



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

**DOTTORATO DI RICERCA IN
GESTIONE SOSTENIBILE DELLE RISORSE AGRARIE E
FORESTALI**

CICLO XXVII

COORDINATORE Prof. Casini Leonardo

**CERVIDI E SISTEMI FORESTALI. ANALISI DELL'IMPATTO IN
DIVERSE FORME DI GESTIONE E PIANIFICAZIONE FORESTALE:
TRE CASI DI STUDIO NELL'APPENNINO SETTENTRIONALE**

Settore Scientifico Disciplinare AGR/05

Dottorando

Dott.ssa Fiorentini Silvia

Tutore

Prof.ssa Nocentini Susanna

Prof. Travaglini Davide

Coordinatore

Prof. Casini Leonardo

Anni 2012/2014

PREMESSA	5
1 ORIGINE DELLA “SOVRABBONDANZA”	9
1.1 <i>Da necessità di pochi a complessità per molti</i>	11
1.2 <i>Cause dell’espansione</i>	15
1.2.1 <i>In Europa</i>	16
1.2.2 <i>In Italia</i>	24
1.2.3 <i>In Toscana</i>	31
1.3 <i>Informazioni a livello Europeo</i>	32
1.3.1 <i>Cervidi e Gestione Forestale Sostenibile</i>	32
1.3.2 <i>Cervidi e Inventari Forestali Nazionali</i>	36
1.4 <i>Necessità di studio e di gestione</i>	41
2 ECOLOGIA DELL’INTERAZIONE	49
2.1 <i>Ruolo ecologico</i>	51
2.2 <i>Disturbo</i>	53
2.3 <i>I Cervidi come agenti di disturbo</i>	56
2.3.1 <i>Fattori di necessità e di scelta</i>	59
2.3.2 <i>Risposta e Adattamenti</i>	68
2.4 <i>Effetti diretti e indiretti</i>	75
2.4.1 <i>Comunità vegetale</i>	75
2.4.2 <i>Suolo</i>	79
2.4.3 <i>Comunità animali</i>	81
2.4.3.1 <i>Invertebrati</i>	82
2.4.3.2 <i>Uccelli</i>	83
2.4.3.3 <i>Piccoli mammiferi</i>	83
2.4.3.4 <i>Predatori</i>	84
2.5 <i>Relazioni fra densità animali e effetti ecologici</i>	86
2.6 <i>Ruolo della Selvicoltura</i>	90
2.7 <i>Altri disturbi e Cambiamenti climatici</i>	100
3 REVIEW BIBLIOGRAFICA SULLE INDAGINI SPERIMENTALI SUL RAPPORTO CERVIDI E BOSCO	105
3.1 <i>Premessa</i>	105
3.2 <i>Metodologia di ricerca bibliografica</i>	108
3.3 <i>Risultati</i>	111
3.3.1 <i>Quando e Dove</i>	111
3.3.2 <i>Scopi generali</i>	114
3.3.3 <i>Metodologie applicate</i>	115
3.3.4 <i>Durata e repliche</i>	116
3.3.5 <i>Variabili analizzate: componente vegetale</i>	117
3.3.6 <i>La componente animale</i>	123
3.3.7 <i>Impatti rilevati</i>	126
3.4 <i>Sintesi dei principali risultati delle ricerche</i>	129
3.4.1 <i>Relazioni densità impatto</i>	129
3.4.2 <i>Fattori abiotici</i>	136
3.4.3 <i>Diversità e abbondanza delle specie vegetali</i>	137
3.4.3.1 <i>Selettività</i>	137
3.4.3.2 <i>Dinamica temporale</i>	141
3.4.3.3 <i>Dinamica spaziale</i>	146
3.4.3.4 <i>Accrescimento</i>	147
3.4.4 <i>Presenza e vicinanza delle altre specie vegetali</i>	150
3.4.5 <i>Relazioni con altre componenti animali</i>	152
3.4.6 <i>Caratteri dei popolamenti forestali</i>	155
3.4.6.1 <i>Brucatura</i>	155
3.4.6.2 <i>Scortecciatura</i>	165

3.4.7	<i>Relazioni con fattori di mitigazione</i>	168
3.4.8	<i>Relazioni con fattori gestionali</i>	171
3.5	<i>Considerazioni conclusive</i>	173
4	ANALISI DELL'IMPATTO DEI CERVIDI SUI SISTEMI FORESTALI: TRE CASI DI STUDIO	179
4.1	<i>Bosco ceduo</i>	181
4.1.1	<i>Premessa</i>	181
4.1.2	<i>Materiali e metodi</i>	189
4.1.2.1	<i>Aree sperimentali</i>	189
4.1.2.1.1	<i>Caratteri morfologici, climatici e vegetazionali</i>	191
4.1.2.1.2	<i>Cervidi</i>	193
4.1.2.2	<i>Metodologia di rilievo e di analisi</i>	195
4.1.2.2.1	<i>Raccolta dati</i>	195
4.1.2.2.2	<i>Analisi dei dati</i>	200
4.1.3	<i>Risultati</i>	205
4.1.3.1	<i>Caratteri delle tagliate scelte per l'indagine</i>	205
4.1.3.2	<i>Impatti sulla rinnovazione agamica. Incidenza, Tipologia, Severità e Selettività</i>	209
4.1.3.2.1	<i>Boschi cedui nella prima fase di sviluppo</i>	209
4.1.3.2.2	<i>Boschi cedui adulti</i>	214
4.1.3.3	<i>Effetti dell'impatto sullo sviluppo in altezza</i>	216
4.1.3.4	<i>Relazioni tra sviluppo in altezza, variabili ambientali e densità animali</i>	219
4.1.4	<i>Discussione e Conclusioni</i>	224
4.2	<i>Fustaie di Abete bianco e boschi misti: rinnovazione naturale</i>	229
4.2.1	<i>Premessa</i>	229
4.2.2	<i>Materiali e metodi</i>	232
4.2.2.1	<i>Area di studio</i>	232
4.2.2.2	<i>Siti di monitoraggio</i>	235
4.2.2.3	<i>Metodologia di rilievo</i>	236
4.2.2.3.1	<i>Struttura del soprassuolo e dinamica della rinnovazione forestale</i>	236
4.2.2.3.2	<i>Aree di confronto</i>	237
4.2.2.4	<i>Elaborazione dei dati</i>	237
4.2.3	<i>Risultati</i>	238
4.2.3.1	<i>Caratteristiche dei soprassuoli</i>	238
4.2.3.2	<i>Aree di confronto</i>	252
4.2.3.3	<i>Impatti sulla rinnovazione</i>	258
4.2.4	<i>Discussione e conclusione</i>	259
4.3	<i>Fustaie di Abete bianco: rinnovazione artificiale</i>	263
4.3.1	<i>Premessa</i>	263
4.3.2	<i>Materiali e Metodi</i>	265
4.3.2.1	<i>Area di studio</i>	265
4.3.2.2	<i>Metodologia di rilievo</i>	269
4.3.2.3	<i>Analisi dei dati</i>	270
4.3.3	<i>Risultati</i>	271
4.3.4	<i>Discussione e conclusioni</i>	277
5	CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	281
6	ALLEGATO A	283
7	BIBLIOGRAFIA	293

RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro è stato realizzato nell'ambito del *Progetto di Ricerca GEFORUS – (Gestione forestale sostenibile e ungulati selvatici)* realizzato dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali, dal Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali dell'Università degli Studi di Firenze e da D.R.E.A.M. Italia per conto della Regione Toscana. A questi Enti, e ai partecipanti, va il mio ringraziamento per la possibilità che mi è stata data per realizzare questo lavoro.

Le pagine che seguiranno sono il risultato del continuo sostegno ricevuto da molte persone in questi tre anni. Primariamente ringrazio la Prof.ssa Susanna Nocentini per la Sua guida e costante fiducia che non mi ha mai fatto mancare. Ringrazio il Prof. Davide Travaglini per la disponibilità che mi ha dato. Un ringraziamento doveroso va a Francesco Paolo Piemontese, instancabile supporto e punto di riferimento, che ininterrottamente mi ha accompagnato in questo percorso e percorsi. Ringrazio il Dott. Luca Zammarchi per la Sua pazienza e per il Suo supporto. Al Dott. Guido Tellini Florenzano vanno i miei più sentiti ringraziamenti per il Suo aiuto fondamentale e insostituibile nell'analisi statistica realizzata nel primo caso di studio e per il Suo incoraggiamento. Ringrazio il Dott. V.Q.A. F/le Giovanni Quilghini per la disponibilità concessa ad accedere alle aree di studio all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna. Ringrazio il Primo Dir. Dott. Luigi Bartolozzi per il Suo interesse e le Sue indicazioni nel terzo caso di studio. Ringrazio inoltre il Dott. Lorenzo Faraoni e Niccolò Degl'innocenti per l'aiuto nei rilievi.

Un grazie di cuore a Chiara, per il suo affetto e per avermi sempre spronato a non abbattermi, e alle tante persone che mi sono state vicine in questi tre anni: Francesca, Maria, Patrizia, Anna Maria e Sabrina.

Infine, come l'evidenza che spesso può essere scontata, per la terza volta grazie a Flavio e ovviamente a Angela e Marino, senza i quali non sarei mai arrivata qui.

PREMESSA

Questo lavoro vuole apportare un contributo alla conoscenza e alla consapevolezza dell'impatto arrecato dalle specie di Cervidi sui sistemi forestali in ambiente appenninico. L'esigenza di questo studio nasce dall'acuirsi degli effetti ecologici, economici e sociali indotti dall'espansione numerica e di areale dei Cervidi. Unita a questa esigenza c'è la consapevolezza della non risolvibilità nel breve periodo dello squilibrio che si è creato per numerosi motivi (biologici, normativi, etici etc.) fra la gestione forestale e la presenza delle popolazioni di Cervidi.

Gli obiettivi della tesi sono: *a)* evidenziare le criticità e le prospettive scientifiche per la comprensione e la gestione delle interazioni fra Cervidi e sistemi forestali sulla base di un'analisi della letteratura scientifica a livello europeo; *b)* studiare con indagini in campo gli effetti di questa interazione in diverse situazioni forestali caratteristiche dell'ambiente Appenninico; *c)* analizzare, in particolare, l'impatto dei Cervidi sulla rinnovazione forestale, naturale e artificiale, e quali possono essere gli effetti sull'accrescimento, sulla struttura e sulla composizione dei soprassuoli.

L'analisi della letteratura scientifica ha teso a evidenziare le principali caratteristiche delle ricerche applicate per lo studio delle relazioni e degli impatti fra i Cervidi e i sistemi forestali. In questa fase sono state delineate le metodologie sperimentali applicate e le variabili e le caratteristiche maggiormente analizzate negli studi. Particolare attenzione è stata posta su quali sono le possibilità di rilievo e i metodi di campionamento utilizzabili nello studio integrato fra la componente forestale e le popolazioni di Cervidi.

La parte applicativa del lavoro è stata volta al rilievo della presenza e consistenza dell'impatto dei Cervidi sulla rinnovazione identificando tre casi di studio ritenuti rappresentativi delle principali forme di gestione forestale attuate nell'Appennino settentrionale. I casi identificati per lo studio rivestono una notevole importanza nella gestione forestale a livello sia economico sia di conservazione della biodiversità. Allo stesso tempo le forme gestionali analizzate sono particolarmente suscettibili all'impatto degli Ungulati selvatici per le caratteristiche delle specie forestali e per le caratteristiche ambientali che si creano a seguito della gestione. Nello specifico sono stati esaminati gli impatti dei

Cervidi in: 1) Boschi cedui di Castagno e cedui misti a prevalenza di specie quercine; 2) Boschi misti di Abete bianco e Faggio e Fustaie di Abete bianco non interessate da interventi selvicolturali negli ultimi decenni; 3) Fustaia di Abete bianco trattata a taglio a raso.

Nelle tre situazioni esaminate le domande di ricerca e gli obiettivi perseguiti sono stati rispettivamente i seguenti:

- a. La presenza e la persistenza del Cervo sono determinanti e decisive per l'attuazione della forma di governo del bosco ceduo? Se sì, il Cervo e il bosco ceduo possono coesistere? Per rispondere a queste due domande l'indagine ha mirato a valutare: *a)* gli effetti degli impatti dei Cervidi sulla rinnovazione agamica in boschi cedui in relazione alla presenza o assenza del Cervo, *b)* quali possono essere le conseguenze sullo sviluppo della rinnovazione agamica e *c)* la possibilità di applicare degli indici cinegetici per la valutazione del rapporto densità di Cervidi - impatto.
- b. Nei soprassuoli di Abete e Faggio lasciati alla libera evoluzione i Cervidi come condizionano le traiettorie? In che modo modificano la struttura attuale e futura dei soprassuoli? A queste domande si è cercato di rispondere osservando quale sia la dinamica evolutiva e compositiva della rinnovazione forestale nel medio periodo, in boschi misti di Abete bianco e Faggio e in Fustaie di Abete bianco, in funzione della presenza dei Cervidi;
- c. In una situazione ambientale di massima predisposizione all'impatto da parte dei Cervidi, quale quella che si crea a seguito del taglio raso e rinnovazione artificiale posticipata in abetine pure, quali sono gli impatti rilevabili? E' possibile mitigarli o ridurli senza ricorrere alla realizzazione di recinzioni? Gli obiettivi selvicolturali e gestionali sono raggiungibili con la presenza di questi animali? La risposta a queste domande è stata ricercata caratterizzando gli impatti sulla rinnovazione artificiale di Abete bianco impiantata a piccoli gruppi a seguito di un taglio a raso.

Il lavoro di tesi è strutturato in quattro capitoli. Nei primi due capitoli è riportato lo stato dell'arte. Il Capitolo 1 vuole inquadrare i fattori storici e sociali che hanno determinato l'insorgere della "questione Cervidi" in Europa. Sempre in questo capitolo sono analizzate le principali informazioni sull'entità dell'impatto

dei Cervidi sui sistemi forestali, con riferimento alle informazioni reperibili dagli Inventari Forestali Nazionali dei diversi Paesi Europei e ai criteri della Gestione Forestale Sostenibile. Alla fine del capitolo sono sintetizzate le principali criticità nella realizzazione di politiche di monitoraggio e gestione.

Il Capitolo 2 è invece dedicato alla descrizione del ruolo ecologico dei Cervidi e di come questo viene caratterizzato nella letteratura scientifica. Qui sono sintetizzati i principali meccanismi che guidano il comportamento alimentare dei Cervidi, con particolare riferimento ai sistemi forestali. Vengono anche brevemente esposti i meccanismi d'interazione fra piante e erbivori e le conseguenze sulle comunità biotiche vegetali e animali. Sempre in questo Capitolo è indicato qual è il ruolo della selvicoltura e di alcune forme di governo nella genesi dell'impatto. Infine, sono brevemente considerati gli effetti dei Cervidi sulla vegetazione nell'interazione con altri tipi di disturbo e con i cambiamenti climatici.

Nel Capitolo 3 è riportato il risultato di una *review* bibliografica che ha messo in evidenza le principali metodologie di rilievo e le variabili utilizzate nella ricerca a livello Europeo. In questo Capitolo sono inoltre delineate le prospettive di ricerca con particolare riferimento all'ambiente Appenninico e sono proposti alcuni approcci operativi utili per implementare le metodologie di rilevamento nei sistemi di monitoraggio al fine di approfondire le conoscenze sul rapporto Cervidi-foresta necessarie per la pianificazione di concrete strategie di controllo e prevenzione.

La parte sperimentale della tesi è riportata nel Capitolo 4, dove sono illustrate le tre situazioni ambientali esaminate. Per ogni caso di studio si riporta una breve premessa e sono riproposti gli obiettivi del lavoro specifico a cui segue la descrizione dell'area di studio analizzata, la metodologia di rilievo e di elaborazione dei dati, i risultati ottenuti e le conclusioni che si possono trarre dalle esperienze condotte.

Infine nel Capitolo 5, sono riportate le considerazioni conclusive sulle criticità riscontrate nelle forme di governo analizzate e quali possono essere le prospettive future sia nell'evoluzione dei casi analizzati sia nella loro gestione.

1 ORIGINE DELLA “SOVRABBONDANZA”

Conservare e tutelare sistemi e fenomeni ambientali in continuo cambiamento (NOCENTINI, 2014) è l’assioma e la sfida che attualmente ci troviamo ad affrontare nella gestione delle risorse naturali presenti sul nostro Pianeta. Gestire le risorse naturali, utilizzandole secondo il principio della sostenibilità, è il traguardo intrapreso a partire dal 1987 con il Rapporto Brundtland. La conservazione e il mantenimento di queste risorse, utilizzandole con tassi e modalità tali da limitarne il depauperamento favorendone contemporaneamente la conservazione e la possibilità di utilizzo per le generazioni future è la base della gestione forestale sostenibile definita e sancita a livello internazionale a partire dalla Conferenza di Rio del 1992 e dalle successive Conferenze interministeriali di Strasburgo, Helsinki e Lisbona (FOREST EUROPE *et al.*, 2011; PETTENELLA *et al.*, 2000).

