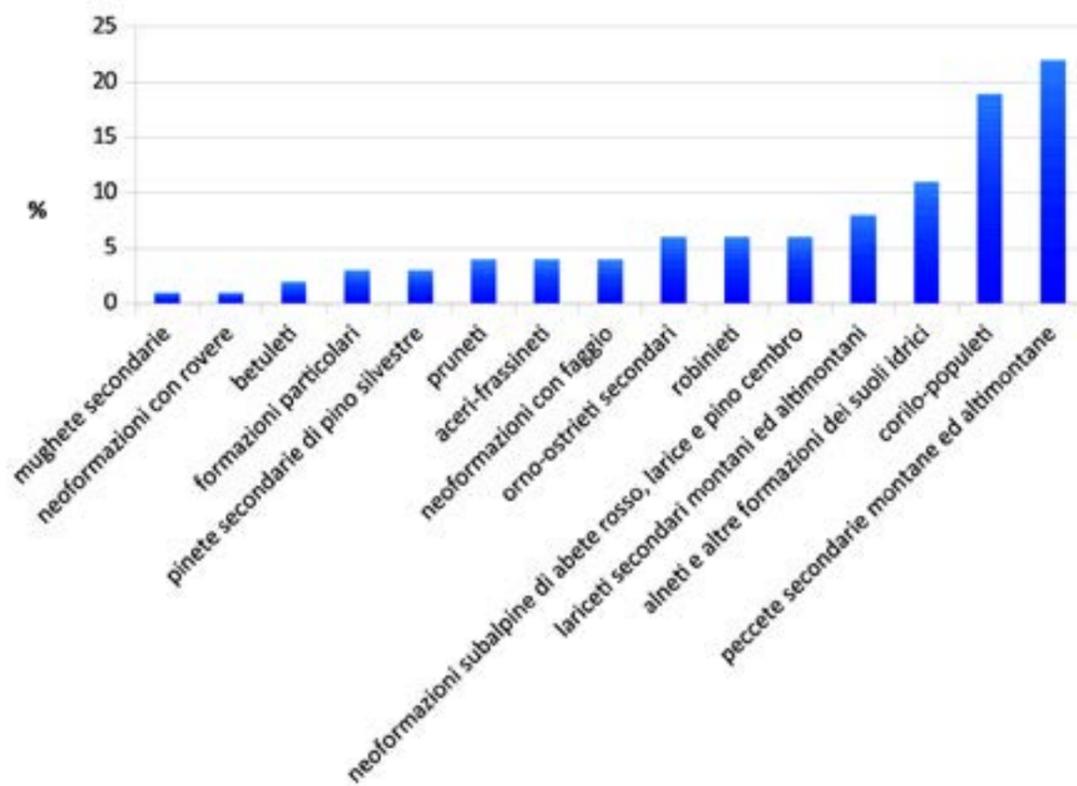


Figura 17. Frequenze dei tipi di boschi di neoformazione in Trentino (da Sitzia 2009, modif.).

Per ogni tipo forestale di neoformazione cui fossero state attribuite almeno sei unità campionarie, è stata predisposta una scheda sintetica. Essa riporta diverse informazioni. Ad esempio, viene riportata la modalità di ricolonizzazione distinta in frontale, per dispersione o per nucleazione. Sono riportati gli stadi evolutivi successivi e precedenti, la frequenza con la quale si manifestano valori identitari, come i muretti a secco, e la fisionomia della vegetazione circostante. I tempi della successione sono molto variabili. Sono necessari 50

anni dall'epoca di interruzione della coltura agricola per la formazione di un bosco di frassino maggiore su suoli secchi e circa 40 anni per la formazione di un bosco di frassino su suoli freschi (Bozon e Grossi 1993) (Figura 18), mentre bastano 15-20 anni per la formazione di un'alneta di ontano nero insediata su un prato umido (Falińska 1984). Tuttavia, serviranno molti anni ancora per ricostituire le strutture ecosistemiche che caratterizzavano i boschi prima della loro trasformazione antropica. Ciò implica l'impostazione di trattamenti che si discostano da quelli solitamente descritti nelle tipologie forestali. Il caso dei lariceti con uno strato dominato di nocciolo e latifoglie nobili è esemplificativo. Un altro caso interessante è quello dei boschi costituiti da ailanto, già presenti all'epoca del rilevamento.

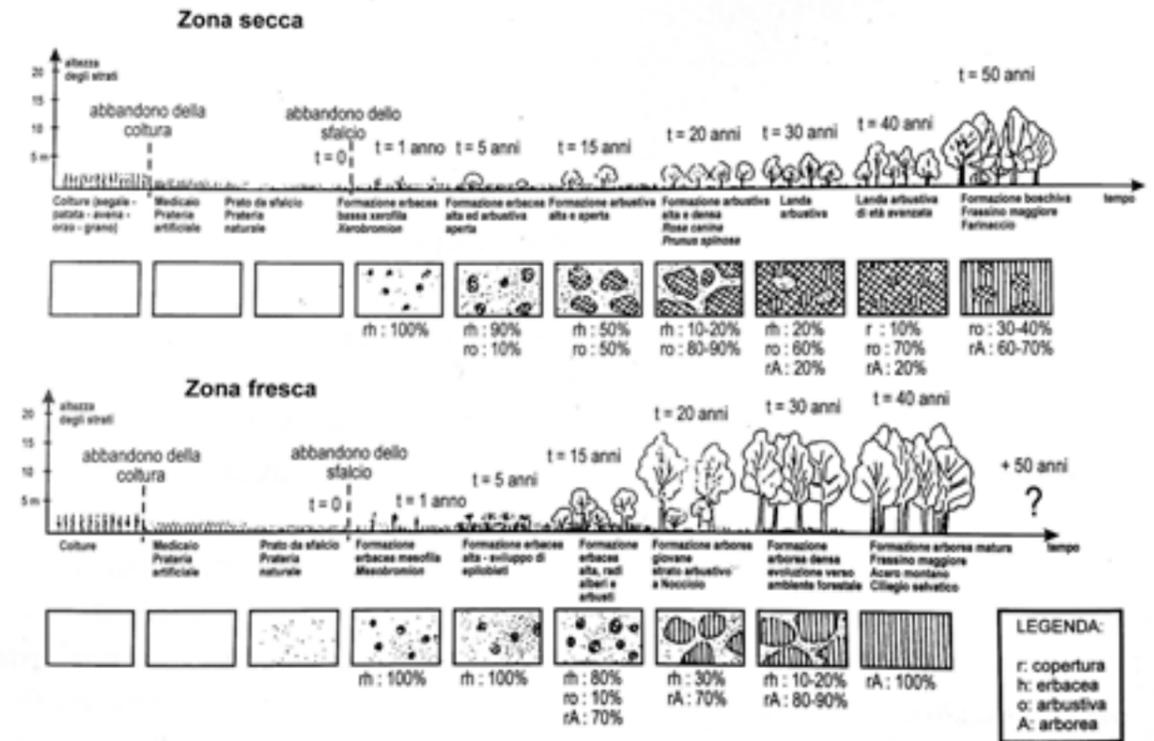


Figura 18 - Sequenza semplificata di successioni vegetali post-culturali cui partecipa il frassino maggiore (da Bozon e Grossi, 1993, modif. in Sitzia 2009).