Il raggiungimento di una sostenibilità ambientale non si basa solo sulla definizione delle forme, delle modalità e del tasso di utilizzo delle risorse naturali, ma anche su quali sono gli effetti su *“l’asse portante della stabilità e della complessità degli ecosistemi che nel tempo stesso è portatrice di interessi a livello economico e sociale”* ovvero la biodiversità (NOCENTINI, 2014). Infatti, parallelamente e sinergicamente ai processi internazionali di definizione e di implementazione dei principi, criteri e indicatori della gestione forestale sostenibile dal 1992, con la Convenzione sulla Diversità Biologica, si inserisce la tutela della biodiversità. Sebbene siano molteplici le definizioni attribuite alla biodiversità (NOCENTINI, 2014) i complessi valori biologici, ecologici, economici e sociali che ne derivano sono la base fondamentale e funzionale per i processi vitali presenti nel nostro Pianeta e per il benessere dell’umanità (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Secondo il MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) per biodiversità si intende *“la variabilità fra gli organismi viventi di tutte le origini degli ecosistemi terrestri, marini e altri ecosistemi acquatici e i complessi ecologici di cui fanno parte, includendo quindi una diversità entro le specie, fra le specie e degli ecosistemi”*. La complessa struttura e dimensione della biodiversità è quindi soggetta a costanti cambiamenti diretti e indiretti provocati principalmente

dall'azione umana. La conservazione della biodiversità e degli ecosistemi avviene in un sistema ambientale nel quale, secondo LEIBUNDGUT già nel 1962, “*si manifestano evoluzioni così rapide e di tale intensità in tutto il nostro spazio vitale, quali mai prima si erano verificate durante epoche intere*”. Secondo il MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) l'azione dell'uomo ha indotto cambiamenti all'interno degli ecosistemi negli ultimi 50 anni con una velocità e diffusione che non sono mai state raggiunte nel corso della storia. In questo contesto di rapido e costante mutamento, dove cambiamenti avvenuti nel passato hanno effetti riscontrabili solo successivamente, emerge la necessità di capire cosa sia avvenuto, per spiegare quello che sta avvenendo e cercare di mitigare gli effetti sul futuro. La conservazione della biodiversità, e quindi della sostenibilità e del benessere derivante dai cosiddetti “servizi ecosistemici” forniti, non può avvenire senza queste conoscenze.

Questa necessità è particolarmente sentita per quelli che sono fra i sistemi più complessi e funzionali alla vita sul nostro pianeta: i sistemi forestali (FOREST EUROPE *et al.*, 2011). La lunga storia evolutiva e di utilizzazione ha portato al XXI secolo sistemi forestali “*perennemente in bilico fra espansione e abbandono*” (NOCENTINI, 2014) ridotti in molti casi di un utilizzo che ne ha ridotto la complessità strutturale, compositiva e funzionale. La diminuzione di queste caratteristiche ha reso i sistemi forestali suscettibili alle molteplici forze ambientali che ne possono condizionare lo stato di salute e la funzionalità e meno adattabili agli scenari di cambiamento futuri. Per lungo tempo inoltre lo studio e la gestione dei boschi sono stati realizzati in modo settoriale senza considerare come parte integrante gli animali selvatici (CARRADORE *et al.*, 2014). Anzi, in Italia, per lungo tempo vi è stata una forte contrapposizione fra il settore forestale e l'attività pastorale. MEMOLI (2003) ricorda come “*PATRONE (1956), pur non considerando il bosco e il pascolo in conflitto, ne consigliava la separazione in quanto, solo in pochi casi, potevano coesistere in modo armonico*”. Non solo il settore forestale per lungo tempo ha ignorato la presenza degli animali all'interno dei boschi, o valutati solo come un abbellimento, ma anche la stessa gestione degli animali, domestici o selvatici, ha spesso realizzato azioni senza considerare il bosco. La lunga settorialità e un approccio “*semplificistico, monodisciplinare e lineare*”

(CARRADORE *et al.*, 2014) hanno portato a non sviluppare una prospettiva comune.

Solo negli ultimi decenni, visto l'aumento delle popolazioni di Cervidi che è diventato uno degli *stress* più diffusi sulla vegetazione e sulla funzionalità degli ecosistemi temperati (TANENTZAP *et al.*, 2013, 2012a), e il cambiamento culturale e scientifico nel mondo forestale, sono state avviate politiche di valutazione integrata delle due componenti (CARRADORE *et al.*, 2014). Come scrivono BUSSOTTI *et al.* (2014) lo studio e il monitoraggio delle condizioni dei soprassuoli e dei disturbi che ne condizionano lo sviluppo e la vitalità si sono sviluppati nel tempo, assecondando le modificazioni dei fattori ambientali e la percezione del mondo scientifico e dell'opinione pubblica. Grazie però a questa evoluzione di percezione possono essere implementati sistemi informativi sulle condizioni di salute dei sistemi forestali. L'aumento delle informazioni e della loro condivisione può consentire di attenuare i conflitti tra le parti sociali interessate alla gestione delle risorse (PETTENELLA *et al.*, 2000; WULFF, 2011).

La non sincronia storica della gestione forestale e della gestione faunistica, ha portato ad oggi la necessità di mutare profondamente l'approccio gestionale e pianificatorio, che deve confrontarsi con una società sempre più attenta e informata. Questa prospettiva deve essere realizzata in una situazione dove si ha, per motivi storici, sociali e culturali, una *“percezione di una realtà faunistica che esce dalla memoria storica e che raramente segue un approccio olistico e razionale: di volta in volta, in dipendenza degli interlocutori e degli interessi immediatamente coinvolti, gli Ungulati sono visti come una risorsa, estetica o economica, o come fonte di problemi derivanti dall'impatto che la loro presenza determina sull'agricoltura, i boschi e la sicurezza stradale”* (TOSO, 2013).

1.1 DA NECESSITÀ DI POCHI A COMPLESSITÀ PER MOLTI

La percezione del ruolo degli Ungulati selvatici all'interno dei sistemi forestali è profondamente mutata durante il secolo scorso (CARRADORE *et al.*, 2014; COTÈ *et al.*, 2004), sebbene da tempo immemore la presenza di questi animali abbia condizionato il rapporto fra l'uomo e l'uso delle foreste. DI BÈRENGER (1863), nella sua opera *Studii di Archeologia Forestale* ristampata nel

1965, illustra come il rapporto fra l'uomo e gli animali selvatici sia alla base delle modificazioni indotte da tempi antichissimi. Egli riporta come inizialmente “... *lo stesso bisogno della conservazione individuale, che insegnò ai bruti di cercar asilo nelle latebre dei monti, delle foreste e degli antri, ispirò l'uomo quello di dominarli: le selve fino dalla creazione del mondo furono sede principale di quel teatro di guerra ai più innocenti animali, che s'intitola venagione, ossia caccia*”. L'Autore continua ponendo l'accento sull'uso di questi animali selvatici da parte dell'uomo per sopperire ai fabbisogni primari “... *dapprima costretto a muoverla contro animali feroci ... dappoi a rinnovarla per bisogno di cibarne le carni, e valersi delle spoglie loro per ricoprirsì d'onde ...*” fino alla concezione ludica ed elitaria che “... *mano mano fu indotto a farsi occupazione utile, del pari che dilettevole, la brama di godere il trionfo dell'intelligenza unita alla forza sopra la brutalità e la destrezza dei soli istinti animali ...*”. L'Autore sintetizza quindi tre fasi che hanno caratterizzato la storia del rapporto fra l'uomo e gli animali, e dell'uso delle foreste, descrivendone una prima fase devastatrice “... *sostenute dall'uomo a solo scopo di estermine le fiere lo costringevano anche ad incendiare le primeve ampie e tenebrose foreste in cui s'ascondevano*”. La seconda fu conservatrice, “*in quanto fece vedere nei boschi superstiti altrettanti serbatoi di viventi utili al civile consorzio ... di foreste gelosamente custodite per servire all'esercizio della caccia dei principi ...*”. La terza finalmente fu riproduttrice, “*dappoichè la caccia, essendo venuta passione dominante, e privilegio esclusivo dei ricchi e potenti, fece che si moltiplicassero i boschi per soddisfarla ...*”. Non solo DI BÈRENGER (1863) ma anche PERCO (2009) illustra come il valore simbolico e di utilizzo di questi animali abbia guidato l'uomo attraverso il loro inseguimento “*alla fondazione di nuovi stati nonché alla scoperta di territori*”.

Dalla modificazione dell'ambiente, al sostentamento primario dato dalla costante ricerca di un'alimentazione proteica, alla quale si affianca il lungo processo di domesticazione di altre specie animali, i Cervidi e gli Ungulati selvatici sono stati il simbolo, durante tutto il Medioevo, della gerarchia sociale umana. Il profondo connubio presente fra la caccia e la definizione delle classi sociali è noto e testimoniato ad esempio nelle araldiche delle famiglie nobili, dove frequentemente si possono ammirare disegni ispirati alla “selvaggina nobile”

soprattutto con il trofeo del Cervo. Il rovescio della medaglia è stato che nei territori non saldamente controllati, la fame e lo spirito di rivalsa delle popolazioni, hanno contribuito all'assenza di queste specie. Al forte carattere elitario che ne ha connotato la gestione diretta, queste specie hanno risentito del progressivo aumento dell'uso dell'ambiente per le attività agricole e pastorali e allo sviluppo tecnologico delle armi (Tab. 1). Questi fattori hanno contribuito nel tempo a portare sull'orlo dell'estinzione queste specie soprattutto alla fine del XIX secolo, definito anche il secolo buio degli Ungulati.

La fase attuale del rapporto fra l'uomo e gli animali selvatici è il risultato di un notevole cambiamento della percezione di questi animali che, rispetto al passato, non è più legato a pochi individui ma vede coinvolti numerosi portatori d'interesse. Nel corso del ventesimo secolo le *fasi di conservazione* e di *riproduzione*, secondo la definizione di DI BERENGER (1863), sono state realizzate in tempi molto più rapidi e fattivi, motivate non più dagli interessi di pochi che detenevano il diritto di venagione, ma da ragioni prima di conservazione delle specie e in seguito per sopperire a una domanda maggiore per l'estensione del diritto di caccia, soprattutto durante il ventennio fascista (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003). Assecondando queste fasi anche la comunità scientifica ha mutato profondamente l'approccio e gli obiettivi delle ricerche su questi animali (COTÈ *et al.*, 2004). Nella prima parte del ventesimo secolo il popolamento animale, decimato nei secoli precedenti soprattutto per la persecuzione diretta e la riduzione degli ambienti vitali, è stato al centro di politiche di tutela e conservazione in molti Paesi. Memorie di questa fase conservatrice sono le istituzioni in Italia nel 1922 del Parco Nazionale del Gran Paradiso per la conservazione dello Stambecco (*Capra ibex*) e del Parco Nazionale d'Abruzzo per tutelare il Camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*). Anche a livello Europeo molte aree protette, istituite all'inizio del primo dopoguerra, sono state centri di tutela e recupero di specie ormai estinte come il Bisonte e dove tuttora è presente il popolamento faunistico relitto europeo, come la Foresta di *Białowieża*, sito UNESCO classificato come Patrimonio dell'umanità e Riserva della biosfera. In questa fase grande impulso è stato dato dal maggiore studio da parte degli ecologi sull'ecologia delle specie e delle caratteristiche ambientali più idonee per la vitalità delle popolazioni (COTÈ *et al.*, 2004). Questa fase, almeno in Europa,

con l'avvento della Seconda Guerra Mondiale vede una riduzione dell'interesse e le specie sono nuovamente minacciate per l'attività di bracconaggio, molto elevata in questo momento storico (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003).

Tabella 1 - Cambiamenti storici, sociali e territoriali che hanno influito sulle specie ungulate in Italia (da CASANOVA *et al.*, 1993; CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003; CARNEVALI *et al.*, 2007).

Periodo	Fattori sociali e ambientali	Specie animali
1500-1750	Aumento della popolazione (10 milioni di abitanti in Italia nel 1500). Scoperta di nuovi territori e fonti alimentari. Forte sviluppo dell'agricoltura e della zootecnia con conseguenti disboscamenti.	Progressiva estinzione dello Stambecco sulle Alpi orientali. Prime estinzioni locali del Cervo. Diminuzione numerica e di areale del Capriolo.
1750-1810	Popolazione di 15,5 milioni di abitanti nel 1750. Forti opere di disboscamento di cui si avvalgono la zootecnia e l'agricoltura. Progressivo aumento dello sviluppo tecnologico delle armi da fuoco	Progressiva estinzione del Cervo e del Capriolo
1810-1920	Aumento della zootecnia, forte impatto della caccia per l'auto sussistenza. Eradicazione dei predatori.	Progressive estinzioni locali del Capriolo e del Camoscio. Forte eradicazione del cinghiale. Estinzione quasi generalizzata del Cervo. La protezione di queste specie è legata a lembi di superfici forestali
1920-1945	Ultimo periodo di massimo sviluppo della zootecnia. Attività venatoria per l'auto sussistenza e Autarchia del sistema agricolo. Disboscamenti e semplificazione dei sistemi forestali.	Estinzione del Capriolo e del Cervo. Popolazioni presenti in siti ristretti. Salvataggio dello Stambecco con la creazione della Riserva Reale di Caccia del Gran Paradiso. Forte riduzione del Camoscio.
1945-1970	Crisi economica dell'agricoltura e della zootecnia nelle aree montane. Esodo rurale. Progressivo aumento della superficie forestale. Cambiamento dell'attività venatoria (da auto sussistenza a attività ricreativa).	Recupero numerico e di areale del Capriolo, Cervo e Cinghiale
1970-1990	Nascita dei movimenti protezionisti. Aumento numero dei cacciatori. Espansione delle superfici forestali.	Aumento delle popolazioni di Camoscio, del Cervo e del Capriolo sull'arco alpino. Re-introduzioni dello Stambecco e introduzioni del Muflone.
1990-Oggi	Diminuzione del numero di cacciatori. Diversa percezione del ruolo ecologico degli Ungulati.	Ritorno spontaneo o favorito dall'uomo dei Predatori. Costante espansione delle diverse specie di Ungulati.

E' quindi dal secondo dopoguerra che le *fasi di conservazione* e di *riproduzione* vedono una nuova spinta. Vengono, infatti, da questo momento realizzate numerose introduzioni e reintroduzioni in molte aree con diverse intenzioni gestionali. L'accresciuta conoscenza dell'ecologia delle specie selvatiche, e della loro necessità di avere a disposizione aree di elevata estensione, le ha rese in alcuni casi indicatori ecologici, o *flagship species*, utilizzate per la delineazione di comprensori forestali da sottoporre a tutela, con lo scopo di

abbracciare il massimo spettro di biodiversità presente (CARRADORE *et al.*, 2014; GORDON *et al.*, 2004, HANLEY, 1996). A questo si aggiunge l'interesse nel recupero di molte specie e popolazioni (BRUGNOLI, 2006; CASANOVA *et al.*, 2005a, 1982; NICOLOSO *et al.*, 2007) grazie anche all'istituzione delle aree protette. Inoltre grande impulso in questa fase è stato dato dal bisogno di sopperire alla domanda, da parte del mondo venatorio, di poter avere questo tipo di selvaggina disponibile, soprattutto con l'istituzione di Aziende e Istituti dedicati alla loro riproduzione (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003).

1.2 CAUSE DELL'ESPANSIONE

L'attuale espansione di questi animali interessa la gran parte dell'emisfero settentrionale (COTÈ *et al.*, 2004, ROONEY, 2001) e, secondo alcuni Autori, le densità raggiunte durante la fine del XX secolo non sono mai state così elevate (BRADSHAW *et al.*, 2003; FULLER e GILL, 2001; GORDON *et al.*, 2004; KUIJPER, 2011; SENN e SUTER, 2003). L'espansione numerica e di areale ha interessato diverse aree geografiche: Nord America (ROONEY, 2001), Europa (APOLLONIO *et al.*, 2010a; PUTMAN *et al.*, 2011), Giappone (TAKATSUKI, 2009) e anche Paesi dell'Emisfero australe come la Nuova Zelanda (TANENTZAP *et al.*, 2011). Le origini di questa espansione, seppur collocata in diversi momenti storici all'interno del secolo scorso, sembrano essere comuni ai diversi Paesi, e comprendono fattori sociali, ambientali e gestionali.

FULLER e GILL (2001) definiscono sei fattori socio-ambientali generali che nel corso del tempo hanno migliorato il substrato di crescita, limitando contemporaneamente la forza e l'effetto dei fattori limitanti l'accrescimento delle popolazioni. Favorite dalle molteplici operazioni d'introduzione e reintroduzione, le cause dell'espansione proposte dagli Autori sono le seguenti:

- 1) L'aumento delle superfici forestali attraverso la realizzazione di imboschimenti e rimboschimenti e l'abbandono delle aree marginali;
- 2) Cambiamenti nelle pratiche agricole e nella tipologia di colture che hanno aumentato le risorse pabulari nel periodo invernale per le popolazioni;
- 3) Drastica riduzione dell'attività zootecnica estensiva e della gestione brada del bestiame domestico soprattutto in bosco, diminuendo quindi i fattori

competitivi e migliorando le condizioni di copertura per gli animali selvatici;

- 4) Il cambiamento della regolamentazione e del controllo dell'attività venatoria. Sia attraverso la diminuzione degli spazi dove l'attività venatoria era permessa sia per l'attitudine da parte dei cacciatori di cacciare il maschio e non la femmina per il trofeo.
- 5) Il progressivo miglioramento delle condizioni climatiche che nel corso degli ultimi 200 anni ha favorito le specie e le popolazioni selvatiche, soprattutto nei territori di elevate altitudini e latitudini.
- 6) La virtuale estinzione dei predatori naturali in gran parte delle aree temperate.

1.2.1 In Europa

A livello Europeo l'espansione delle specie di Cervidi è un fenomeno presente, con diverse entità ma con *trend* sempre positivi, nella maggioranza dei Paesi. Complessivamente sono presenti dieci specie di Cervidi di cui quattro autoctone del continente europeo come il Capriolo (*Capreolus capreolus*) il Cervo (*Cervus elaphus*), la Renna (*Rangifer tarandus*) e l'Alce (*Alces Alces*), una alloctona ma presente in alcuni Paesi da secoli come il Daino (*Dama dama*) e cinque specie alloctone provenienti dal Nord America e dal continente Asiatico: Cervo della Virginia (*Odocoileus virginianus*), Cervo del Giappone (*Cervus nippon*), Cervo pomellato (*Axis axis*), Muntjac (*Muntiacus reevesi*) e il Capriolo d'Acqua (*Hydropotes inermis*) (APOLLONIO *et al.*, 2010a).

A oggi le specie con le maggiori consistenze numeriche sono il Capriolo, presente in tutti i Paesi europei ad eccezione della Grecia e dell'Irlanda, e il Cervo con consistenze numeriche inferiori al Capriolo ma a oggi presente in tutta Europa ad eccezione della Finlandia. La terza specie per importanza a livello numerico e distributivo è il Daino, presente ovunque tranne che nei Paesi baltici, in Norvegia e in Svizzera. Le ultime due specie di Cervidi autoctone sono l'Alce, presente esclusivamente nei Paesi settentrionali, ma anche in alcuni Paesi dell'Europa centrale, dove si sta lentamente espandendo dagli anni '70 del XX secolo (Austria, Repubblica ceca, Germania e Repubblica slovacca), e la Renna che è il cervide

con la minore consistenza numerica e distributiva localizzata in Finlandia e Norvegia (Fig. 1) (APOLLONIO *et al.*, 2010a).

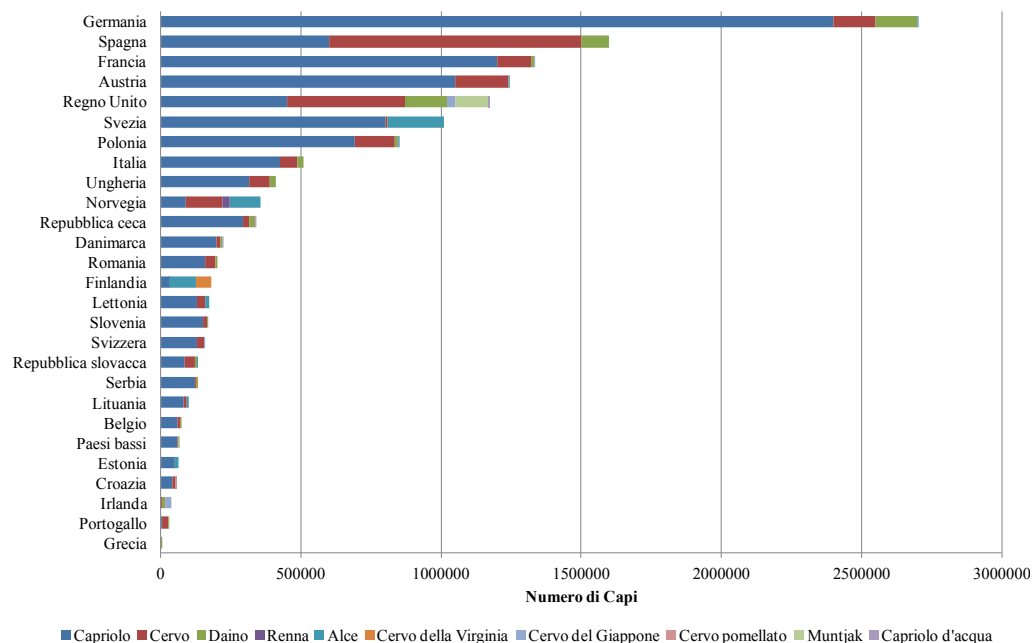


Figura 1 - Stime delle consistenze numeriche delle specie di Cervidi presenti in Europa al 2004-2005 (da APOLLONIO *et al.*, 2010a).

Alle specie proprie del continente europeo si aggiungono le specie alloctone. La specie maggiormente presente numericamente è il *Muntjak*, localizzato prevalentemente nel Regno Unito dove è presente sin dal 1800 all'interno di collezioni private (PUTMAN, 2010) e nei Paesi Bassi ma con consistenze limitate e concentrate (VAN WIEREN e GROOT BRUINDERINK, 2010). La seconda specie in ordine di importanza numerica e distributiva è il Cervo del Giappone introdotto alla fine del XIX secolo in vari Paesi: Regno Unito, Irlanda (PUTMAN, 2010), Danimarca (ANDERSEN e HOLTHE, 2010), Germania (WOTSCHIKOWSKY, 2010), Polonia (WAWRZYNIAK *et al.*, 2010), Repubblica ceca (BARTOS *et al.*, 2010), Austria (REIMOSER e REIMOSER, 2010) e Svizzera (IMESCH-BEBIE *et al.*, 2010). In Francia questa specie è invece stata introdotta nel 1980 (MAILLARD *et al.*, 2010). La specie a oggi è ancora presente nei Paesi citati, anche se con popolazioni limitate ad aree circoscritte da recinzioni, come in Francia e in Polonia (MAILLARD *et al.*, 2010; WAWRZYNIAK *et al.*, 2010), mentre nel Regno Unito ed in Irlanda si hanno importanti consistenze (PUTMAN, 2010). A questa specie segue il Cervo della Virginia introdotto in Europa anch'esso alla

fine del XIX e inizio del XX secolo in Repubblica ceca (BARTOS *et al.*, 2010), in Serbia (PAUNOVIC *et al.*, 2010) e in Finlandia (RUUSILA e KOJOLA, 2010) dove oggi è la seconda specie di Cervidi per consistenza numerica (APOLLONIO *et al.*, 2010a). Le ultime due specie alloctone introdotte storicamente, ma tuttora presenti, sono il Cervo pomellato in Croazia (KUSAK e KRAPINEC, 2010) e il Capriolo d'acqua nel Regno unito (PUTMAN, 2010), Paese che da quanto esposto vede la maggiore concertazione di queste specie.

In tutti i Paesi europei, la dimensione degli areali, la consistenza numerica e lo *status* di queste specie sono stati fortemente condizionati e manipolati dall'uomo (LINNELL e ZACHOS, 2011). Fra le molteplici cause dell'espansione quelle più significative sono collegate ad azioni realizzate con lo specifico scopo di migliorare la dimensione delle popolazioni di queste specie (MAILLARD *et al.*, 2010).

Seguendo i punti suggeriti da FULLER e GILL (2001) nei diversi paesi Europei possono essere rilevate le cause principali che hanno favorito questa espansione numerica e di areale avvenuta a partire dalla seconda metà del XX secolo (APOLLONIO *et al.*, 2010a).

In molti Paesi si ha testimonianza delle operazioni di ripopolamento delle specie realizzate sia per favorire il recupero delle popolazioni (APOLLONIO *et al.*, 2010b; VINGADA *et al.*, 2010) sia per migliorare, soprattutto nel caso del Cervo, la qualità del trofeo. Proprio per cercare di migliorare questo aspetto, da sempre estremamente importante nell'attività venatoria, sono numerose le operazioni di introduzioni di specie alloctone come il *Cervus canadiensis* nel Regno Unito (PUTMAN, 2010), nella Repubblica Ceca (BARTOS *et al.*, 2010), nella Repubblica slovacca (FIND'O e SKUBAN, 2010) e in Austria (REIMOSER e REIMOSER, 2010). Sempre per questo scopo, molto attive sono state le introduzioni e reintroduzioni in diversi Paesi di individui provenienti soprattutto dall'Ungheria, dalla Romania, dalla Scozia e dall'Austria (ADAMIC e JERINA, 2010; APOLLONIO *et al.*, 2010b; BARTOS *et al.*, 2010; CARRANZA, 2010; MAILLARD *et al.*, 2010; MATTIOLI *et al.*, 2001; MICU *et al.*, 2010; REIMOSER e REIMOSER, 2010; VINGADA *et al.*, 2010). Non è stato solo il Cervo oggetto di reintroduzioni (FIND'O e SKUBAN, 2010; RUUSILA e KOJOLA, 2010; WAWRZYNIAK *et al.*, 2010) e introduzioni (ANDERSONE-LILLEY *et al.*, 2010). Massicce azioni di introduzione sono state

realizzate per il Daino (ANDERSONE-LILLEY *et al.*, 2010; BARTOS *et al.*, 2010; CARRANZA, 2010; CSANYI e LEHOCZKI, 2010; MICU *et al.*, 2010; RUUSILA e KOJOLA, 2010; VAN WIEREN e GROOT BRUINDERINK, 2010; WAWRZYNIAK *et al.*, 2010), minori invece sono le reintroduzioni del Capriolo (ANDERSONE-LILLEY *et al.*, 2010; APOLLONIO *et al.*, 2010b; MAILLARD *et al.*, 2010; RUUSILA e KOJOLA, 2010; VINGADA *et al.*, 2010) e dell'Alce (WAWRZYNIAK *et al.*, 2010) le quali si sono accresciute prevalentemente grazie alle migliori condizioni ambientali. Oltre alle introduzioni volontarie da parte dell'uomo di animali in libertà sono molti i casi in cui gli animali, da prima confinati in aree recintate o nei Parchi a loro dedicati, sono scappati sia nel caso del Cervo (ANDERSEN e HOLTHE, 2010; ANDERSONE-LILLEY *et al.*, 2010; VAN WIEREN e GROOT BRUINDERINK, 2010) ma soprattutto il Daino (ANDERSEN e HOLTHE, 2010; ANDERSONE-LILLEY *et al.*, 2010; LIBERG *et al.*, 2010; PUTMAN, 2010; VAN WIEREN e GROOT BRUINDERINK, 2010).

Sicuramente il buon esito di queste operazioni è largamente dovuto al cambiamento delle condizioni ambientali che hanno favorito l'accrescimento e il loro irradimento nel territorio. Fra i principali fattori favorevoli si ha l'aumento delle superfici forestali (ANDERSEN *et al.*, 2010; APOLLONIO *et al.*, 2010b; CARRANZA, 2010; LIBERG *et al.*, 2010; PUTMAN, 2010; WAWRZYNIAK *et al.*, 2010) dovuto sia all'abbandono di molte aree sia alle operazioni di imboschimento e rimboschimento (CARRANZA, 2010; GOSSOW, 2002) realizzate diffusamente in tutta Europa nel corso del XIX e del XX secolo, realizzando quella che da alcuni Autori viene denominata la "borealizzazione" (GOSSOW, 2002; KUIJPER *et al.*, 2009) per il massiccio utilizzo di conifere.

All'aumento delle superfici forestali si aggiunge un cambiamento delle pratiche selvicolturali soprattutto per l'aumento del tasso di utilizzo delle foreste mediante la realizzazione di tagli rasi su grandi superfici (ANDERSEN *et al.*, 2010; LIBERG *et al.*, 2010) favorendo l'aumento della disponibilità alimentare, soprattutto invernale. A questo vanno aggiunte diverse azioni che hanno contribuito all'aumento della disponibilità alimentare per questi animali. Dalle attività di foraggiamento artificiale, ai miglioramenti ambientali realizzati attraverso la realizzazione di colture a perdere e il *set aside* favorito dalle politiche

agricole comunitarie degli anni '80 (ZAMORA *et al.*, 2001) alla drastica riduzione dell'attività zootecnica estensiva (APOLLONIO *et al.*, 2010a).

Con particolare riferimento al foraggiamento artificiale le ragioni per cui questa pratica è stata realizzata sono *a*) migliorare la disponibilità alimentare invernale per aumentare il numero di capi (CSANYI e LEHOCZKI, 2010; FIND'O e SKUBAN, 2010; RUUSILA e KOJOLA, 2010; WAWRZYNIAK *et al.*, 2010), *b*) concentrarle il più possibile all'interno delle aree in cui avviene l'attività venatoria (CASAER e LICOPPE, 2010; FIND'O e SKUBAN, 2010; PUTMAN, 2010; WAWRZYNIAK *et al.*, 2010), *c*) per favorire la qualità dei trofei (ANDERSONE-LILLEY *et al.*, 2010; FIND'O e SKUBAN, 2010; PUTMAN, 2010) e come intervento dissuasivo per ridurre incidenti stradali e limitare il danno alle coltivazioni agricole e ai soprassuoli forestali (APOLLONIO *et al.*, 2010b; CASAER e LICOPPE, 2010; CSANYI e LEHOCZKI, 2010; WOTSCHIKOWSKY, 2010). In alcuni Paesi come l'Austria, la Repubblica Slovacca, la Polonia, la Croazia, la Repubblica ceca e alcune aree della Germania questa pratica è imposta per legge (BARTOS *et al.*, 2010; FIND'O e SKUBAN, 2010; REIMOSER e REIMOSER, 2010; WOTSCHIKOWSKY, 2010) mentre in altri è vietata (VAN WIEREN e GROOT BRUINDERINK, 2010). In altri Paesi è una pratica comune o sporadica per la quale non si hanno disposizioni specifiche, ma le recenti evidenze sull'inefficacia nella mitigazione dell'impatto la stanno rendendo controversa, rivedendone anche l'attuazione (PUTMAN *et al.*, 2011).

Ulteriori azioni dirette e indirette realizzate dall'uomo, che hanno favorito la diffusione delle specie, sono state la modificazione del regime venatorio e la forte riduzione dei predatori. L'effetto del regime venatorio, seppur diversificato dalle varie normative nazionali, ha visto l'aumento del carattere selettivo in funzione della classe di sesso e di età degli animali. Questo per due principali motivazioni. Per ragioni biologiche ed etiche, che sempre di più hanno avuto un peso nella definizione delle normative e per l'attitudine innata dei cacciatori a compensare il loro lavoro mediante l'abbattimento di individui maschili che presentavano un'ottima conformazione del trofeo (ANDERSEN *et al.*, 2010; FIND'O e SKUBAN, 2010; LIBERG *et al.*, 2010; PUTMAN *et al.*, 2011; RUUSILA e KOJOLA, 2010; VAN WIEREN e GROOT BRUINDERINK, 2010). Altro fattore indiretto imputabile al contesto della gestione venatoria è stata la tutela delle operazioni di

introduzione e reintroduzione delle specie per le quali era imposto il divieto di caccia nei 3-5 anni successivi (MAILLARD *et al.*, 2010). A questi fattori va aggiunto l'aumento delle superfici in cui l'attività venatoria non è consentita, come le Aree protette di vario ordine e grado. Queste, hanno contribuito a fornire siti all'interno dei quali le popolazioni animali si sono potute accrescere senza la presenza dell'attività venatoria come fattore limitante. Un punto, che ad oggi sembra anacronistico, è la non conoscenza iniziale da parte dei cacciatori della gestione e della biologia di questi animali, poiché non erano specie tipiche della cultura vanatoria, soprattutto nei Paesi dell'Europa mediterranea (CARRANZA, 2010; CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003). Questo può avere portato nel primo periodo ad un effetto venatorio non incisivo.

Ovviamente anche la nota estinzione dei predatori è un effetto indiretto che l'attività umana ha avuto sull'espansione dei Cervidi. Se i carnivori erano presenti all'interno di territori di caccia, il controllo realizzato dall'uomo era diretto proprio a tutelare e favorire l'accrescimento delle popolazioni degli Ungulati in generale (JEDRZEJEWSKI *et al.*, 2011). Ciò ha portato per molto tempo alla mancanza di predatori specialistici, come il Lupo (*Canis lupus*) e la Lince (*Linx linx*), o occasionali, come l'orso (*Urus arctos*), specie che non ha una dieta esclusiva su questo tipo di alimentazione, o infine opportunistici come la volpe (*Vulpes vulpes*). A queste specie si aggiunge il ghiottone (*Gulo gulo*) specializzato sulla Renna (JEDRZEJEWSKI *et al.*, 2011). La riduzione di queste specie è indicata come una delle cause principali dell'aumento delle popolazioni (ANDERSEN *et al.*, 2010; ANDERSONE-LILLEY *et al.*, 2010). Le recenti riaffermazioni che i predatori stanno avendo nei vecchi areali, sia spontaneamente sia supportato dalle molteplici attività di ricerca, sta aprendo nuove prospettive nella gestione degli Ungulati e del loro impatto sulla vegetazione.