Molte sono le specie il cui habitat potrebbe essere incrementato in qualità ed estensione con le tecniche dei cosiddetti "miglioramenti ambientali": la coturnice, l'aquila reale, il fagiano di monte, per citarne solo alcune, e molte specie di piante, in particolare le orchidee legate ai prati aridi e tutte le altre minacciate dall'avanzamento del bosco (Prosser, 2001).

A distanza di circa dieci anni dalla pubblicazione del volume, un nuovo volume edito dalla Provincia di Trento sottintende che gli interventi di miglioramento ambientale dovrebbero rientrare nell'attività ordinaria del selvicoltore, sia sotto il profilo della comprensione dei loro obiettivi, sia sotto il profilo della loro progettazione (Giovannini, 2017). Questo volume ci informa che dai primi anni Duemila il tasso di espansione dei boschi è quasi azzerato. Se è vero che questo è dovuto, da un lato, alla minore superficie disponibile all'imboschimento spontaneo, è anche vero che l'azione della Provincia ha favorito, dove fosse opportuno, il recupero delle superfici abbandonate (Fedel, 2017), e applicato trattamenti selvicolturali di-

versificati ai boschi di neoformazione.

Ciò dimostra che l'esperienza del progetto Neoboschi ha avuto successo nello stimolare l'interesse per i boschi di neoformazione e dargli di solide basi conoscitive. Per questo motivo sarebbe auspicabile intraprendere in altre regioni italiane studi analoghi. Questi non dovrebbero limitarsi alla trattazione dei metodi per la gestione dei boschi di neoformazione o per il recupero dei terreni abbandonati. Essi dovrebbero proporre una scala di priorità di ripristino e conservazione, in funzione dei servizi ecosistemici erogati da un lato dalle fitocenosi erbacee soggette ad abbandono colturale e, dall'altro, dalle fitocenosi forestali che sono coinvolte nelle relative successioni secondarie. Ciò fornirà strumenti per l'applicazione delle misure di conservazione dei siti Natura 2000 e delle altre aree protette ai sensi della Direttiva Habitat e delle prescrizioni d'uso dei beni paesaggistici previste dal D.Lgs. 42/2004, e dalle analoghe normative delle provincie e regioni a statuto speciale. Di concerto con queste norme, le tipologie dei boschi di neoformazione trovano applicazione anche ai sensi del D.Lgs. 34/2018 nella parte relativa alla disciplina della trasformazione del bosco.

Sintesi e conclusioni

In Italia le superfici forestali (bosco + altre terre boscate) coprono ormai circa il 40% (11,9 milioni di ettari) del territorio, in conseguenza alla progressiva espansione che negli ultimi tre decenni è avvenuta con un tasso medio annuo pari a circa 0.3% (v. § 3.1.1). Questa espansione si è realizzata in massima parte attraverso processi di ricolonizzazione naturale di preesistenti pascoli e coltivi, a formare quelli che vengono definiti "boschi di neoformazione". Sotto questo appellativo ricadono casi assai differenziati, con problemi e potenzialità notevolmente variegati: si passa da formazioni prevalentemente arbustive, come ad esempio la macchia in ambiente mediterraneo (v. § 3.5), a formazioni potenzialmente ad elevata produttività come gli acero-frassineti in ambiente prealpino (v. § 3.3). In ambiente appenninico si nota pure un innalzamento della *treeline* dovuto essenzialmente a ecotoni con pino nero e pino loricato (v. § 3.4).

Gli studi finalizzati a comprendere entità e caratteristiche di questo processo hanno portato alla consapevolezza del fatto che siamo arrivati a una tale rilevanza del fenomeno da rendere necessarie definizioni che consentano di catalogare la diversità esistente in modo da indirizzare le scelte gestionali possibili per queste formazioni. Lo stesso D.Lgs. 34/2018 (Testo unico in materia di foreste e filiere forestali) dedica al tema uno spazio specifico.

Il venir meno di quella gestione agricola e pastorale che, nei secoli passati, aveva modellato le diverse forme di uso del territorio ha determinato l'avanzamento del bosco; la consapevolezza di questo porta alla domanda successiva: come è possibile gestire queste nuove formazioni arboree?

Le opzioni spaziano dal lasciare piena azione all'evoluzione naturale, passando attraverso la gestione selvicolturale fino a interventi che ripristino il passato uso del territorio. Essendo fenomeni legati all'abbandono, come è possibile pensare di gestire attivamente (ad esempio, tramite il decespugliamento degli ex-pascoli ed ex-coltivi) ciò che è stato abbandonato senza aver prima analizzato se la ricostituzione del precedente uso del territorio possa essere mantenuta da attività tecnicamente, economicamente e socialmente sostenibili? D'altra parte, all'opposto, vi è il caso di quei territori dove la spinta ad aumentare le superfici coltivate, a esempio a vigneto od oliveto, spinge verso l'eliminazione dei boschi di neoformazione per un ritorno alla coltura agraria.

Un esempio interessante è la proposta (v. § 3.5) di orientare parte dei boschi di neoformazione dell'area mediterranea verso sistemi agroforestali, e più propriamente silvopastorali, dove il controllo del dinamismo delle specie arboree e arbustive consentirebbe di mantenere e valorizzare l'attività zootecnica mantenendo la componente arborea come rifugio (meriggio estivo) del bestiame e come fonte per la produzione di legna e/o altri prodotti non legnosi (frutti, manna) e mantenendo piccoli nuclei di arbusti utili alla fauna selvatica (a esempio, specie con frutti carnosi).

Volendo gestire selvicolturalmente i boschi di neoformazione si pongono poi altri problemi. Ad esempio: quale forma di governo, ceduo o fustaia? La dimensione della proprietà è tale da garantire una gestione economicamente sostenibile? In questo contesto è rappresentativo l'esempio degli acero-frassineti (v. § 3.3) per i quali è possibile una valorizzazione, nelle migliori condizioni di fertilità e struttura della proprietà, attraverso un governo a fustaia con precoci diradamenti selettivi attorno a un limitato numero di alberi con legno di pregio; nelle situazioni meno favorevoli, dove più evidente è la frammentazione fondiaria, l'applicazione del governo misto potrebbe risultare più accettabile dai piccoli proprietari, dove per governo misto si intende, diversamente dal governo a ceduo composto, la conduzione dei tagli della fustaia indipendente dal turno fissato per il ceduo la cui importanza è quindi subordinata alla fustaia: gli interventi colturali sono eseguiti nel momento in cui sono più efficaci sotto gli aspetti ecologico e economico e, per sfruttare congiunture favorevoli, il taglio degli alberi non è legato a una età prestabilita né per quest'ultima si fa riferimento a una struttura cronologica o dimensionale sia pure sommariamente definita.

Se da un lato c'è l'esigenza di definire cosa è un bosco di neoformazione e normare il possibile utilizzo (v. § 2), dall'altro c'è l'esigenza di definizioni che si possano adattare dinamicamente a un insieme variegato di situazioni senza fossilizzarsi su scelte esclusive ceduo/fustaia. A questo riguardo si segnala quanto previsto dalla Regione Piemonte che, oltre a definire una età minima oltre la quale le superficie abbandonate in fase di colonizzazione da parte di alberi e arbusti sono da considerare dei "boschi di neoformazione", fornisce specifiche indicazioni sulla forma di governo, mantenendo la possibilità di libera scelta della forma di governo (fino a 30 anni) e l'imposizione del governo a fustaia, al di là di questa soglia di età, per i boschi di neoformazione di aceri, frassino maggiore, faggio e querce (esclusa la roverella) e mantenendo per tutti gli altri tipi di bosco la possibilità di scelta libera della forma di governo. Interessante anche il lavoro realizzato in Trentino per la definizione di una tipologia dei boschi di neoformazione (v. § 3.7).

Un ulteriore elemento da tenere in considerazione nel valutare le diverse opzioni gestionali è dato da possibili avversità limitanti, come la diffusione di patogeni specifici (v. § 3.3.5) o il ripetersi di eventi estremi come il gelicidio. Per limitare l'effetto di questi fattori di disturbo può essere importante conservare una elevata diversità dendrologica cercando di mantenere nei popolamenti sia le specie principali che le specie sporadiche e applicare sistemi selvicolturali orientati alla differenziazione della produzione (legna da ardere e legname di maggior pregio).

Un caso a sé stante è rappresentato dalle specie arboree esotiche, quali ad esempio robinia ed ailanto (v. § 3.6), dove la prima può ormai essere considerata una specie naturalizzata con valore produttivo e che può essere gestita selvicolturalmente, al contrario della seconda che presenta caratteri di scarso interesse produttivo e di invasività tale da essere di difficile, se non impossibile, controllo.

Nella scelta della migliore opzione tecnica vanno considerati anche altri aspetti determinati dall'avanzamento del bosco, quali a esempio: (i) quello legato al paesaggio, che, sotto il punto di vista estetico ed ecologico, tende a evolversi verso la riduzione e semplificazione della diversità ecotonale; (ii) la riduzione della produzione foraggera a scala territoriale a cui talora non è associata una riduzione del carico del bestiame con conseguenti problemi di localizzato sovrappascolamento; (iii) quelle situazioni di abbandono in presenza di

sistemazione a terrazzamenti, dove governo a fustaia e progressivo invecchiamento dei soprassuoli possono portare a un appesantimento e al conseguente rischio di crollo (situazioni nelle quali più appropriata può essere la gestione a ceduo).

Alla luce di quanto esposto, la gestione dei boschi di neoformazione va concepita in modo sistemico, in linea con una moderna visione dell'ecologia, della selvicoltura e della pianificazione forestale e ambientale. All'uopo, questo documento ha cercato di sintetizzare, in un quadro propositivo omogeneo, sia le potenzialità e le interazioni dei possibili interventi gestionali sia i connessi elementi di criticità: sono forniti basi conoscitive e strumenti tecnici utili a prefigurare una strategia operativa basata sulla modulazione spazio-temporale dei possibili interventi, a scala di popolamento forestale e di paesaggio. L'auspicio è che quanto prodotto possa rappresentare un utile riferimento per i professionisti, i tecnici e i funzionari delle amministrazioni pubbliche con competenze e interessi nel settore forestale e ambientale, quale supporto operativo per le strategie da adottare nella gestione di questo particolare tipo di formazioni boschive.

Bibliografia

AGNOLETTI M., 1998 - **Segherie e foreste nel Trentino dal Medioevo ai giorni nostri.** Museo degli Usi e Costumi delle Genti Trentine, San Michele all'Adige, Trento.

AGNOLETTI M., 2007 - **The degradation of traditional landscape in a mountain area of Tuscany during the 19th and 20th centuries: implication for biodiversity and sustainable management.** *Forest Ecology and Management*, 249: 5-17.

ALBERTI G., LERONNI V., PIAZZI M., PETRELLA F., MAIROTA P., PERESSOTTI A., PIUSSI P., VALENTINI R., GRISTINA L., LA MANTIA T., NOVARA A., RÜHL J., 2011 - **Impact of woody encroachment on soil organic carbon and nitrogen in abandoned agricultural lands along a rainfall gradient in Italy.** *Regional Environmental Change*, 11: 917-924.

ALBERTI G., PERESSOTTI A., PIUSSI P., ZERBI G., 2008 - **Forest ecosystem Carbon accumulation during a secondary succession in the Eastern Prealps of Italy.** *Forestry*, 81:1-11.

ALBERTI G., BRUNETTI M., DANELON M., DE SIMON G., FLOREAN M., FRANCESCANTO N., MUZZOLINI V., PERGHER G., PIUSSI P., SBRIZZI N., CHIABÀ D., 2016. **Linee guida per la gestione selvicolturale di boschi misti di acero e frassino di origine secondaria: aspetti economici, selvicolturali e tecnologici.** Regione Autonoma Friuli Venezia-Giulia. Udine.