Infine un elemento determinante che si aggiunge a quelli elencati è la forte modificazione del regime climatico degli ultimi decenni e che tuttora determina processi e dinamiche di adattamento da parte degli animali difficilmente prevedibili (MYSTERUD e SÆTHER, 2011). Gli effetti del clima sui Cervidi, e sui grandi erbivori in generale, sono sia diretti sia indiretti. Direttamente il regime climatico agisce sulla termoregolazione dell'animale, soprattutto nelle situazioni termiche estreme, sulla disponibilità dell'acqua e sul movimento degli animali

condizionando dalla presenza, profondità e persistenza della neve. Tutto ciò condiziona la spesa energetica metabolica e fondamentale la sopravvivenza. Indirettamente il clima definisce la qualità, quantità e accessibilità all'alimento vegetale. Di fronte ai cambiamenti climatici che vedono un generale aumento delle precipitazioni, delle temperature e della variabilità, non più legata alla stagionalità, le condizioni ambientali necessarie per la sopravvivenza delle specie si spostano e con esse gli animali. Ovviamente la rilevanza dei fattori limitanti varia spostandosi dalle aree settentrionali a quelle mediterranee. Infatti, se nell'Europa settentrionale e centrale e nelle aree montane dell'Europa meridionale i fattori climatici hanno il maggiore effetto limitante nell'inverno, nell'Europa meridionale è un altro il periodo critico. Nell'area mediterranea il momento in cui i fattori climatici sono limitanti per gli animali selvatici è quello fra fine estate e inizio autunno, quando la siccità estiva ha fortemente diminuito la quantità e qualità delle risorse pabulari e idriche (CARRANZA, 2010). MYSTERUD e SÆTHER (2011) suggeriscono che gli effetti negativi sulla distribuzione delle popolazioni selvatiche non saranno presenti nelle aree settentrionali, dove grazie all'aumento delle temperature invernali e alla diminuzione della persistenza del manto nevoso alcune specie, soprattutto Capriolo e Cervo, si sono accresciute (ANDERSEN *et al.*, 2010; ANDERSON-LILLEY *et al.*, 2010; KUIJPER *et al.*, 2009; MAILLARD *et al.*, 2010). Gli effetti negativi sull'espansione di queste specie secondo gli Autori saranno invece rilevanti nelle aree mediterranee e in tutte quelle aree dove gli effetti dei cambiamenti climatici favoriranno lunghi periodi di siccità.

A oggi in Europa ci sono relativamente poche aree in cui non si ha la presenza di almeno una specie e non sono per nulla rare le aree, dove si ha la sovrapposizione di tre o quattro specie di Cervidi. Nonostante adesso le specie di Cervidi presenti in Europa abbiano generalmente uno *status* distributivo e numerico che non suscita particolare apprensione, si hanno eccezioni soprattutto a livello di sottospecie per quanto riguarda i fenomeni di ibridazione. Questo è uno degli effetti biologici della massiccia campagna di distribuzione e di uso delle specie da parte dell'uomo. Una delle più rilevanti conseguenze della manipolazione realizzata dall'uomo si ha nel caso del Cervo dove a livello sistematico sono segnalate sei sottospecie presenti in Europa, ma le operazioni di immissione di capi nelle diverse aree realizzate per secoli dell'uomo ha portato a

riconoscere a livello internazionale una sola sottospecie, quella del Cervo sardo. Oltre alla diminuzione della diversità a livello di specie sono presenti ormai molteplici episodi nel Regno Unito di ibridazione del *Cervus elaphus* con il Cervo del Giappone presente in questo Paese sin dal 1860 (LINNELL e ZACHOS, 2011; PUTMAN, 2010).

In accordo con le normative internazionali, primariamente la Direttiva Habitat e la Convenzione di Berna, le uniche due sottospecie di Cervidi riconosciute sono il *Cervus elaphus corsicanus* e la *Rangifer tarandus fennicus*, di cui la prima è l'unica sottospecie di Cervidi classificata come di interesse prioritario per la conservazione (APOLLONIO *et al.*, 2010b; PUTMAN *et al.*, 2011). La Renna è segnalata come di interesse comunitario ma non prioritario nell'Allegato II della Direttiva, e dove è presente, Norvegia e Finlandia, è fra le specie sottoposte a tutela e sono molteplici gli sforzi per prevenire fenomeni di ibridazione con la Renna domestica (ANDERSEN *et al.*, 2010; RUUSILA e KOJOLA, 2010).

Appare chiaro dalla sintesi dei fattori elencati come l'azione dell'uomo sia stata in tutta Europa il principale *driver* che ha portato alla situazione attuale. Dall'aver decimato le popolazioni animali e quasi portato all'estinzione molte specie durante il XIX secolo, definito anche il secolo buio degli Ungulati, l'attitudine culturale della società umana è cambiata giusto in tempo. Il fattore di gran lunga più importante è stato il valore attribuito a queste specie e per gran parte della storia recente i cacciatori sono stati la forza trainante per il recupero delle popolazioni (LINNELL e ZACHOS, 2011). La consapevolezza raggiunta del ruolo della biodiversità e della preservazione degli ecosistemi è un approccio decisionale e gestionale relativamente recente che ha giocato un ruolo minore nel recupero di queste specie. Allo stesso tempo, i vari sforzi per ripristinare o espandere la distribuzione delle specie di Ungulati sono stati intrapresi in momenti in cui i cambiamenti ambientali e sociali sono stati rapidi, concreti e prevalentemente con effetti positivi (APOLLONIO *et al.*, 2010a; LINNELL e ZACHOS, 2011).

1.2.2 In Italia

In Italia complessivamente sono presenti otto specie di Ungulati: un Suide, tre Cervidi con una sottospecie, e quattro Bovidi (Tab. 2).

Tabella 2 - Specie e sottospecie di Ungulati presenti in Italia e livello di protezione ai sensi delle normative Internazionali e Nazionali (APOLLONIO *et al.*, 2010b; ISPRA, 2013).

Famiglia	Sottofamiglia	Specie	Sottospecie
Suidi	Suini	<i>Sus scrofa</i> ⁵	
Cervidi	Cervinae	<i>Cervus elaphus elaphus</i> ⁵	<i>Cervus elaphus corsicanus</i> * ^{1, 2, 3, 4}
		<i>Dama dama</i> ⁵	
	Capreolinae	<i>Capreolus capreolus</i> ⁵	
Bovidi	Caprinae	<i>Rupricapra rupricapra</i> ⁵	
		<i>Rupricapra pyrenaica</i>	<i>Rupricapra pyrenaica ornata</i> * ^{1, 2, 3, 4}
		<i>Ovis aries</i> ^{1, 2, 3, 4}	
		<i>Capra ibex</i>	

*Status IUCN: Endangered

¹ Specie rigorosamente protette definito dall'Allegato II della Convenzione di Berna. Nel caso del muflone la direttiva è applicata solo alle popolazioni sardo-corse.

² Specie di interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali. Nel caso del muflone la direttiva è applicata solo alle popolazioni sardo-corse.

³ Specie vegetali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa. Nel caso del muflone la direttiva è applicata solo alle popolazioni sardo-corse.

⁴ Specie oggetto di tutela ai sensi dell'art. 2 della Legge Nazionale 157/92. Nel caso del muflone la direttiva è applicata solo alle popolazioni sardo-corse.

⁵ Specie cacciabili ai sensi dell'art. 18 della Legge Nazionale 157/92.

La ricostruzione storica delle popolazioni di Ungulati può essere realizzata a partire dal lavoro di Alessandro Ghigi che nel 1917 fornì un inquadramento della distribuzione territoriale del popolamento ungulato autoctono italiano (APOLLONIO *et al.*, 2010b) (Fig. 2). Escluso il Camoscio che ricopriva interamente l'arco alpino, all'inizio del XX secolo le specie erano perlopiù isolate in piccoli areali, dove le popolazioni avevano trovato rifugio dalla persecuzione diretta e dalla riduzione degli *habitat* (Tab. 1). In quello che Ghigi raffigura, sono visibili le aree dalle quali è partita, supportata da azioni di introduzioni e reintroduzioni e dal forte spopolamento, l'espansione numerica e di areale che ha portato alla distribuzione attuale (Fig. 2) (APOLLONIO *et al.*, 2010b).

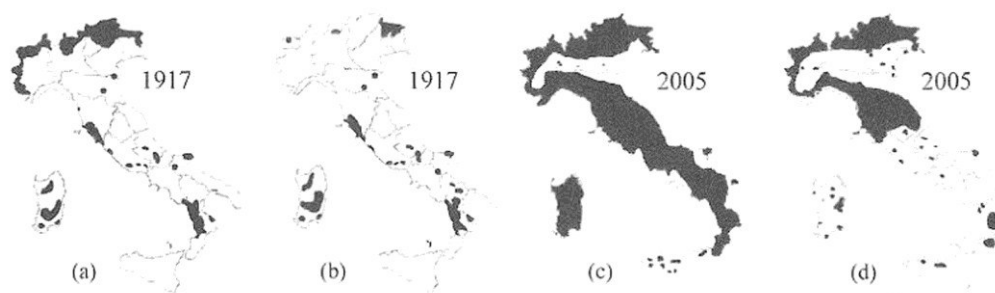


Figura 2 - Distribuzione storica degli Ungulati in Italia: a) Distribuzione all'inizio del secolo di tutte le specie; b) Distribuzione all'inizio del secolo delle specie escluso il camoscio; c) Distribuzione recente di tutte le specie di Ungulati; d) Distribuzione recente di tutte le specie di Ungulati ad eccezione del Cinghiale (GHIGI, 1917 in APOLLONIO *et al.*, 2010b).

Come negli altri Paesi Europei i fattori che hanno favorito questo incremento sono simili, ma il principale è sicuramente il mutamento della società e del suo utilizzo del territorio. Da un Paese con forti attitudini agricole e con un uso costante e capillare del territorio, spinto anche dall'autarchia del ventennio fascista soprattutto in campo agricolo, si è passato a un Paese che dal secondo dopoguerra ha visto un forte e progressivo spostamento della popolazione verso le città e il settore industriale (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003).

Il risultato più tangibile della modificazione del territorio e della minore presenza dell'uomo in molte aree è il progressivo aumento della superficie forestale che nel corso di neppure un secolo ha quasi raddoppiato la superficie. Le statistiche sulle superfici forestali presenti in Italia indicano per il 1922 una superficie di 5.895.000 ettari e alla fine della seconda guerra mondiale nel 1945 una superficie forestale di 5.503.000 ettari (ISTAT, 2011). Da questo momento la graduale e continua espansione ha portato a una superficie di 8.675.100 ettari nel 1985 fino agli attuali 10.987.805 ettari del 2013 (ISPRA, 2014) (Tab. 3).

Tabella 3 - Stato e variazioni delle Superfici forestali in Italia in ettari (ISPRA, 2014).

	1985*	1990**	2000**	2005*	2010***	2013***
Bosco	7.200.000	7.589.800	8.369.400	8.759.200	9.032.299	9.196.158
Altre terre boscate	1.475.100	1.533.408	1.650.025	1.708.333	1.760.404	1.791.647
Superficie forestale	8.675.100	9.123.208	10.019.425	10.467.533	10.792.703	10.987.805

*Dati dell' *Inventario Forestale Nazionale (IFN) del 1985 e dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio (INFC) del 2005.* ***Interpolazione lineare dei dati Inventariali del 1985 e 2005.* ****Stime realizzate nell'ambito della Fase 1 dall'INFC 2015.*

Fra il 1985 e il 2013 c'è stato un aumento del 26.7% legato sia alle attività di forestazione sia, e soprattutto, all'espansione naturale del bosco nelle aree agricole marginali, collinari e montane (ISPRA, 2014).

Lo spopolamento delle aree rurali e l'aumento delle superfici forestali sono solo due delle conseguenze dei profondi mutamenti del settore agricolo che hanno favorito l'espansione dei Cervidi durante il XX secolo. I due elementi più significativi nella spiegazione del cambiamento di una società prettamente agricola ad una che attualmente vede meno del 10% della popolazione impiegata in questo settore (APOLLONIO *et al.*, 2010b) sono: 1) lo sviluppo del settore industriale che a partire dal secondo dopoguerra ha assorbito molta manodopera e 2) l'abolizione nel 1964 del contratto tipico della società agricola ovvero la Mezzadria, almeno nelle aree Appenniniche, la quale determinava una diffusa e capillare presenza dell'uomo sul territorio (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003). Questi cambiamenti hanno provocato una diminuzione delle superfici agricole, soprattutto in aree montane e collinari, passando dal 67% della superficie nazionale nel 1982 al 42% del 2005 (APOLLONIO *et al.*, 2010b), e anche alla diversa gestione colturale. Dai dati ISTAT (2011) è, infatti, apprezzabile il dimezzamento delle coltivazioni annuali e poli annuali, e delle superfici funzionali alla produzione di foraggio a cui corrisponde viceversa l'aumento di coltivazioni permanenti soprattutto da frutto (Tab. 4). La riduzione di quelle tipologie colturali ha limitato la frequentazione assidua dell'agricoltore, soprattutto delle aree agricole, e la riduzione dell'attività zootecnica nelle aree montane.

Tabella 4 - Variazione delle principali coltivazioni agricole (ISTAT, 2011).

	1922	2007	Variazione 1922-2007 (%)
Seminativi	13.333.000	6.969.000	-47.7
Coltivazioni legnose agrarie	1.489.000	2.323.000	56
Coltivazioni foraggere permanenti	6.764.000	3.452.000	-49
Coltivazioni foraggere	9.213.000	6.538.000	-29

Ai cambiamenti strutturali del paesaggio italiano si aggiunge la modificazione del tipo di predazione che le specie di Cervidi hanno subito. La predazione naturale, data in Italia dal Lupo, è stata in sostanza assente almeno fino agli anni '70 del secolo scorso. Questa specie, come nel resto del continente,

ha subito una costante persecuzione da parte dell'uomo, sia per protezione personale sia per protezione del bestiame, soprattutto alla fine del XIX secolo e durante i primi decenni del XX secolo (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003). Le poche popolazioni sopravvissute erano segnalate nel 1972 solo nell'Appennino centrale e meridionale, siti dai quali è ripartita la ricolonizzazione attuale supportata anche dalla diffusa presenza e abbondanza delle specie di Ungulati (APOLLONIO *et al.*, 2010b).

L'espansione recente del lupo, come quella dei Cervidi, è da mettere in relazione anche con l'aumento delle estese superfici nelle quali era, ed è, proibita l'attività venatoria come le Aree Protette. Attualmente queste istituzioni, di vario grado e natura istituzionale, rappresentano il 10% della superficie nazionale superando i 3 milioni di ettari. Il numero delle aree protette dalla metà degli anni '70 del secolo scorso ha visto un costante aumento grazie alle diverse normative Nazionali e Internazionali che ne sancivano l'istituzione (Fig. 3) (ISPRA, 2010).

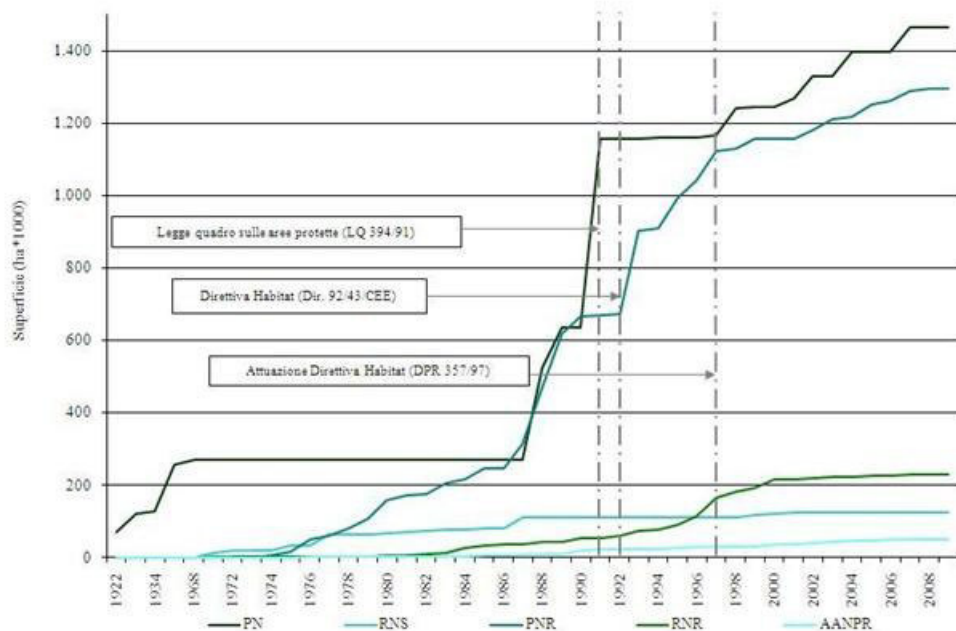


Figura 3 - Variazione annuale delle superfici cumulate delle aree terrestri per tipologia. PN: Parco Nazionale, RNS: Riserva Naturale Statale, PNR: Parco Naturale Regionale, RNR: Riserva Naturale Regionale; AANPR: Altre Aree Naturali Protette Regionali (ISPRA, 2010).