AMICI V., SANTI E., FILIBECK G., DIEKMANN M., GERI F., LANDI S., SCOPPOLA A., CHIARUCCI A., VETAAS O., 2013 - **Influence of secondary forest succession on plant diversity patterns in a Mediterranean landscape.** *Journal of Biogeography*, 40(12): 2335-2347.

ANDIVIA E., VILLAR-SALVADOR P., TOVAR L., RABASA S. AND REY BENAYAS J.M., 2017 - **Multiscale assessment of woody species recruitment in Mediterranean shrublands: facilitation and beyond.** *Journal of Vegetation Science*, 28(3): 639-648.

BADALAMENTI E., 2014 - **Le specie legnose**

alloctone invasive in Sicilia: caratterizzazione del fenomeno, strategie di colonizzazione e possibili strategie di contrasto. Tesi di Dottorato di Ricerca in "Sistemi Arborei Agrari e Forestali" XXIV Ciclo. Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università degli Studi di Palermo. Palermo.

BADALAMENTI E., BARONE E., PASTA S., SALA G., LA MANTIA T., 2012 - ***Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (fam. Simaroubaceae) in Sicilia e cenni storici sulla sua introduzione in Italia.** *Naturalista Siciliano*, 36: 117-164.

BADALAMENTI E., LA MANTIA T., 2013 - **Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems.** *iForest*, 6: 123-126.

BADALAMENTI E., GRISTINA L., LA MANTIA T., NOVARA A., PASTA S., LAUTERI M., FERNANDES P., CORREIA O., MÁGUAS C., 2014 - **Relationship between recruitment and mother plant vitality in the alien species *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don.** *Forest Ecology and Management*, 331: 237-244.

BADALAMENTI E., CIOLFI M., LAUTERI M., QUATRINI P., LA MANTIA T., 2018a - **Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the vegetative vigor of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle seedlings under sustained pot limitation.** *Forests*, 9: 409.

BADALAMENTI E., CUSIMANO D., LA MANTIA T., PASTA S., ROMANO S., TROIA A., ILARDI V., 2018b. **The ongoing naturalisation of *Eucalyptus* spp. in the Mediterranean Basin: new threats to native species and habitats.** *Australian Forestry*, 81: 239-249.

BADALAMENTI E., DA SILVEIRA BUENO R., CAMPO O., GALLO M., LA MELA VECA D.S., PASTA S., SALA G., LA MANTIA T., 2018c - **Pine stand density influences the regeneration of *Acacia saligna* Labill. H.L.Wendl. and native woody species in a Mediterranean coastal pine plantation.** *Forests*, 9: 359.

BATLLORI E., CAMARERO J. J., GUTIÉRREZ E. 2010 -

- Current regeneration patterns at the tree line in the Pyrenees indicate similar recruitment processes irrespective of the past disturbance regime.** *Journal of Biogeography*, 37: 1938-1950.
- BATZING W., PERLIK M., DEKLEVA M., 1996. **Urbanization and Depopulation in the Alps.** *Mountain Research and Development*, 16: 335-350.
- BERTI, S., BRUNETTI, M., RESCIC, L., 2002. **Caratteristiche fisico-meccaniche del legno di frassino oxifillo.** Regione Lombardia, Milano.
- BIANCHETTO E., BUSCEMI I., CORONA P., GIARDINA G., LA MANTIA T., PASTA S., 2015. - **Fitting the stocking rate with pastoral resources to manage and preserve Mediterranean forestlands: a case study.** *Sustainability*, 7: 7232-7244.
- BOZON N., GROSSI J. L., 1993 - **Processus d'enfrichement et successions végétales post-culturales en zone de montagne: approche pluridisciplinaire et pluriscalaire.** *Colloques Phytosociologiques*, 20: 175-188.
- BUENO R.S., 2018 - **The role of plant-animal and plant-plant interactions on vegetation dynamics and ecological restoration in a Mediterranean landscape.** Tesi di Dottorato. Dottorato in Scienze Agrarie, Forestali ed Ambientali (XXX Ciclo). Firenze.
- BURCH P. L., ZEDAKER S.M., 2003 - **Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover.** *Journal of Arboriculture*, 29: 18-24.
- CALL L.J., NILSEN E.T., 2005 - **Analysis of interactions between the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*).** *Plant Ecology*, 176: 275-285.
- CAMARRETTA N., CHIAVETTA U., PULETTI N., CORONA P., 2018 - **Quantitative changes of forest landscapes over the last century across Italy.** *Plant Biosystems*, 152: 1011-1019.
- CAMERANO P., CULLOTTA S., VARESE P., 2011 - **Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Tipi Forestali.** Assessorato Territorio e Ambiente, Regione Siciliana, Litograf Editor S.r.l., Perugia.
- CAMERANO P., GOTTERO F., TERZUOLO P.G., VARESE P., 2004 - **I tipi forestali del Piemonte.** Regione Piemonte, BLU Edizioni, Torino.
- CAMPAGNARO T., BRUNDU G., SITZIA T., 2018 - **Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions.** *Journal for Nature Conservation*, 43: 227-238.
- CARRER M., URBINATI C. 2001 - **Spatial analysis of structural and tree-ring related parameters in a timberline forest in the Italian Alps.** *Journal of Vegetation Science*, 12: 643-652.
- CIANCIO O., NOCENTINI S., 2004 - **Il bosco ceduo. Selvicoltura, assestamento, gestione.** Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- COLAONE M., PIUSSI P., 1975 - **Alcune osservazioni sul problema delle aree abbandonate in un settore delle Prealpi Carniche.** *Informatore Botanico Italiano*, 7: 187-192.
- COMMISSIONE EUROPEA, 2019 - **Implementing regulation: Updated list of invasive non-native species in the EU.** Commissione Europea, Bruxelles [online 18 marzo 2019] URL: https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/initiatives/ares-2019-1565888_it.
- CORONA P., CALVANI P., MUGNOZZA SCARASCIA G., POMPEI E., 2008 - **Modelling natural forest expansion on a landscape level by multinomial logistic regression.** *Plant Biosystems*, 142: 509-517.
- CORONA P., BARBATI A., FERRARI B., PORTOGHESI L., 2011 - **Pianificazione ecologica dei sistemi forestali.** Compagnia delle Foreste, Arezzo.
- CORONA P., PASTA S., GIARDINA G., LA MANTIA T., 2012 - **Assessing the biomass of shrubs typical of Mediterranean pre-forest communities.** *Plant Biosystems*, 146: 252-257.
- COSTA G., LA MANTIA T., 2005 - **Il ruolo della macchia mediterranea nello stoccaggio del carbonio atmosferico.** *Foresta@*, 2: 378-387.
- CRIVELLARO A., GIULIETTI V., BRUNETTI M., PELLERI F., 2013 - **European ash (*Fraxinus excelsior* L.) secondary woodlands in Italy: management systems and timber properties.** *Proceeding of the 4th International Scientific Conference on Hardwood Processing.* Firenze.
- CUTINI A., MATTIOLI W., ROGGERO F., FABBIO G., ROMANO R., QUATRINI V., CORONA P., 2018 - **Selvicoltura nei cedui italiani: le normative sono allineate alle attuali condizioni?** *Foresta@*, 15: 20-28.
- DEL FAVERO R., 2000 - **Biodiversità e indicatori nei tipi forestali del Veneto.** Regione Veneto, Venezia Mestre.
- DEL FAVERO R., PIVIDORI M., 2017 - **Selvicoltura per i beni culturali e prodromi di selvicoltura per l'urbanistica.** Compagnia delle Foreste, Arezzo.
- DEL FAVERO, R., 2004. **I boschi delle regioni alpine italiane.** CLEUP, Padova.
- DEL FAVERO, R., ABRAMO, E., ZANELLA, A., 1996. **La stima della qualità negli alberi in piedi, il caso del rovere e del frassino maggiore.** *Italia Forestale e Montana*, 48: 367-387.
- DEL FAVERO, R., BORTOLI, P., DREOSSI, G., LASEN, C., VANONE, G., 1998. **La vegetazione forestale e la selvicoltura nella regione Friuli Venezia-Giulia. Regione Autonoma Friuli Venezia-Giulia.** Direzione Regionale delle Foreste, Servizio Selvicoltura. Udine.
- DIBARI C., ARGENTI G., CATOLFI F., MORIONDO M., STAGLIANO N., BINDI M., 2015 - **Pastoral suitability driven by future climate change along the Apennines.** *Italian Journal of Agronomy*, 10: 109-116.
- DOBROWOLSKA, D., HEIN, S., OOSTERBAAN, A., WAGNER, S., CLARK, J., SKOVSGAARD, J.P., 2011. **A review of European ash (*Fraxinus excelsior* L.): implications for silviculture.** *Forestry*, 84: 133-148.
- ERKTAN A., CÉCILLON L., GRAF F., ROUMET C., LEGOUT C., REY F., 2016 - **Increase in soil aggregate stability along a Mediterranean successional gradient in severely eroded gully bed ecosystems: combined effects of soil, root traits and plant community characteristics.** *Plant and Soil*, 398(1-2): 121-137.
- FALIŃSKA K., 1984 - **Demografia roślin.** *Wiadomości Botaniczne*, 28: 105-130.
- FEDEL D., 2017 - **L'espansione del bosco sul pascolo.** In: *Paesaggi agro-forestali in Trentino. Tutela, ripristino e miglioramenti degli ambienti tradizionali* (a cura di Giovannini G.). Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna, Trento, pp. 146-148.
- FERRARIS P., TERZUOLO P.G., BRENTA P.P., PALENZONA M., 2000 - **La Robinia: indirizzi per la gestione e la valorizzazione.** Regione Piemonte, Blu Edizioni, Torino.
- FERRETTI F., GIULIETTI V., PELLERI F., 2010 - **Tavola di cubatura a doppia entrata ed a una entrata per gli aceri frassineti di neoformazione nella Comunità Montana Agno- Chiampo.** *Annali CRA - Centro Ric. Selv.*, 36: 59-66.
- FONTANA S., 1997. **Boschi di neoformazione: un caso nelle Prealpi venete.** *Sherwood - Foreste ed alberi oggi*, 23: 13-17.
- FRYER J.L., 2010 - ***Ailanthus altissima*.** In: "Fire Effects Information System" (a cura di U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory) www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/ailalt/all.html [03.08.18].
- GARBARINO M., LINGUA E., WEISBERG P.J., BOTTERO A., MELONI F., MOTTA R., 2013 - **Land-use history and topographic gradients as driving factors of subalpine *Larix decidua* forests.** *Landscape Ecology*, 28: 805-817.
- GARBARINO M., PIVIDORI M., 2006 - **Le dinamiche del paesaggio forestale: evoluzione temporale del bosco di neoformazione sui pascoli di Corte Pogallo - Parco nazionale della Val Grande (VB).** *Foresta@*, 3: 213-221.
- 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.
- GASPARINI, P., TABACCHI, G., 2011 - **L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC 2005. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati.** Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali; Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Edagricole-Il Sole 24 ore, Bologna.
- GENOVESI P., CARBONERAS C., VILÀ M., WALTON P., 2015 - **EU adopts innovative legislation on invasive species: a step towards a global response to biological invasions?** *Biological Invasions*, 17, 1307-1311.
- GIONGO S., LONGA C., DAL MASO E., MONTECCHIO L., MARESI G. 2017 - **Evaluating the impact of *Hymenoscyphus fraxineus* in Trentino (Alps, Northern Italy): first investigations.** *iForest*, 10: 871-878.
- GIORDANO, G., 1988. **Tecnologia del legno.** UTET, Torino.
- GIOVANNINI G. (a cura di), 2017 - **Paesaggi agro-forestali in Trentino.** Tutela, ripristino e miglioramenti degli ambienti tradizionali. Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna, Trento.
- GIULIETTI V., FERRETTI F., PELLERI F., 2008 - **Prove di diradamento in acero-frassineti di neoformazione nella Comunità Montana Agno-Chiampo (VI): risultati dopo il secondo intervento.** *Annali CRA-SEL*, 35: 87-100.
- GORFER A., 1988 - **L'uomo e la foresta per una storia dei paesaggi forestali-agrari della regione tridentina.** Manfrini Editori, Calliano, Trento.
- HARRIS P.T., CANNON G.H., SMITH N.E., MUTH N.Z., 2013 - **Assessment of plant community**

restoration following tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) control by *Verticillium albo-atrum*. *Biological Invasions*, 15: 1887-1893.

HARSCH, M.A., BADER, M.Y., 2011 - **Treeline form - a potential key to understanding treeline dynamics**. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 582-596.