Ultimo fattore, ma non per importanza, è il forte declino della predazione artificiale che queste specie hanno subito ovvero l'attività venatoria. L'evoluzione

storica di questa attività subisce nel corso del XX secolo un profondo cambiamento sia come importanza numerica (Fig. 4) sia come attitudine culturale. Da un andamento positivo iniziato dagli anni '30 fino agli anni '70, dove si ha il massimo numero di cacciatori in Italia, si ha in seguito una costante diminuzione del numero di cacciatori fino ai giorni d'oggi. Il forte aumento del numero di cacciatori è iniziato nel ventennio fascista, durante il quale è stata largamente favorita la diffusione della licenza venatoria per preparare le persone all'uso delle armi (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003). In seguito, il cambiamento dell'attitudine della società si ripercuote su questa attività che passa da un'attività realizzata per il sostentamento alimentare ed economico a un'attività ricreativa e sempre più costosa. Ricordandoci però quello che LINNELL e ZACHOS (2011) scrivono, l'esigenza di soddisfare un elevato numero di cacciatori nel secondo dopoguerra è uno dei fattori determinati per le molteplici operazioni di introduzione, reintroduzione e ripopolamento che anche in Italia sono avvenute (APOLLONIO *et al.*, 2010b), e sicuramente sottostimate come numero e importanza.

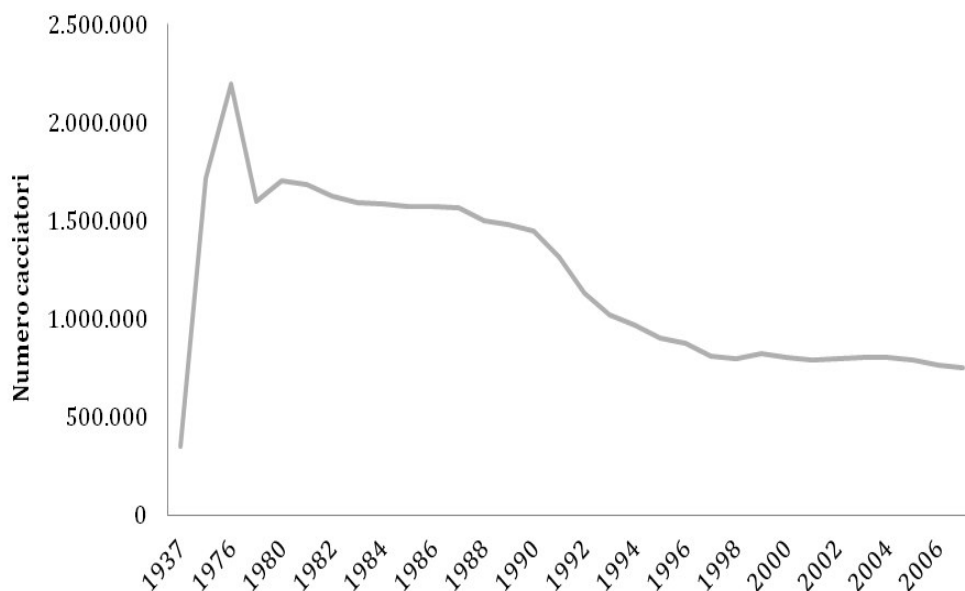


Figura 4 - Variazione del numero di cacciatori (licenza di caccia) in Italia dal 1937 al 2007 (da ISTAT, 2011).

La convergenza temporale dei fattori accennati ha portato nel nostro Paese alla presenza di consistenze numeriche delle tre specie di Cervidi che nel corso degli ultimi trenta anni, con i dati disponibili a livello nazionale (APOLLONIO *et*

al., 2010b; ISPRA, 2013), vedono un aumento quasi esponenziale (Tab. 5). A livello di specie la storia distributiva e numerica vede una minore o maggiore incidenza diretta da parte dell'uomo.

Tabella 5 - Consistenze stimate delle specie in Italia e trend di accrescimento (APOLLONIO *et al.*, 2010b; ISPRA, 2013).

Specie	Consistenze numeriche			Aumento %		
	1980	2005	2010	1980-2005	2005-2010	1980-2010
Cervo	7.630	62.913	67.788	725	8	788
Capriolo	102.215	425.874	457.794	317	7	348
Daino	6.430	20.996	17.697	227	-16	175

La distribuzione attuale del Cervo in Italia, virtualmente scomparso alla metà del secolo scorso, ad eccezione dell'unica popolazione autoctona del Bosco della Mesola e della sottospecie *Cervus elaphus corsicanus* presente nel sistema sardo corso, è interamente dovuta all'azione dell'uomo tranne che nella zona Alpina dove c'è stato un irradiazione naturale dalla Svizzera e dall'Austria (BRUGNOLI, 2006; CARNEVALI *et al.*, 2007). Operazioni di reintroduzione sono state realizzate a partire dal 1950 nelle Alpi e nell'Appennino settentrionale (CASANOVA *et al.*, 1982; MATTIOLI *et al.*, 2001; NICOLOSO *et al.*, 2007) e vengono tuttora realizzate, almeno fino al 2006 (CARNEVALI *et al.*, 2007), soprattutto nell'Italia Meridionale. Queste operazioni sono state e sono tuttora realizzate prevalentemente all'interno di Parchi Nazionali o di aree con divieto di caccia come le ex Foreste demaniali. In molti casi gli obiettivi che stavano dietro a queste operazioni erano quelli di “*ripristinare una componente fondamentale degli ecosistemi forestali scomparsa a causa dell'uomo*” (BRUGNOLI, 2006). A oggi il Cervo ha un areale che interessa circa 44.000 km² con *trend* positivi nell'accrescimento numerico e di areale nell'Appennino centrale e settentrionale (CARNEVALI *et al.*, 2007).

Il Capriolo è il cervide con la maggiore consistenza numerica e distributiva in Italia interessando una superficie di 110.000 km² (CARNEVALI *et al.*, 2007). Storicamente presente in Italia, al pari degli altri Cervidi, risente fortemente del massiccio disboscamento realizzato nel tempo per assecondare le esigenze agronomiche e pastorizie che ne ridussero notevolmente le popolazioni, portandolo all'estinzione in alcune aree soprattutto dell'Italia Meridionale

(CARNEVALI *et al.*, 2007). Il piccole cervide trovò rifugio in limitate aree delle Alpi, della costa Toscana meridionale e del Lazio settentrionale e in Abruzzo; nell'Italia Meridionale i rifugi furono il Promontorio del Gargano, i Monti della Sila e i Monti dell'Orsomarso (APOLLONIO *et al.*, 2010b). Il forte isolamento geografico di questa specie, rispetto alle popolazioni europee, ha portato nel tempo alla delineazione di caratteristiche morfologiche che ha fatto ipotizzare la presenza nell'Italia meridionale della sottospecie *Capreolus capreolus italicus*, differenziazione supportata anche da recenti indagini genetiche (APOLLONIO *et al.*, 2010b; ISPRA, 2013). Da questi rifugi le popolazioni aumentarono la loro consistenza numerica e distributiva seguendo, a partire dal secondo dopoguerra, lo spopolamento delle aree montane e collinari: PERCO (2009) definisce il Capriolo "il più bel regalo dell'abbandono". Anche per questa specie sono comunque forti gli effetti dell'azione antropica. Azioni di reintroduzione sono state realizzate a più riprese, con l'immissione di capi provenienti dal continente europeo, minacciando però il *pool* genetico della sottospecie italiana (ISPRA, 2013). Unito a questi fattori che ne hanno favorito l'aumento si ha sicuramente il restringimento dell'attività venatoria su questa specie, a partire dal secondo dopoguerra, e la contemporanea assenza dei predatori (CARNEVALI *et al.*, 2007).

L'ultimo Cervide presente in Italia è il Daino, specie considerata para-autoctona, poiché da molto tempo naturalizzata del nostro Paese (ISPRA, 2013). La presenza e la distribuzione del Daino è di natura prettamente artificiale, ma l'origine delle popolazioni italiane non è ancora definita anche alla luce di nuove evidenze archeozoologiche (CARNEVALI *et al.*, 2007). La diffusione di questa specie nel bacino mediterraneo occidentale è avvenuta a più riprese, dal Neolitico antico, e probabilmente era presente nell'Italia meridionale durante il periodo tardo glaciale (CARNEVALI *et al.*, 2007). APOLLONIO *et al.* (2010b) indicano come questa specie sia stata probabilmente introdotta in Sardegna dai Fenici intorno al 1000 a.C. e successivamente diffuso dai Romani nel continente, anche se CARNEVALI *et al.* (2007) riportano che durante il periodo romano non si ha documentazione della presenza della specie in Italia, mentre era sicuramente presente nel Medioevo. Sempre CARNEVALI *et al.* (2007) indicano nelle popolazioni di Castelporziano e San Rossore quelle più antiche, documentate a partire dal XI e XIV secolo rispettivamente. Per quanto riguarda i tempi a noi più

prossimi il Daino è il Cervide che in Italia è stato maggiormente introdotto dall'Autorità Forestale Nazionale in diverse riserve (APOLLONIO *et al.*, 2010b). L'espansione di queste popolazioni deriva anche da animali scappati da aree recintate e da operazioni di introduzione realizzate per scopi venatori (CARNEVALI *et al.*, 2007). Al 2005 il Daino si trova su una superficie di 2.700 km² localizzando la sua presenza in Toscana, Abruzzo, Emilia Romagna e in alcune regioni settentrionali, ma non arrivando sull'arco alpino (CARNEVALI *et al.*, 2007). Attualmente la politica gestionale è quella favorire una diminuzione del numero di Daini attraverso operazioni di contenimento e di abbattimento i cui primi risultati sono visibili dal *trend* negativo fra il 2005 e il 2010 (Tab. 5) (ISPRA, 2013).

1.2.3 In Toscana

L'aumento esponenziale ha portato ad un sovra-popolamento di Cervidi, soprattutto in alcune aree dove la conformazione del territorio e le caratteristiche ambientali sono particolarmente favorevoli a queste specie. A livello Europeo la Toscana è una delle regioni con la massima presenza di queste specie (APOLLONIO, 2014; REGIONE TOSCANA, 2012a). Nella Regione Toscana sono a oggi stimati circa 140.000 Caprioli, 150.000 Cinghiali, 10.000 Daini, 3.000 Cervi e 2.000 Mufloni (PRAFT 2012-2015). Dalla Tabella 6 emerge come le tre specie di Cervidi presenti nella Regione, abbiano nel corso di un decennio visto un aumento numerico considerevole. I dati riportati dal PRAFT 2012-2015 sono quelli inerenti le consistenze minime accertate nell'ambito del territorio sottoposto a regime venatorio, ovvero all'interno degli Ambiti Territoriali di Caccia e delle Aziende Faunistico Venatorie. Per la porzione di territorio ricadente all'interno delle aree protette e di altri Istituti tali informazioni non sono reperibili (REGIONE TOSCANA, 2012a).

Al 2005 CARNEVALI *et al.* (2007) indicano che il Cervo è presente in tutte le Provincie toscane ad eccezione di quella di Pisa e Livorno, mentre già nel PRAFT 2012-2015 viene indicata la presenza della specie in una parte della Provincia di Pisa al 2010-2011. Le aree con la maggiore presenza di questa specie sono le Provincie di Pistoia e di Arezzo, dove ricadono le aree delle prime reintroduzioni realizzate ovvero la Foresta dell'Acquerino e il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Per ambedue le Provincie è indicata la presenza di più

di 1000 individui (REGIONE TOSCANA, 2012a). Nelle altre Provincie la presenza del Cervo è segnalata e considerata in espansione soprattutto per quanto riguarda la Provincia di Firenze dove CARNEVALI *et al.* (2007) indicano la possibilità di congiungimento delle popolazioni pistoiesi e casentinesi.

Tabella 6 - Stime delle consistenze di Cervidi e dei capi abbattuti in Toscana (Ambiti Territoriali di Caccia e Aziende Faunistico Venatorie) (PRAF 2012-2015).

Anno	Consistenze minime delle popolazioni			Capi abbattuti		
	Capriolo	Daino	Cervo	Capriolo	Daino	Cervo
2000	91.872	8.464	2.600	8.643	1.137	88
2001	98.151	11.138	2.613	9.586	1.152	183
2002	110.162	10.701	2.735	10.817	1.128	321
2003	108.011	8.124	2.977	11.533	1.222	376
2004	112.893	8.824	2.785	11.832	1.199	276
2005	117.223	9.588	3.000	13.859	1.451	348
2006	138.366	10.097	3.086	15.196	1.632	333
2007	140.639	7.593	3.651	16.682	1.647	354
2008	144.586	7.814	3.996	17.321	1.882	413
2009	159.858	8.268	4.277	20.070	2.164	533
2010	153.134	8.841	3.621	22.106	2.055	584
2011	163.336	8.425	4.181			

La Toscana è indicata come la regione italiana con le massime consistenze numeriche di Capriolo e di Daino (CARNEVALI *et al.*, 2007). Entrambe le specie sono presenti in tutte le Provincie. Il Capriolo ha le maggiori consistenze nelle Provincie di Siena, Arezzo e Firenze mentre per il Daino sono quelle di Siena e Firenze. Anche il Capriolo, come il Cervo, vede un aumento delle consistenze numeriche negli ultimi anni. A differenza del Cervo e del Capriolo, l'accrescimento numerico del Daino fra il 2000 e il 2011 risulta molto più contenuto e non sempre positivo (Tab. 6) (REGIONE TOSCANA, 2012a).

1.3 INFORMAZIONI A LIVELLO EUROPEO

1.3.1 Cervidi e Gestione Forestale Sostenibile

Le normative e le politiche internazionali hanno avviato un processo di acquisizione di conoscenze di base e di informazioni sulle risorse forestali esistenti e sul loro stato di salute (CULLOTTA e MAETZKE, 2008). La presenza di queste informazioni è necessaria per realizzare forme di pianificazione in accordo con i principi della Gestione Forestale Sostenibile che per essere concreta e

applicabile è stata codificata in funzione di Principi, Criteri e Indicatori monitorabili (CULLOTTA e MAETZKE, 2008; PETTENELLA *et al.*, 2000). I sei principi su cui si fonda la Gestione Forestale Sostenibile forniscono il quadro di riferimento primario all'interno del quale sono stati individuati e definiti gli aspetti significativi e funzionali per valutare e monitorare nel tempo le funzioni e gli obiettivi preposti. Attraverso i Criteri e gli Indicatori definiti e misurati nel tempo è possibile avere una visione sia del raggiungimento degli obiettivi sia una valutazione quali-quantitativa delle tendenze e dei cambiamenti dell'uso e della salute delle Foreste a larga scala (FOREST EUROPE *et al.*, 2011; PETTENELLA *et al.*, 2000).

All'interno di questo quadro di riferimento basilare i Cervidi sono segnalati all'interno del II e del III Criterio della Gestione Forestale Sostenibile e sono considerati o come agenti di danno biotico, il cui effetto è misurabile attraverso la percentuale di piante danneggiate, oppure come funzione produttiva non legnosa della foresta (Tab. 7) (PETTENELLA *et al.*, 2000).

Tabella 7 - Criteri della Gestione Forestale Sostenibile in cui sono considerati i Cervidi (da PETTENELLA *et al.*, 2000).

Criterio	Indicatore	Descrittore
II - Mantenimento della salute e vitalità degli ecosistemi forestali	2.3 - Danni gravi causati da agenti biotici o abiotici	Gravi danni causati da insetti e malattie con una valutazione della gravità del danno come funzione della mortalità o della diminuzione nell'accrescimento; area annuale di foreste ed altre superfici boscate percorse da fuoco; area annuale interessata da danni da vento e volume legnoso ottenuto da queste stazioni; percentuale di rinnovazione seriamente danneggiata da selvaggina e altri animali o dal pascolo
III - Mantenimento e sviluppo delle funzioni produttive nella gestione forestale (prodotti legnosi e non legnosi)	3.4 - Ammontare totale e cambiamenti nel valore e/o nella quantità dei prodotti non legnosi della foresta (selvaggina, frutti di bosco, sughero, funghi ad uso alimentare, ecc.).	
IV Mantenimento, conservazione e appropriato miglioramento della diversità biologica negli ecosistemi forestali	4.2 - Composizione floristica delle stazioni forestali a fini conservativi	

Nei documenti inerenti lo stato delle salute delle Foreste a livello mondiale i Cervidi sono considerati come fattori biotici di disturbo che influenzano la salute e la vitalità delle foreste condizionandone il vigore e la produttività (FAO, 2010). Nell'ultima sintesi sulle principali avversità e criticità che le foreste a livello mondiale si trovano a far fronte il *Global Forest Resources Assessment* della FAO (FAO, 2010; FRA 2010) in relazione a questi agenti di disturbo scrive che “*in generale, informazioni sui disturbi attribuibili alla brucatura, scortecciatura, pascolo o altri danni fisici fatti dagli animali, sono molto erratici e aperti ad interpretazione con un ampio range di agenti responsabili*”. Fra le criticità nel rilevamento e nella sintesi di un *trend* di questo impatto il FRA 2010 osserva che: a) può variare fra le popolazioni, comunità vegetali ed ecosistemi ed è influenzato da molteplici fattori biotici e abiotici che possono predisporre la comunità vegetale al danno, b) la ripetizione del danno può avvenire in aree già in precedenza colpite con le diverse tipologie di impatto e questo comporta una non variazione nella superficie, c) la natura episodica e specifica di questo danno rende difficoltosa l'aggregazione dei dati e la comparazione fra i Paesi e le Regioni è virtualmente impossibile. Nelle conclusioni sullo *status* di questo disturbo sulle Foreste il FRA 2010 osserva che è necessaria una definizione a livello internazionale per rilevare e analizzare questo fenomeno e che allo stato attuale le informazioni quantitative sono insufficienti per definirne un *trend*. La necessità di un'azione di monitoraggio deriva dalla minaccia sulla conservazione degli *habitat* e delle specie endemiche. Infatti, viene evidenziato come la natura selettiva di questo disturbo può avere un graduale effetto sulla composizione forestale e alcune specie vegetali possono scomparire in alcune aree (FAO, 2010).

La problematica dell'acquisizione di questo tipo di informazione era già presente nel *Global Forest Resources Assessment 2005*, dove l'impatto viene considerato in modo generale e insieme agli “altri tipi di disturbo” senza fornire indicazioni specifiche (FAO, 2006), e nel *Temperate and Boreal Forest Resources Assessment* del 2000 nel quale le informazioni su questo danno specifico derivano dai questionari richiesti ai singoli Stati e sulla base del programma di monitoraggio *International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*. La sintesi del TBFRA del 2000 indicava difficoltà e molta variabilità nel recuperare valutazioni del danno dei

Cervidi, considerato insieme al pascolo domestico, poiché lo stadio evolutivo affetto è primariamente la rinnovazione forestale, non semplice da monitorare a vasta scala. Grande variabilità era presente nell'incidenza del danno. In alcuni Paesi era molto basso e inferiore a quello provocato dagli insetti e dalle patologie. In altri Paesi invece l'incidenza di questa tipologia di danno era la più importante (Austria, Belgio, Bulgaria, Danimarca, Islanda, Norvegia, Il Principato del Liechtenstein, Norvegia, Polonia, Romania, Regno Unito, Giappone) (FAO, 2001a).

Nel riassumere lo stato delle foreste europee, valutato attraverso gli indicatori definiti al 2010, il Report realizzato da FOREST EUROPE, UNECE e FAO (2011) evidenzia quanto segue. Complessivamente a livello europeo insetti e patologie sono i principali agenti di danno biotico delle Foreste, seguite dai danni realizzati dagli animali selvatici e dal pascolo. Tuttavia il livello del danno spesso non è noto e non rilevato. Nei paesi dell'Europa settentrionale gli animali selvatici sono, insieme agli insetti, la principale causa di danno creando con frequenza regolare problemi a scala locale interessando il 2.7% della superficie forestale. Nelle Paesi dell'Europa centrale, dove l'azione degli Ungulati è la terza causa di danno, l'impatto interessa dallo 0.1 allo 0.3% della superficie forestale. Nelle aree mediterranee, Italia, Spagna e Portogallo, l'impatto di questi animali è la quarta causa di danno andando a interessare il 2.9% della superficie forestale. Complessivamente il 2% delle foreste del Continente Europeo è interessato da questo impatto e i Paesi che hanno la maggiore incidenza in termini di superficie forestale sono l'Albania (13%), Svezia (6.25%), e l'Italia (3.5%). A livello temporale tra il 1990 e il 2005 la superficie forestale interessata da questo agente è quasi raddoppiata in Europa evidenziando come l'aumento numerico delle popolazioni di grandi erbivori stia diventando una delle maggiori criticità per la rinnovazione forestale (FOREST EUROPE *et al.*, 2011).

In relazione al III criterio di Gestione Forestale Sostenibile (Tab. 7) il ruolo dei Cervidi è valutabile attraverso il numero di persone che detiene la licenza venatoria, attività concessa in Italia dallo Stato poiché la fauna selvatica ai sensi della Legge Nazionale 157/1992, è patrimonio indisponibile dello Stato (PETTENELLA *et al.*, 2000). Quet'ultimo punto è molto variabile a seconda dei Paesi, ma come già detto, viene principalmente valutato attraverso il numero di

cacciatori e licenze ed in alcuni casi attraverso il valore economico della carne degli animali (FOREST EUROPE *et al.*, 2011). In alcuni Paesi la commercializzazione e la vendita della carne proveniente dall'attività venatoria è un'importante attività economica, come nel caso della Germania. Complessivamente fra i prodotti non legnosi la selvaggina rappresenta il 14% del valore economico totale di questi prodotti (FOREST EUROPE *et al.*, 2011).

In relazione al IV criterio, i Cervidi possono sia ridurre la diversità specifica dei popolamenti nel lungo periodo, sia favorire direttamente e indirettamente la presenza e l'introduzione di specie alloctone all'interno dei boschi (VAVRA *et al.*, 2007). Inoltre, l'azione dei Cervidi può minacciare le specie rare e gli *habitat* di interesse conservazionistico. La Regione Toscana nel Piano Ambientale ed Energetico Regionale (PAER) 2012-2015, in cui è inserito il Piano strategico per la Biodiversità, riporta come i “danni da Ungulati” siano una pressione localizzata in molti ambienti sottoposti a tutela e che il *trend* di questa pressione sia in aumento (REGIONE TOSCANA, 2012b).

1.3.2 Cervidi e Inventari Forestali Nazionali

La maggioranza delle informazioni sullo stato di salute delle foreste europee, che vanno a far parte dei report comunitari (FOREST EUROPE *et al.*, 2011) e mondiali (FAO, 2010, 2006, 2001a) derivano dal programma di monitoraggio *International Co-operative Programme on assessment and monitoring effects of air pollution effects on forests* (ICP Forests) avviato in Europa nel 1985 (JACTEL e VODDE, 2011) e dalle informazioni provenienti dai singoli Stati. Analizzando complessivamente i dati rilevati da questo programma di monitoraggio nei 6000 punti di osservazione dislocati in tutta Europa, JACTEL e VODDE (2011) hanno identificato le principali minacce di natura biotica, abiotica e antropica delle foreste europee fra il 1995 e il 2004. Secondo gli Autori i principali agenti di danno sulle specie forestali durante il periodo considerato sono: insetti (34%), agenti abiotici (21%), patogeni fungini (19%), azioni antropiche (13%), inquinamento (8%), animali (4%) e incendi (1%). L'utilizzo di questi dati però nella valutazione dell'incidenza dei Cervidi sui sistemi forestali deve tenere in considerazione che questo protocollo di rilievo non prevede il monitoraggio della

rinnovazione forestale. Per questo motivo gli Autori giustificano la bassa incidenza rilevata rispetto agli altri agenti (JACTEL e VODDE, 2011).

Il diverso obiettivo di analisi di questo programma internazionale può fornire quindi dati sottostimati o che non evidenziano *trend* veritieri sull'andamento di questo impatto sulle foreste. Un caso può essere proprio quello italiano dove nella sintesi dei risultati nazionali dell' *International Co-operative Programme on assessment and monitoring effects of air pollution effects on forests* (ICP Forests) BUSSOTTI *et al.* (2014) indicano che l'incidenza dei danni da pascolo e selvaggina è pari all'1.16%, mentre l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC) indica che il 3.2% dei boschi è interessato da questa tipologia di danno (INFC, 2005; VACCHIANO *et al.*, 2012). Nell'INFC del 2005 le informazioni derivano da osservazioni realizzate all'interno di aree circolari di 2000 m² in cui gli operatori hanno classificato la presenza o l'assenza dei danni secondo uno schema di classificazione di 9 classi corrispondenti alle seguenti cause prevalenti di danno: 1) Selvaggina o Pascolo, 2) Parassiti, 3) Eventi meteorici o climatici, 4) Incendio soprassuolo, 5) Incendio sottobosco, 6) Interventi selvicolturali, 7) Inquinamento, 8) Cause complesse o ignote e 9) Assenza di danni. La segnalazione del tipo di danno era realizzata solo quando questo interessava più del 30% dell'area di riferimento. L'incidenza del danno attribuito a Selvaggina e Pascolo è molto variabile fra le Regioni italiane e fra le due macrocategorie inventariali, Bosco e altre terre boscate (Tab. 8). Per quanto riguarda la macrocategoria Bosco, si hanno Regioni dove questa tipologia di danno non è segnalata come la Valle d'Aosta e il Friuli Venezia Giulia, mentre le Regioni con la massima incidenza rilevata in termini di superficie sono le regioni meridionali, e fra quelle centrali la Toscana. Stesso andamento è riscontrabile anche per la macrocategoria altre terre boscate con una forte incidenza nelle aree meridionali.

La conoscenza dell'attuale distribuzione delle popolazioni di Cervidi a livello Italiano (APOLLONIO *et al.*, 2010b; CARNEVALI *et al.*, 2007; ISPRA, 2013) fa supporre che all'interno di questo parametro descrittore sulle condizioni di salute delle foreste prevalga in molte aree l'effetto del pascolo domestico ancora diffuso nell'Italia meridionale. Questo può portare a un'erronea interpretazione della vera incidenza dell'impatto dei Cervidi sui sistemi forestali.

Informazioni precedenti all’Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio del 2005, sono presenti nell’Inventario Nazionale Forestale Italiano del 1985 dove era indicata una superficie danneggiata da Pascolo-selvaggina di 337.500 ettari pari al 15% della superficie forestale totale di cui: 148.500 ettari di fustaie, 184.500 ettari di boschi cedui e 4.500 ettari di Piantagioni speciali (PETTENELLA *et al.*, 2000). Considerazioni sul *trend* dell’incidenza del danno non possono essere realizzate sia per il problema già esposto, ovvero per la sovrapposizione dell’impatto dei selvatici o degli animali domestici, sia per il diverso tipo di campionamento e di numerosità campionaria realizzate fra i due inventari.

Tabella 8 - Superfici di Bosco e di Altre terre boscate a livello Regionale e Nazionale e relativa superficie e percentuale di incidenza del danno Selvaggina e Pascolo (INFC, 2005 modificato).

	Superficie Forestale Nazionale Totale				Superficie Forestale con Selvaggina o Pascolo					
	Bosco		Altre terre boscate		Bosco			Altre terre boscate		
	Superficie (Ha)	Es. (%)	Superficie (Ha)	Es. (%)	Superficie (Ha)	Es. (%)	%	Superficie (Ha)	Es. (%)	%
Piemonte	870.594	1.1	69.522	7.2	6.915	24.2	0.8			
Valle d’Aosta	98.439	3.1	7.489	21.4			0.0			0.0
Lombardia	606.045	1.4	59.657	8.2	3.086	37.8	0.5			0.0
Alto Adige	336.689	1.6	35.485	9.9	3.403	33.1	1.0			0.0
Trentino	375.402	1.4	32.129	10.3	3.243	33.3	0.9			0.0
Veneto	391.889	1.7	48.967	8.3	4.109	30.1	1.0			0.0
Friuli V.G.	323.832	1.7	33.392	9.9	0		0.0			0.0
Liguria	339.107	1.5	36.027	9.5	366	99.3	0.1			0.0
Emilia Romagna	563.263	1.4	45.555	8.5	4.781	27.7	0.8	736	70.8	1.6
Toscana	1.015.728	1	135.811	4.9	41.190	9.2	4.1	1.804	44.7	1.3
Umbria	371.574	1.4	18.681	13.4	5.161	26.5	1.4	2.114	40.9	11.3
Marche	291.394	1.8	16.682	12.8	2.230	40.8	0.8	1.100	57.8	6.6
Lazio	543.884	1.4	61.974	7.3	33.529	10.2	6.2	9.580	19.5	15.5
Abruzzo	391.492	1.5	47.099	7.6	4.706	27.7	1.2	1.059	57.8	2.2
Molise	132.562	2.9	16.079	14.2	7.028	23.1	5.3	1.652	45.3	10.3
Campania	384.395	1.9	60.879	7.3	22.464	12.6	5.8	5.152	26.7	8.5
Puglia	145.889	3.4	33.151	10	49.210	8	33.7	5.398	26.4	16.3
Basilicata	263.098	2.4	93.329	5.6	21.973	12.7	8.4	6.334	24.1	6.8
Calabria	468.151	1.8	144.781	4.6	17.537	14.4	3.7	3.731	31.5	2.6
Sicilia	256.303	2.7	81.868	6.2	22.332	12.7	8.7	8.275	21.2	10.1
Sardegna	583.472	2	629.778	1.8	31.343	10.8	5.4	65.651	7.4	10.4
Italia	8.759.200	0.4	1708.333	1.3	284.606	3.5	3.2	113.393	5.6	6.6

A livello Europeo vi sono però esperienze sull'utilizzo degli Inventari Forestali Nazionali, o regionali, nello studio dell'impatto specifico dei Cervidi sui sistemi forestali (Tab. 9). Grazie a queste attività, alcuni Paesi forniscono stime sulla diffusione dell'impatto, sugli andamenti temporali e sulle quantificazioni anche monetarie del danno sui sistemi forestali.

Tabella 9 - Paesi Europei dove viene valutato e monitorato l'impatto.

Paese	Caratteri del Monitoraggio	Fonte
Austria	Dal 1961 l'Inventario Nazionale Forestale ogni 5 anni rileva: l'intensità della brucatura, della scortecciatura e della sfregatura.	REIMOSER e REIMOSER, 2010
Belgio (Vallonia)	Programma di Monitoraggio per la scortecciatura nelle aree di proprietà pubblica e negli areali del Cervo.	CASAER e LICOPPE, 2010
Ungheria	Valutazioni a livello nazionale ma non con metodologie standardizzate	CSANYI e LEHOCZKI, 2010
Repubblica Slovacca	L'impatto è monitorato annualmente dal 1960, con metodologia standardizzata e coordinata a livello nazionale.	FIND'O e SKUBAN, 2010
Slovenia	Monitoraggio annuale della brucatura attraverso plot permanenti distribuiti su tutta la superficie forestale sottoposta a gestione.	ADAMIC e JERINA, 2010
Svezia	Monitoraggio nazionale solo per l'impatto dell'Alce sul Pino silvestre.	LIBERG <i>et al.</i> , 2010

In Austria al 2010 sono stimati 280 milioni di alberi scortecciati, pari all'8% di alberi presenti nel Paese con un diametro a 1.30 m maggiore di 5 cm. Sempre grazie a questo tipo di monitoraggio risulta che il 36% della superficie forestale, dove vi sono processi di rinnovazione, è danneggiata dalla brucatura o dalla sfregatura delle piante. Il costo economico di questi danni è stato stimato in 218 euro/ha per una superficie danneggiata annualmente pari a 10.000 km² (REIMOSER e REIMOSER, 2010). Sulla base di queste informazioni sono stati evidenziati l'andamento dell'impatto e l'efficacia della gestione forestale passata e presente. Le dinamiche fotografate dai dati inventariali sono: 1) la brucatura e la sfregatura stanno lentamente diminuendo primariamente grazie a una diminuzione dei tagli a raso e a un aumento di trattamenti selvicolturali che si basano sulla rinnovazione naturale aumentando la disponibilità alimentare e diminuendo l'effetto margine, 2) la scortecciatura invece è un fenomeno in espansione per l'aumento dei popolamenti coetanei monospecifici di Abete rosso con strutture cronologiche molto suscettibili a questo impatto (REIMOSER e REIMOSER, 2010).

In Belgio l'attività di monitoraggio sugli impatti non è realizzata all'interno di un inventario forestale nazionale ma è condotta a livello regionale per monitorare lo scortecciamento sull'Abete rosso causato dal Cervo al fine di stimare le perdite economiche. Da quest'attività di monitoraggio risulta che la scortecciatura sta aumentando con un tasso di incremento annuo del 2% ed arriva a incidenze anche del 95%. Secondo queste informazioni le Autorità belghe, in accordo con i cacciatori e con i proprietari, realizza recinzioni oppure pratica quella che viene definita *notching* ovvero una scortecciatura artificiale che nel caso dell'Abete rosso induce nella pianta difese contro futuri impatti degli animali (CASAER e LICOPPE, 2010).

In Ungheria il danno è quantificato dal servizio forestale nazionale, anche se queste valutazioni non sono ufficiali e non è utilizzato un metodo di quantificazione standardizzato. E' distinto il danno quantitativo e il danno qualitativo. Il primo si ha quando l'impianto o il popolamento è totalmente distrutto e deve essere risarcito completamente, mentre quello qualitativo si ha quando la rinnovazione è danneggiata, ma può recuperare. Entrambe le valutazioni sono espresse in termini di superficie (CSANYI e LEHOCZKI, 2010).

Nella Repubblica Slovacca l'impatto dei Cervidi è monitorato annualmente e in questo processo, organizzato a livello nazionale, sono pienamente coinvolti i proprietari e i cacciatori. Oltre al monitoraggio dell'impatto sono annotati tutti gli interventi di protezione e di mitigazione, imposti per legge a livello nazionale ai proprietari. Il danno prevalente è quello della brucatura cui segue la scortecciatura. Entrambe sono aumentate come incidenza e valore del danno economico dal 2000 al 2005 (FIND'Ō e SKUBAN, 2010).

In Slovenia il programma di monitoraggio viene realizzato dal 1976 a livello statale per rilevare l'incidenza sui processi di rinnovazione naturale (DEBELJAK *et al.*, 1999) sulla quale si basa la strategia di gestione forestale del Paese. Circa l'80% delle foreste in Slovenia sono gestite basandosi sulla rinnovazione forestale naturale di specie autoctone e l'impatto dei Cervidi può limitarne fortemente l'affermazione e lo sviluppo (ADAMIC e JERINA, 2010).