HEISEY R.M., 1990 - **Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*)**. *Journal of Chemical Ecology*, 16: 2039-2055.

HOCHTL 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: 85-95.

HOFMANN A., CIBELLA R., BERTANI R., MIOZZO M., FANTONI I., LUPPI S., 2011 - **Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Sistema Informativo Forestale**. Assessorato Territorio e Ambiente Regione Siciliana, Litograf Editor S.r.l., Perugia, 208 pp.

HOLTMEIER F., BROLL G., 2005 - **Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales**. *Global Ecol Biogeogr*, 14: 395-410.

INFC, 2008 - **Le stime di superficie - Risultati per Macroaree e Province**. Gasparini P., Di Cosmo L., Gagliano C., Mattiuzzo G., Tabacchi G. *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. MiPAAF - Ispettorato Generale Corpo Forestale dello Stato, CRA-MPF, Trento.

KÖRNER C., 2012 - **Alpine treelines. Functional ecology of the global high elevation tree limits**. Springer, Basel.

KOWARIK I., SÄUMEL I., 2007 - **Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle**. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8: 207-237.

LA MANTIA T., 2009 - **La biodiversità delle formazioni naturali e seminaturali in Sicilia: cambiamenti e ipotesi di gestione**. *Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura*. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 199-204.

LA MANTIA T., BARBERA G., 2003 - **Evoluzione del settore agroforestale e cambiamenti del paesaggio in Sicilia**. In F. Lo Piccolo, F. Schilleci (a cura di), *A Sud di Brobdingnag*. L'identità dei luoghi: per uno sviluppo locale autosostenibile nella Sicilia occidentale, Franco Angeli, Roma, pp. 118-150.

LA MANTIA T., GRISTINA L., RIVALDO E., PASTA S., NOVARA A., RÜHL J., 2013 - **The effects of post-pasture woody plant colonization on soil and aboveground litter carbon and nitrogen along a bioclimatic transect**. *iForest*, 6: 238-246.

LA MANTIA T., ODDO G., RÜHL J., FURNARI G., SCALENGHE R., 2007 - **Variazione degli stock di carbonio in seguito ai processi di abbandono dei coltivi: il caso studio dell'isola di Pantelleria (Tp)**. *Foresta@*, 4: 102-109.

LA MANTIA T., RÜHL J., PASTA S., CAMPISI D., TERRAZZINO G., 2008 - **Structural analysis of woody species in Mediterranean old fields**. *Plant Biosystems*, 142: 462-471.

LASANTA T., NADAL-ROMERO E., ARNÀEZ 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.

LEONELLI G., PELFINI M., MORRA DI CELLA U., GARAVAGLIA V., 2011 - **Climate Warming and the Recent Treeline Shift in the European Alps: The Role of Geomorphological Factors in High-Altitude Sites**. *Ambio*, 40: 264-273.

LUCHI, N.; SANTINI, A.; CAPRETTI, P.; GHELARDINI, L.; MARESI, G., 2018 - **Il deperimento del frassino: la situazione in Italia**. Sherwood. *Foreste ed alberi oggi*, 235: 39-42.

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: 47-69.

MAETZKE F., 2005 - **Il problema del controllo delle specie forestali invasive: alcune osservazioni condotte su ailanto e robinia, alcune proposte**. In: "Foreste Ricerca Cultura: scritti in onore di Orazio Ciancio" (a cura di Corona P., Iovino F., Maetzke F., Menguzzato G., Nocentini S., Portoghesi L.). *Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Firenze, pp. 339-354.

MALANDRA F., VITALI A., URBINATI C., GARBARINO M., 2018 - **70 years of land use/land cover changes in the Apennines (Italy): a meta-analysis**. *Forests*, 9: 551.

MALTONI A., TANI A., MARIOTTI B., 2012 - **La gestione della robinia in Toscana: la gestione dei popolamenti, l'impiego in impianti specializzati, il controllo della diffusione**. Regione Toscana, Firenze.

MARCHETTI M., BERTANI R., CORONA P., VALENTINI R., 2012 - **Cambiamenti di copertura forestale**

e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia. *Forest@*, 9: 170-184.

MARIANO A., GASPARINI P., DE NATALE F., ROMANO R., AMMASSARI P., LIBERATI D., BALLIN M., VITULLO M., 2014 - **Global Forest Resources Assessment 2015**. Country Report. Italy. FAO, Rome.

MAYER J.B., PROSPERO S., 2018 - **Il deperimento del frassino**. Sherwood. *Foreste ed alberi oggi*, 234: 7-11.

MCGARIGAL K., CUSHMAN S.A., NEEL M.C., ENE E., 2002 - **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. [online 27 luglio 2018] URL: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

MELONI F., MOTTA R., BRANQUART E., SITZIA T., VACCHIANO G., 2016 - **Silvicultural strategies for introduced tree species in Northern Italy**. In: "Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges" (a cura di Krumm F. e Vítková L.). *European Forestry Institute*, Joensuu, Finlandia, pp. 176-189.

MONTEVERDI M.C., CASTALDI C., DUCCI F., CUTINO I., PROIETTI R., GASPARINI P., LA PORTA N., 2017 - **Italy**. In: *Non-native tree species for European forests: experiences, risks and opportunities*. COST Action FP1403 NNEXT Country Reports Joint Volume (3rd Edition). University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, pp. 198-219.

MOTTA R., MORALES M., NOLA P., 2006 - **Human land-use, forest dynamics and tree growth at the treeline in the Western Italian Alps**. *Annals of Forest Sciences*, 63: 739-747.

MOTTA R., NOLA P., BERRETTI R., 2009 - **The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties**. *Annals of Forest Sciences*, 66: 410.

MUNAFÒ M., MARINOSCI I., 2018 (a cura di) - **Territorio. Processi e trasformazioni in Italia**. ISPRA, Rapporti 296/2018. Roma.

NOVARA A., GRISTINA L., LA MANTIA T., RÜHL J., 2013 - **Carbon dynamics of soil organic matter in bulk soil and aggregate fraction during secondary succession in a Mediterranean environment**. *Geoderma*, 193-194: 213-221.

NOVARA A., GRISTINA L., SALA G., GALATI A., CRESCIMANNO M., CERDÀ A., BADALAMENTI E., LA MANTIA T., 2017 - **Agricultural land**

abandonment in Mediterranean environment provides ecosystem services via soil carbon sequestration. *Science of the Total Environment*, 576: 420-429.