In Svezia il monitoraggio all'interno dell'Inventario Forestale Nazionale si focalizza sul rilevamento dell'impatto dell'Alce sul Pino silvestre. Inizialmente l'approccio metodologico si è avvalso di una rete di monitoraggio a larga scala che ha previsto la stima della disponibilità alimentare, del consumo e dell'utilizzazione delle varie specie vegetali da parte dell'Alce. Questa rete di monitoraggio realizzata fra il 1969 e il 1972 ha prodotto un data set utilizzato per la valutazione della presenza e dell'importanza di vari tipi di alimento e per stimare le diverse capacità di carico presenti nei vari ambienti. A questa valutazione nel 1983 è stato affiancato il rilievo del danno della brucatura sui popolamenti di Pino silvestre mediante un apposito protocollo, denominato *Moose Browsing Survey*, parte integrante delle attività di rilievo dell'Inventario Forestale Nazionale Svedese (HÖRNBERG, 2001a; LIBERG *et al.*, 2010). I rilievi hanno evidenziato come il danno prodotto sia molto variabile fra i siti e che il livello di danno non è correlato solo alla densità delle Alci ma anche alle caratteristiche dei soprassuoli. E' risultato ad esempio che la presenza di specie decidue all'interno dei popolamenti di Pino silvestre diminuisce il danno e che le pinete impattate hanno una maggiore possibilità di essere nuovamente danneggiate (LIBERG *et al.*, 2010).

A questi Paesi che hanno un sistema di monitoraggio organizzato a livello statale, più o meno standardizzato, si aggiunge la Germania dove vi sono programmi per il monitoraggio del danno da brucatura. Nel 1986 un programma in tal senso è stato avviato in Baviera e in seguito anche negli altri stati federati ma tuttora vi sono protocolli diversi. Ogni tre anni sono ripetuti i rilievi, ma le differenze nella metodologia di acquisizione dei dati non consente di avere stime nazionali o comparazioni fra le diverse aree del Paese (WOTSCHIKOWSKY, 2010).

1.4 NECESSITÀ DI STUDIO E DI GESTIONE

La situazione che ci troviamo ad affrontare all'inizio del XXI secolo impone ai gestori e ai ricercatori di implementare e integrare le conoscenze sugli effetti dell'aumento esponenziale di queste specie sul sistema ambiente. I principali fattori che determinano questa esigenza sono:

- a) la non risolvibilità nel breve periodo della tendenza dell'aumento delle popolazioni animali;

- b) la conoscenza dell'entità del problema circoscritta a aree limitate o a singoli Paesi;
- c) l'affidabilità dei dati sulle consistenze e dinamiche delle specie animali;
- d) l'inefficacia delle operazioni di riduzione e di controllo attuate per la mitigazione dell'impatto e la difficile attuazione di pratiche di ripristino ambientale;
- e) l'accettazione della responsabilità delle azioni passate da parte dell'uomo e delle problematiche sociali derivanti da questi animali.

L'accrescimento numerico e di areale delle diverse specie di Cervidi, spesso avvenuto anche in aree e zone dove per lungo tempo l'ambiente stesso non aveva più "memoria storica" di queste popolazioni, è dovuto a una convergenza spaziale e temporale di molteplici cause antropiche e ambientali. I fattori citati in precedenza non sono ad oggi controllabili, come i cambiamenti climatici, o reversibili, come il mutamento del paesaggio agroforestale che determinano i fattori fondamentali della loro distribuzione: risorse trofiche e fattori di copertura (APOLLONIO *et al.*, 2010a; PUTMAN *et al.*, 2011). La diffusione dell'espansione dei Cervidi in molteplici aree geografiche suggerisce l'importanza dei fattori ambientali che operano a vasta scala. Inoltre, l'aumento numerico e di areale monitorato negli ultimi decenni evidenzia un *trend* sempre positivo e non prospetta un rallentamento nel prossimo futuro, o almeno realizzabile in tempi brevi.

Come spesso succede le azioni realizzate nel passato hanno effetti visibili e analizzabili solo successivamente (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Come citato nel paragrafo precedente, ci sono Paesi dove l'attività di monitoraggio dell'impatto dei Cervidi sui sistemi forestali è stato avviato da tempo. Questo ha portato sia a conoscere e comprendere la rilevanza del fenomeno sia a proporre strategie di controllo e di pianificazione verificandone l'efficacia. Nelle restanti aree dove non è presente questo tipo d'informazioni, o almeno trattate a livello generale, la definizione di strategie di pianificazione è difficoltosa. Come scrive CHIRICI (2001), "*quello che non può essere misurato non può essere gestito*". In questo contesto però l'esempio di Paesi come l'Austria e la Svezia suggerisce come a livello forestale l'impatto dei Cervidi può essere misurato o almeno valutato. E' forse più giusto dire, in questo caso, che "quello

che non è misurato o stimato non può essere gestito”. Questo si ripercuote sia sulla quantificazione economica dell’impatto arrecato ma anche e soprattutto sul raggiungimento degli obiettivi di gestione delle risorse forestali e ambientali e della conservazione della biodiversità.

Da rilevare inoltre come sia attualmente poco conosciuto l’effetto indotto da questi animali in zone biogeografiche caratterizzate da regimi climatici limitanti, come nelle aree mediterranee, dove l’incidenza e la severità dei disturbi possono essere molto più gravi (BENGTSSON *et al.*, 2000; JACTEL e VODDE, 2011). In queste aree, dove la millenaria azione dell’uomo ha modificato la fisionomia naturale delle foreste attraverso deforestazioni, incendi e pascolo domestico, si hanno due situazioni diametralmente opposte. Da un lato sono presenti situazioni ambientali degradate con una bassa capacità di resilienza e forse anche di adattamento ai disturbi. Dall’altro l’attività umana ha portato alla creazione di paesaggi e *habitat* di particolare interesse conservazionistico per la biodiversità presente e per il valore culturale e paesaggistico (BENGTSSON *et al.*, 2000; TANENTZAP *et al.*, 2013). In queste situazioni ambientali l’eccessiva densità delle popolazioni di Cervidi può avere effetti molto severi per la perpetuazione delle componenti biologiche e dei processi ecologici (FOCARDI *et al.*, 1996; GÓMEZ *et al.*, 2001; MOTTA, 2003; ZAMORA *et al.*, 2001). Negli ambienti mediterranei, dove è presente la maggior parte della diversità a livello di specie, di comunità e di ecosistemi in ambito europeo, la presenza di elevate consistenze e densità di animali può minacciare la sopravvivenza di specie endemiche e adattate a questi ambienti ma che non hanno capacità di tolleranza nei confronti di questo tipo d’impatto. Dall’altro lato invece il lungo adattamento subito dalla vegetazione mediterranea può in alcuni casi aver prodotto meccanismi di adattamento nelle specie vegetali che consentono a questi ambienti di “sopportare” densità di Cervidi molto elevate, soprattutto se messe in confronto con altri ambienti temperati (LOVARI *et al.*, 2007).

La diversità degli ambienti, del paesaggio e dell’uso del territorio da parte dell’uomo hanno prodotto una variabilità ambientale ampissima che a sua volta determina la densità di animali sostenibile dall’ambiente. Gli animali possono essere troppi, adeguati o troppo pochi (RISTAU *et al.*, 2012) a seconda dell’ambiente in cui si trovano. Analizzare il fenomeno solo sulla base della

densità numerica degli animali può essere però fuorviante, soprattutto quando successivamente vengono intraprese misure di controllo letali delle popolazioni (LOVARI *et al.*, 2007). Secondo CAUGHLEY (1981) l'elevata densità o meglio la "sovrabbondanza" degli animali è un giudizio di valore che ha un chiaro significato solo se inserito in un contesto ambientale specifico. Secondo l'Autore gli animali sono sovrabbondanti quando: *a*) minacciano la vita umana o il loro sostentamento, *b*) sono troppo numerosi per il loro stesso bene, *c*) fanno diminuire la densità di specie rilevanti da un punto di vista economico, ecologico ed estetico, *d*) causano squilibri nell'ecosistema. Dai punti proposti da CAUGHLEY (1981) emerge come la sovrabbondanza identifica una popolazione animale con una dimensione numerica e spaziale tale da interferire con l'ambiente in cui vive e con l'uomo con cui lo condivide. Purtroppo sono note e in aumento le criticità derivanti dalla presenza di questi animali sulla società soprattutto attraverso gli incidenti stradali (CÔTÉ *et al.*, 2004; LANGBEIN *et al.*, 2011; PONZETTA e SORBETTI GUERRI, 2009). L'aumento della rete viaria, del volume del traffico, e delle velocità raggiungibili, almeno in Europa, sono avvenute nello stesso periodo storico che ha favorito l'aumento di questi animali. Il risultato è che è aumentata la frequenza degli incidenti in cui questi animali sono coinvolti (LANGBEIN *et al.*, 2011). Oltre a questo tipo di minaccia alcuni Autori ricordano la possibilità che l'aumento di questi animali favorisca la diffusione di malattie sia all'uomo, attraverso il contatto diretto e il consumo alimentare, sia al bestiame domestico (CÔTÉ *et al.*, 2004; FERROGLIO *et al.*, 2011).

Per quanto riguarda il secondo punto, la sovrabbondanza è stata identificata come possibile causa del declino delle popolazioni stesse. Ad esempio, in Svezia agli inizi degli anni 90 l'Alce fu colpita da una malattia non identificata. Successivamente fu determinato che la principale causa di questa malattia era la malnutrizione dovuta alla riduzione delle risorse pabulari per l'eccessiva densità di animali raggiunta (LIBERG *et al.*, 2010). Gli ultimi due fattori per determinare se vi è sovrabbondanza delle popolazioni di animali selvatici rientrano nella valutazione del processo ecologico del quale fanno parte. Gli effetti percepiti come negativi, sono l'estremizzazione di tale processo e sovrastano gli eventuali benefici che derivano dalla presenza di questi animali (PUTMAN *et al.*, 2011).

Il reperimento dei dati sulle consistenze e sulla distribuzione delle specie è uno dei maggiori problemi per la valutazione della “sovrabbondanza” e per tracciare strategie di monitoraggio, pianificazione e controllo. La maggior parte dei dati riguardanti le densità degli animali selvatici deriva dall’attività venatoria la quale, prevedendo quote di abbattimento, richiede per la loro definizione, un’affidabile stima della consistenza e della struttura delle popolazioni (MORELLET *et al.*, 2011, 2001). In alcuni Paesi Europei non vi è un metodo scientifico o sistematico utilizzato per il monitoraggio delle popolazioni di Cervidi. Spesso le metodologie di stima, dirette o indirette a seconda che venga stimata la densità assoluta della popolazione oppure segnalata la presenza degli animali, sono utilizzate diversamente secondo la zona di caccia (MORELLET *et al.*, 2011). In Germania e Austria, le stime sulle consistenze e sulla struttura delle popolazioni sono interamente basate sui dati di abbattimento derivanti dall’attività venatoria (REIMOSER e REIMOSER, 2010; WOTSCHIKOWSKY, 2010). In Italia addirittura vi sono diversi metodi di stima per le stesse specie: 6 metodi per il Capriolo, 6 per il Daino e 7 per il Cervo (APOLLONIO *et al.*, 2010b; MORELLET *et al.*, 2011). Le metodologie applicate per arrivare alla stima si basano generalmente sul censimento totale degli individui o sul campionamento in cui spesso gli operatori sono i cacciatori. Queste metodologie, seppur consolidate nel tempo e affinate per la maggiore esperienza via via acquisita, presentano secondo MORELLET *et al.* (2001) tre problematiche che ne limitano l’accuratezza e la precisione per essere utilizzati a scopo di monitoraggio. Il primo problema indicato è che non consentono di valutare i cambiamenti della dimensione della popolazione, poiché non catturano la variabilità indotta da fattori densità-dipendenti o densità-indipendenti propri delle dinamiche di popolazione. Il secondo punto critico è la bassa accuratezza insita nelle stime, soprattutto quando si tratta di valutare popolazioni che sono presenti a elevata densità, e spesso i risultati portano ad una sottostima numerica dei capi. L’ultimo fattore di criticità è una precisione spesso molto bassa e una non standardizzazione dei percorsi realizzati. Il risultato complessivo di questi fattori determina la necessità di sviluppare nuovi strumenti per monitorare le popolazioni di Cervidi, e degli Ungulati in generale, soprattutto quando queste sono presenti a elevate densità, nonché di uniformare il più possibile le metodologie di stima a livello nazionale (MORELLET *et al.*, 2011).

La gestione di queste popolazioni però non può e non deve limitarsi solamente allo studio della strutturazione numerica e di areale, ma deve comprendere e valutare come la popolazione animale si interfaccia, utilizza e modifica l'ambiente circostante. I cambiamenti indotti alla vegetazione da questi animali, soprattutto quando sono presenti a elevate densità per un lungo periodo, hanno determinato la necessità di sviluppare tecniche di monitoraggio che consentano di rilevare i cambiamenti e le modifiche provocate (MORELLET *et al.*, 2011, 2007; MYSTERUD *et al.*, 2010). L'osservazione delle modificazioni indotte dalle popolazioni animali alla vegetazione dovrebbe consentire ai gestori di trovare *l'equilibrio fra le popolazioni animali e il loro habitat che corrisponde all'obiettivo della società*. Per questo obiettivo alcuni ricercatori francesi stanno sviluppando nuovi strumenti per la gestione delle popolazioni di Cervidi basati sul monitoraggio di Indicatori del Cambiamento Ecologico ("*Indicators of ecological change*" IEC) che devono essere parametri di facile misurazione, sensibili al cambiamento della relazione tra le popolazioni di Ungulati e il loro *habitat* (MORELLET *et al.*, 2011, 2007). Sviluppando questi indicatori i ricercatori si sono posti l'obiettivo di fornire ai gestori faunistici strumenti capaci di monitorare le popolazioni animali senza la stima delle loro consistenze. Questi Ricercatori hanno proposto tre categorie di Indicatori complementari utilizzabili per descrivere: 1) la performance degli animali, 2) la qualità degli *habitat* e 3) l'abbondanza degli animali (MORELLET *et al.*, 2007). Ovviamente il corretto utilizzo di questi indicatori, oltre ad essere complementare fra le tre categorie, deve essere realizzato in un contesto ambientale il più possibile omogeneo e valutati e ricercati nel corso degli anni per permettere la stima della relazione fra le popolazioni animali e l'*habitat* (DOUHARD *et al.*, 2013).

La necessità di aumentare le conoscenze sulle relazioni fra i Cervidi e i sistemi forestali deriva anche dall'inefficacia del metodo al quale la gestione usualmente ricorre per ridurre l'impatto ovvero il controllo numerico delle popolazioni (KUIJPER *et al.*, 2009; PUTMAN, 2010). Molto spesso l'assunzione implicita è che la riduzione numerica degli animali porterà a un basso livello di impatto e a favorire il recupero e il ripristino delle situazioni forestali impattate (KUIJPER, 2011). La focalizzazione esclusiva sul controllo numerico tramite l'attività venatoria, ignorando altri fattori ambientali, ha portato spesso ad un

aumento del conflitto esistente fra i vari portatori di interesse senza raggiungere i risultati sperati (KUIJPER, 2011; TANENTZAP *et al.*, 2012a, 2011). L'attività venatoria, anche se bene organizzata e gestita, può portare a risultati che hanno un'efficacia nel breve periodo e con una limitata dimensione spaziale (KUIJPER, 2011). Queste limitazioni sono dettate dalla modulazione normativa dell'attività venatoria che ne definisce i tempi e le aree dove può essere realizzata (PUTMAN *et al.*, 2011) e dalla predisposizione dei cacciatori a cacciare in aree più o meno favorevoli (CROMSIGT *et al.*, 2013; KUIJPER, 2011). I caratteri vincolanti di questa attività la rendono prevedibile da parte degli animali, a differenza della predazione naturale, e spesso poco efficace nell'ottica del controllo dell'impatto sull'ambiente (CROMSIGT *et al.*, 2013) o addirittura determinante per l'aumento dell'impatto (TANENTZAP *et al.*, 2012a). Secondo alcuni Autori l'attività di controllo venatorio, per essere veramente efficiente e per ridurre l'impatto degli animali sull'ambiente, non dovrebbe focalizzarsi solo su quanti animali sono da abbattere ma nel cercare di mimare gli effetti indiretti dati dalla predazione naturale, creando quello che viene definito *Landscape of fear*, anche con l'attività venatoria definita in questo caso, *Hunting of fear* (CROMSIGT *et al.*, 2013). Questa modalità di gestione venatoria si basa su: *a*) creare un'eterogeneità temporale dell'attività venatoria favorendo la presenza del cacciatore sul territorio durante tutto l'anno e soprattutto durante la stagione di ripresa vegetativa, *b*) delimitare spazialmente l'attività venatoria in relazione all'*Home range* delle popolazioni animali e non sui confini amministrativi o gestionali spesso non coordinati, *c*) creare una variazione spaziale nel rischio predatorio, quindi dell'attività venatoria, per modificare il comportamento degli animali creando un alternarsi di ambienti in cui la vegetazione si può ripristinare senza l'impatto, *d*) sfruttare le condizioni ambientali e topografiche per massimizzarne gli effetti, *e*) realizzare abbattimenti prevalentemente non sulla classe di sesso maschile ma su quella femminile e sulla classe di età giovanile (CROMSIGT *et al.*, 2013; TANENTZAP *et al.*, 2011). La fattibilità di questo tipo di gestione è molto difficoltosa e, come riconoscono gli Autori, illegale in alcuni punti proposti (CROMSIGT *et al.*, 2013). Ciò non toglie che l'inefficienza del metodo classico finora realizzato imponga di valutare strategie alternative a quelle utilizzate fino ad ora. Inoltre, strategie di controllo episodiche e massive realizzate per mitigare l'impatto sull'ambiente, misurato ad esempio con l'aumento dell'abbondanza delle specie maggiormente appetibili,

danno risultati poco percepibili se non addirittura assenti (TANENTZAP *et al.*, 2012a).