NOVARA A., LA MANTIA T., RÜHL J., BADALUCCO L., KUZYAKOV Y., GRISTINA L., LAUDICINA V.A., 2014 - **Dynamics of soil organic carbon pools after agricultural abandonment**. *Geoderma*, 235-236.

NOVARA A., RÜHL J., LA MANTIA T., GRISTINA L., LA BELLA S., TUTTOLOMONDO T., 2015 - **Litter contribution to soil organic carbon in the processes of agriculture abandon**. *Solid Earth*, 6: 425-432.

ODASSO M., 2002 - **I tipi forestali del Trentino**. Catalogo, guida al riconoscimento, localizzazione e caratteristiche ecologico-vegetazionali. CEALp Report 25, Centro di Ecologia Alpina, Trento.

PACI M., BIANCHI L., TRAVAGLINI D., 2006 - **Landscape dynamics of the Barbiolla farm (Val d'Egola, province of Florence) in the second half of the 20th century**. *Proceedings of the Conference "Cultural heritage and sustainable management: the role of traditional knowledge"* (Parrotta J. Agnoletti M. and Johann E. eds.), 8-11 June 2006, Florence, Italy. Ministerial Conference of the Protection of Forests in Europe, Warszawa, vol 2, pp. 322-328.

PASTA S., LA MANTIA T., 2013 - **Plant species richness, biogeographic and conservation interest of the vascular flora of the satellite islands of Sicily: patterns, driving forces and threats**. In "Islands and plants: preservation and understanding of flora on Mediterranean islands", 2nd Botanical Conference in Menorca. *Proceedings and abstracts* (Cardona Pons E., Estaun Clariso I., Comas Casademont M., Fraga i Arguimbau P. (editors). *Consell Insular de Menorca*, Collecciò 20, pp. 201-238.

PELLERI F., FONTANA S., 2003 - **Primi interventi selvicolturali per la valorizzazione degli acero-frassineti di neoformazione realizzati nella Comunità Montana Agno-Chiampo (VI)**. Sherwood - Foreste ed Alberi Oggi, 91: 7-14.

PELLERI F., FERRETTI F., 2015 - **The relevance of secondary forest succession and their possible management**. *Il Congresso Internazionale di Selvicoltura*. Firenze.

PELLERI F., MILANDRI M., FERRETTI F., 2005 - **L'avanzamento del bosco nell'Appennino Tosco-Romagnolo: il caso di Premilcuore**. *Atti del IV Congresso Nazionale SISEF "Meridiani Forestali"*, Potenza 7-10 Ottobre 2003, pp. 135-140.

- PELLERI F., PIVIDORI M., GIULIETTI V., 2009 - **Cure culturali in acero-frassineti secondari in Italia settentrionale**. Atti III Congresso Nazionale di Selvicoltura, Taormina, 16-19 ottobre 2008, pp. 887-893.
- PERGL J., 2018 - **EU non-native organism risk assessment scheme. Name of organism: Ailanthus altissima**. European Commission, Brussels, Belgio <https://circabc.europa.eu/sd/a/c521c066-fce5-419e-905d-c3f7c86db0ea/Ailanthus%20altissima%20RA> (04.08.18).
- PIERMATTEI A., LINGUA E., URBINATI C., GARBARINO M., 2016 - **Pinus nigra anthropogenic treelines in the central Apennines show common pattern of tree recruitment**. Eur J Forest Res., 135: 1119-1130.
- PIERMATTEI A., RENZAGLIA F., URBINATI C., 2012 - **Recent expansion of Pinus nigra Arn. above the timberline in the central Apennines, Italy**. Ann For Sci, 69: 509-517.
- PIERMATTEI A., GARBARINO M., URBINATI C., 2014 - **Structural attributes, tree-ring growth and climate sensitivity of Pinus nigra Arn. at high altitude: common patterns of a possible treeline shift in the central Apennines (Italy)**. Dendrochronologia, 32: 210-219.
- PIUSSI P., 1994 - **Selvicoltura generale**. Utet, Torino.
- PIUSSI P., 2002 - **Rimboschimenti spontanei ed evoluzioni di post-coltura**. Monti e Boschi, 3/4: 31-37.
- PIUSSI P., 2005 - **L'abbandono dei terreni coltivati**. Multiverso - Università degli Studi di Udine, 1: 23-25.
- PIUSSI P., 2006 - **Close to nature forestry criteria and coppice management**. Nature-based forestry in central Europe: alternatives to industrial forestry and strict preservation. Edited by Jurij Diaci. Ljubljana, pp. 27-37.
- PIUSSI P., PETTENELLA D., 2000 - **Spontaneous afforestation of fallows in Italy**. NEWFOR-New forests for Europe: Afforestation at the turn of the Century. EFI Proceedings, 35: 151-163.
- PIUSSI P., SCHNEIDER A., 1985 - **Die obere Wald- und Baumgrenzen im Pfitschtal (Südtirol)**. Centralblatt für das gesmate Forstwesen, 102: 234-246.
- PIUSSI P., ALBERTI G., 2015 - **Selvicoltura generale: boschi, società e tecniche culturali**. Compagnia delle Foreste, Arezzo.
- PIVIDORI M., SORRENTINO A., 2000; **Analisi strutturale in popolamenti di neoformazione su terreni agricoli abbandonati**. In: Bucci G., Minotta G., Borghetti M. (a cura di) **Applicazione e prospettive per la ricerca forestale italiana**. SISEF Atti 2, Edizioni Avenue media, Bologna, pp. 27-34.
- POYATOS R., LATRON J., LLORENS P., 2003 - **Land use and land cover change after agricultural abandonment - the case of a Mediterranean mountain area (Catalan Pre-Pyrenees)**. Mountain Research and Development 23: 362-68.
- PROSSER F., 2001 - **Lista rossa della flora del Trentino: pteridofite e fanerogame**. Museo Civico di Rovereto, Rovereto.
- QUATRINI V., MATTIOLI W., ROMANO R., CORONA P., 2017 - **Caratteristiche produttive e gestione dei cedui in Italia**. L'Italia Forestale e Montana, 5: 273-313.
- RADTKE A., AMBRASS S., ZERBE S., TONON G., FONTANA V., AMMER C., 2013 - **Traditional coppice forest management drives the invasion of Ailanthus altissima and Robinia pseudoacacia into deciduous forests**. Forest Ecology and Management, 291: 308-317.
- RAVAZZI C., ACETI A., 2004 - **The timberline and treeline ecocline altitude during the Holocene Climatic Optimum in the Italian Alps and the Apennines**. In: Antonioli F., Vai G.B. (a cura di), Climex Maps Italy, Explanatory notes, pp. 21-22.
- REBBECK J., HUTCHINSON T., IVERSON L., YAUSSY D., FOX T., 2017 - **Distribution and demographics of Ailanthus altissima in an oak forest landscape managed with timber harvesting and prescribed fire**. Forest Ecology and Management, 401: 233-241.
- RIZZO M., GASPARINI P., 2011 - **Occurrence and distribution of alien species in the Italian forests**. Forestry Ideas, 17: 97-103.
- RUGGIERI M., 1976 - **I terreni abbandonati: nuova componente del paesaggio**. Boll. Soc. Geogr. Ital., 5: 441-464.
- RÜHL J., 2004 - **Analisi dei processi di rinaturalizzazione nei vigneti e cappereti abbandonati del paesaggio terrazzato di Pantelleria (Canale di Sicilia)**. Naturalista Siciliano 28: 1125-1146.
- RÜHL J., PASTA S., LA MANTIA T., 2005 - **Metodologia per lo studio delle successioni secondarie in ex coltivi terrazzati: il caso di studio delle terrazze di Pantelleria (Canale di Sicilia)**. Forest@, 2: 388-398.
- RUSSO M., 2014 - **Tecniche sostenibili per la messa a coltura di superfici agricole abbandonate: il caso di studio di un'azienda siciliana. Tesi di Laurea**. Università degli Studi di Palermo. Palermo.
- SÁDLO J., VÍTKOVÁ M., PERGL J., PYŠEK P., 2017 - **Towards site-specific management of invasive alien trees based on the assessment of their impacts: the case of Robinia pseudoacacia**. NeoBiota, 35: 1-34.
- SAIANO F., ODDO G., SCALENGHE R., LA MANTIA T., AJMONE-MARSAN F., 2013 - **DRIFTS Sensor: Soil Carbon Validation at Large Scale (Pantelleria, Italy)**. Sensors, 13: 5603-5613.
- SALBITANO F., 1987; **Vegetazione forestale ed insediamento del bosco in campi abbandonati in un settore delle Prealpi Giulie (Taipana-Udine)**. Gortania, 9: 83-144.
- SESTINI A., 1963 - **Il paesaggio**. Touring Club Italiano, Milano.
- SITZIA T., 2009 - **Ecologia e gestione dei boschi di neoformazione nel paesaggio del Trentino**. Provincia Autonoma di Trento - Servizio Foreste e Fauna, Trento.
- SITZIA T., CAMPAGNARO T., KOWARIK I., TRENTANOVI G., 2016 - **Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien**. Biological Invasions, 18: 1-7.
- SKOWRONEK S., TERWEI A., ZERBE S., MÖLDER I., ANNIGHÖFER P., KAWALETZ H., AMMER C., HEILMEIER H., 2014 - **Regeneration potential of floodplain forests under the influence of nonnative tree species: soil seed bank analysis in Northern Italy**. Restoration Ecology, 22: 22-30.
- SLADONJA B., SUŠEK M., GUILLERMIC J., 2015 - **Review on invasive tree of heaven (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle) conflicting values: assessment of its ecosystem services and potential biological threat**. Environmental Management, 56: 1009-1034.
- SUSMEL L., FAMIGLIETTI A., 1968 - **Condizioni ecologiche ed attitudini culturali dei Colli Euganei**. CEDAM, Padova.
- TABACCHI G., DE NATALE F., DI COSMO L., FLORIS A., GAGLIANO C., GASPARINI P., GENCHI L., SCRINZI G., TOSI V., 2007 - **Le stime di superficie 2005. Prima parte. Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio**. MiPAF - Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA - ISAFSA, Trento. <http://www.infec.it/species> (24.07.18).
- TERWEI A., ZERBE S., ZEILEIS A., ANNIGHÖFER P., KAWALETZ H., MÖLDER I., AMMER C., 2013 - **Which are the factors controlling tree seedling establishment in North Italian floodplain forests invaded by non-native tree species?** Forest Ecology and Management, 304: 192-203.
- TERZUOLO, P., BRENTA, P., CANAVESIO, A., 2014. **Il governo misto. Un sistema antico da adeguare**. Regione Piemonte, Settore Foreste.
- THEIL S., 2005 - **Into the woods**. Newsweek, 146 (1): 34-38.
- TORRE C., 2016-2017 - **Boschi di neoformazione in alta valle Aupa (Moggio udinese) Indagine sugli aspetti dendrometrici e dinamico-evolutivi**. Tesi di Laurea magistrale. Università degli Studi di Padova. Padova.
- TRENTANOVI G., VON DER LIPPE M., SITZIA T., ZIECHMANN U., KOWARIK I., CIERJACKS A., 2013 - **Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion**. Diversity and Distributions, 19: 738-48.
- UZIELLI, L., PETRUCCI, B., 1984. **Il legno di frassino: prove sperimentali sulle caratteristiche fisico-meccaniche e sull'influenza del "cuore nero"**. Monti e Boschi, 5: 43.
- VERARDO J., 2016-2017 - **Dinamiche evolutive di ricolonizzazione forestale al limite del bosco nelle Dolomiti Friulane**. Tesi di Laurea magistrale. Università degli Studi di Padova. Padova.
- VITALI A., CAMARERO J.J., GARBARINO M., PIERMATTEI A., URBINATI C., 2017 - **Deconstructing human-shaped treelines: Microsite topography and distance to seed source control Pinus nigra colonization of treeless areas in the Italian Apennines**. Forest Ecology and Management, 406: 37-45.
- VITALI A., URBINATI C., WEISBERG P.J., URZA, A.K., GARBARINO M., 2018 - **Effects of natural and anthropogenic drivers on land-cover change and treeline dynamics in the Apennines (Italy)**. Journal of Vegetation Science, 29: 189-199.
- VÍTKOVÁ M., JAROSLAV T., MÜLLEROVÁ J., 2015 - **Black locust. Successful invader of a wide range of soil conditions**. Science of the Total Environment, 505: 315-328.
- ZILIOU U., ANDRICH O., LASEN C., RAMANZIN M., 2004 - **Tratti essenziali della tipologia veneta dei pascoli di monte e dintorni**. Regione del Veneto, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Venezia.