L'ultimo punto che impone un maggiore sforzo collettivo per trovare soluzioni strategiche e condivise nella gestione dei Cervidi all'interno del paesaggio agroforestale è l'accettazione della questione da parte delle diverse componenti della società. Da un punto di vista scientifico l'impatto dei Cervidi è ben compreso, ma i Cervidi continuano a provocare impatti nonostante i molteplici sforzi realizzati per ridurli. Il modello standard di riferimento si basa sul trasferimento dei risultati delle ricerche che evidenziano gli effetti negativi delle alte densità di Cervidi alla gestione e ai decisori politici. Idealmente però la gestione dovrebbe essere informata direttamente, avvalendosi della ricerca e del monitoraggio, per quanto riguarda le popolazioni e il loro impatto, per agire prima del deterioramento dell'ecosistema applicando il "principio di precauzione" (TANENTZAP *et al.*, 2012a). Ci sono, tuttavia, grandi ostacoli nell'attuale integrazione fra ricerca, gestione e politica dovute principalmente all'accettazione da parte dei diversi portatori di interesse. I diversi valori sociali, politici, economici e culturali prevalgono spesso sui dati scientifici raccolti oggettivamente, i quali, se non propriamente contestualizzati nel quadro socio economico, non sono utili per avviare politiche e pratiche di gestione risolutive. Implementare politiche di gestione richiede una forte mediazione fra le diverse visioni (preservazione assoluta, retribuzione economica e politica dalle attività venatorie e attività collegate e effetti negativi su aspetti economici) alle quali corrispondono diversi portatori di interesse o *stakeholders* (DANDY *et al.*, 2012; TANENTZAP *et al.*, 2012a). Quando queste specie sono presenti a elevate densità, possono avere un impatto significativo su un ampio spettro di aspetti produttivi, conservativi ed anche sociali. Il "danno" causato da questi animali rappresenta semplicemente l'estrema espressione di un naturale insieme di fattori che riassumono gli impatti degli erbivori sull'ambiente. Il danno è presente negli occhi di chi lo definisce tale. Gli impatti, sono semplicemente impatti, frutto di una relazione ecologica e naturale, i cui effetti visibili oggi sono il risultato, il più delle volte, del successo di operazioni realizzate e favorite dell'uomo (PUTMAN, 2010, 1996).

2 ECOLOGIA DELL'INTERAZIONE

Gli Ungulati selvatici hanno da sempre avuto un ruolo nella determinazione della struttura e della dinamica dei sistemi ecologici naturali terrestri. Per milioni di anni i grandi erbivori hanno influenzato il funzionamento agendo sia nell'immediato sulla comunità vegetale sia come pressione selettiva, contribuendo a dirigere i processi di adattamento delle specie vegetali. Questo processo evolutivo ha contribuito alla formazione dell'assemblaggio delle comunità vegetali attuali (GORDON e PRINS, 2008; PUTMAN, 1996; REIMOSER e PUTMAN, 2011).

Molte specie vegetali presenti nelle foreste europee attuali si sono evolute adattandosi ai disturbi naturali che caratterizzavano le foreste nel passato (BENGTSSON *et al.*, 2000). Anche se non è chiaro come fossero le foreste europee, alcuni Autori sono concordi nell'attribuire alla presenza dei mega erbivori un'importante ruolo nella fisionomia strutturale e compositiva delle foreste (BRADSHAW *et al.*, 2003). Le interazioni passate, fra la struttura degli ecosistemi forestali e gli Ungulati, sono state esaminate attraverso lo studio dei pollini e dei fossili. Principalmente questi studi hanno identificato due scenari: “*mammoth-steppe*” e successivamente “*wood pasture*”. Il primo scenario “*mammoth-steppe*” è stato collocato dai 30.000 ai 10.000 anni fa, dove viveva un popolamento animale ad oggi estinto e in cui il principale *driver* erano le condizioni climatiche. In questa fase gli studiosi identificano un popolamento animale dominato da specie prevalentemente pascolatrici. L'assemblaggio animale in quest'epoca fa supporre ai ricercatori che l'ambiente fosse dominato da una fisionomia vegetale composta da ambienti simili alla tundra attuale ma più produttiva, dominata da specie erbacee. Tale ipotesi non è supportata da tutti principalmente per le seguenti motivazioni: 1) le indagini polliniche non sono correlabili con un preciso luogo per la diffusione aerea del polline e 2) non è possibile definire le densità degli animali con queste analisi (BRADSHAW *et al.*, 2003). Il secondo scenario identificato è il “*wood pasture*”. Questo scenario si colloca durante l'Olocene, soprattutto per quanto riguarda l'Europa nord occidentale e l'America settentrionale, dove secondo questa ipotesi i grandi Ungulati hanno esercitato la maggiore influenza sulla struttura e composizione della vegetazione forestale.

L'ipotesi nasce dalla considerazione della struttura dei boschi vetusti attuali caratterizzati da una struttura molto densa e con un basso apporto di luce al suolo. In queste situazioni specie eliofile come *Quercus* spp., *Corylus* e altre specie erbacee legate a queste fisionomie avrebbero trovato difficili condizioni per l'accrescimento. Allo stesso tempo molta della diversità specifica, sia vegetale sia animale, riscontrata in questi ambienti è maggiormente legata a situazioni dove ci dovrebbe essere un maggiore apporto luminoso, dato da densità inferiori del soprassuolo arboreo. Queste situazioni, più collegabili ad attività colturali non ancora avvenute durante questo periodo storico, hanno fatto ipotizzare un importante ruolo degli animali in questa dinamica (BENGTSSON *et al.*, 2000; BRADSHAW *et al.*, 2003). La *wood pasture*, o conosciuta anche come *Vera hypothesis* dal nome dell'Autore che l'ha formulata, suggerisce che durante l'Olocene, e prima della predominanza dell'azione dell'uomo sulla struttura vegetale, i grandi erbivori fossero sufficientemente abbondanti per mantenere strutture aperte permettendo quindi alle specie eliofile di accrescersi all'interno delle foreste. Tuttavia però anche questa ipotesi è sottoposta a forte dibattito da parte dei ricercatori soprattutto per alcuni punti che non supportano questa teoria. Ad esempio l'assenza degli erbivori in Irlanda, dove invece le indagini polliniche hanno evidenziato la presenza delle specie vegetali che hanno dato origine alla teoria; oppure la mancanza di prove paleoecologiche, soprattutto per la definizione delle densità animali, ma che anzi suggeriscono il forte ruolo degli incendi nella strutturazione della vegetazione. Infine la maggiore criticità è la mancanza di un riferimento ambientale attuale, modellato per lungo tempo dal pascolo domestico (BRADSHAW *et al.*, 2003).

Fra le varie cause della difficile definizione delle interazioni passate c'è il forte cambiamento del popolamento animale. Da un popolamento molto ricco e prevalentemente di tipo pascolatore, che includeva elefanti, rinoceronti e occasionalmente ippopotami, raggruppabili come megafauna, a un popolamento animale più impoverito formato da specie con mole inferiore e comportamento alimentare intermedio. Il susseguirsi degli eventi glaciali e delle modificazioni degli ambienti realizzate dall'uomo, con una forte incidenza a partire da 4000-5000 anni fa, hanno determinato un progressivo cambiamento. L'estinzione dei selvatici in molte regioni causata dal clima e dalla persecuzione diretta da parte

dell'uomo sin dai tempi dei romani, ha modificato il tipo di pressione animale sulla vegetazione. A questo si aggiunge la progressiva sostituzione dei grandi erbivori selvatici con gli animali domestici che hanno condizionato gran parte delle foreste europee per millenni. Rispetto ai grandi erbivori selvatici le specie domestiche, oltre ad essere di dimensioni inferiori, presentavano un regime alimentare più selettivo e un utilizzo delle risorse condizionato dalla presenza dell'uomo che ne definiva la pressione sulla vegetazione nello spazio e nel tempo (BENGTSSON *et al.*, 2000; BRADSHAW *et al.*, 2003).

Nonostante le incertezze di queste ricostruzioni si hanno evidenze dell'importanza degli erbivori selvatici nella dinamica dei sistemi forestali. Studi recenti realizzati nelle foreste vetuste della Polonia sulla capacità endozoocora del popolamento ungulato relitto, hanno evidenziato un collegamento fra la dispersione di specie erbacee legate ad ambienti vetusti e la presenza delle specie animali selvatiche (JAROSZEWICZ *et al.*, 2013).

2.1 RUOLO ECOLOGICO

La comprensione di come gli organismi viventi interagiscono fra loro e con l'ambiente, studiando la struttura e le funzioni della natura, è uno degli obiettivi primari dell'ecologia (CASANOVA *et al.*, 1993; HOBBS, 1996). Gli organismi viventi e l'ambiente sono legati da una complessa serie di relazioni causa-effetto (CASANOVA *et al.*, 1993). L'insieme dinamico di queste relazioni date da interazioni fra piante, animali, comunità microbiche e l'ambiente abiotico che agiscono come unità funzionale vanno a definire infatti quello che è l'ecosistema (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). La grande varietà di specie, di caratteri abiotici e storici hanno portato alla formazione di diversi ecosistemi, apparentemente diversi fra loro, ma nei quali sono individuabili sempre due componenti funzionali: il biotopo e la biocenosi. Il biotopo, formato dalla parte non vivente, determina le caratteristiche di crescita e di affermazione della biocenosi. Quest'ultima è formata dalla somma degli individui autotrofi, che convertono l'energia luminosa o chimica in materia organica, e individui eterotrofi, che trasformano l'energia all'interno del sistema. Attraverso il passaggio fra i produttori primari, ovvero gli organismi autotrofi, i consumatori primari, che si nutrono direttamente dei produttori primari, ai consumatori

secondari si ha il passaggio di energia e di materia (CASANOVA *et al.*, 1993). All'interno di qualsiasi ecosistema terrestre, quando sono presenti, i Cervidi svolgono il ruolo di consumatori primari. Trasformando la materia e l'energia presente all'interno della catena alimentare contribuiscono alla mobilità della materia nel tempo e nello spazio. Nella catena trofica i grandi erbivori, in un sistema naturale, asportano dal 5 al 10% della biomassa vegetale presente (PUTMAN, 1996; REIMOSER e PUTMAN, 2011), ma con una grande variabilità andando da meno dell'1% a più del 60% di biomassa asportata (HARRISON e BARDGETT, 2008).

Consapevoli di questo ruolo chiave lo studio dei Cervidi, e degli erbivori in generale, si è focalizzato principalmente sugli effetti e sulle relazioni dirette presenti nella catena trofica (HOBBS, 1996). Come ricordano CARRADORE *et al.* (2014) per molto tempo la valutazione dell'effetto degli erbivori selvatici in una fitocenosi era realizzata attraverso la definizione della capacità portante ritenuta “*l'unico metro di valutazione per definire il carico animali che questa potesse tollerare*”. Questo approccio, secondo HOBBS (1996), ha portato a vedere gli Ungulati selvatici semplicemente come consumatori di piante o prede per i predatori, considerandoli semplici *output* della comunità vegetale e le piante come *input* delle specie animali. Da una concezione di tolleranza, basata su un approccio zootecnico, si è passati alla considerazione dei Cervidi come agenti di disturbo che provocano un “danno”, in contrapposizione con interessi economici o di conservazione della biodiversità (CARRADORE *et al.*, 2014). L'aumento delle evidenze e delle conoscenze ha indotto un cambiamento nella percezione ecologica di questi animali. Contrariamente all'approccio trofico gli studiosi hanno cominciato a focalizzarsi sulle conseguenze dei cambiamenti indotti dagli Ungulati sulla vegetazione analizzando gli effetti indiretti che, attraverso un effetto a cascata, vanno a influenzare componenti biotiche di solito lontane dalla loro catena alimentare. Questi effetti, sostiene HOBBS (1996), possono anche eccedere gli effetti diretti, derivanti dell'asportazione della biomassa vegetale, andando a regolare i processi ecosistemici presenti in diverse scale spaziali e temporali.

2.2 DISTURBO

Lo studio della dinamica e della struttura dei soprassuoli forestali e le attività di monitoraggio delle loro condizioni di salute valutano i Cervidi come agenti di disturbo biotico descritti e considerati spesso nelle categorie “altri tipi di disturbo” (ATTIWILL, 1994; BUSSOTTI *et al.*, 2014; FAO, 2010, 2006, 2001a; FOREST EUROPE *et al.*, 2011; JACTEL e VODDE, 2011; QUINE *et al.*, 1999; SEIDL *et al.*, 2011; VACCHIANO *et al.*, 2012)

Sono molteplici le definizioni proposte per caratterizzare cosa è un disturbo. Secondo PICKETT e WHITE (1985) il disturbo all'interno di un ecosistema è un “evento discreto nel tempo che altera le strutture degli ecosistemi, delle comunità e delle popolazioni, modificandone il substrato e l'ambiente fisico”. ATTIWILL (1994) lo definisce come “il processo chiave in foreste naturali che fornisce la forza motrice per la dinamica forestale e la rinnovazione attraverso i cambiamenti della struttura che avviano le successioni secondarie e la creazione della diversità dell'habitat”. FARINA (2001) lo circoscrive come “Il cambiamento prodotto alla struttura o all'organismo da fattori esterni”. BERNETTI (2005) lo descrive come “uno specifico evento che altera la struttura di un popolamento o di un intero ecosistema”, SEIDL *et al.* (2011) come un “evento discreto nel tempo che disturba la struttura, la composizione e o i processi presenti in un ecosistema attraverso l'alterazione dell'ambiente abiotico, delle risorse presenti e che causa un cambiamento nella biomassa vegetale presente”. Come suggerisce SCARFÒ (2008) nonostante le molteplici definizioni, in ognuna di esse sono rilevabili aspetti legati alla scala spaziale sulla quale agiscono con la loro capacità di modificazione che, secondo l'origine e la severità, è capace di provocare effetti differenziali al sistema ambientale con diverse ripercussioni temporali.

L'aumento degli studi ecologici in campo forestale, avvalendosi di laboratori viventi come i boschi vetusti, ha evidenziato l'importanza dei disturbi come elemento chiave nella dinamica dell'ecosistema, nella strutturazione spaziale e temporale delle comunità vegetali e soprattutto come *driver* evolutivi capaci di modellare le capacità di adattamento degli individui vegetali (SEIDL *et al.*, 2011).

QUINE *et al.* (1999) riassumono nelle seguenti modalità le vie con le quali i disturbi possono modificare gli ecosistemi forestali: *a)* favorendo la mortalità nelle specie vegetali dominanti o degli individui all'interno della comunità; *b)* determinando cambiamenti strutturali creando nuove nicchie ecologiche ed *habitat*; *c)* creando una diversificazione strutturale e compositiva all'interno del paesaggio; *d)* creando condizioni microstazionali consone all'insediamento della rinnovazione; *e)* mantenendo i cicli biogeochimici.

Il disturbo è fondamentalmente un evento realizzabile da diversi agenti che ne definiscono la genesi e determinano i caratteri distintivi e descrittivi (Tab. 10). Gli agenti di disturbo possono essere esogeni o endogeni del sistema, di origine biotica o abiotica e coprire una vasta gamma di scale spaziali e temporali. La difficile caratterizzazione dei disturbi ha portato a diversi termini utilizzati per definirli o caratterizzarli come perturbazione o *stress* (PIGNATTI *et al.*, 2001). La natura esogena o endogena dell'evento può essere la base della seguente distinzione: condizioni di disturbo solo quando un fattore esterno alla comunità vegetale altera la distribuzione della fitomassa, mentre i disturbi endogeni sono definibili come fattori di *stress* quando determinano una riduzione della produttività (ATTIWILL, 1994). Data però la difficile contestualizzazione dell'origine e delle sue cause all'interno di un sistema aperto e soggetto alle leggi della termodinamica come sono gli ecosistemi, la distinzione fra disturbo, perturbazione e *stress* deve essere realizzata probabilmente contestualizzando l'evento per lo studio di uno specifico tratto o carattere funzionale della vegetazione.

Tabella 10 - Natura e tipi di agenti di disturbo in un ecosistema forestale (QUINE *et al.*, 1999).

Natura	Agenti
Abiotica	Inondazioni, vento, siccità, incendi, neve, gelo, frane, vulcanismo, glaciazione
Biotica	Insetti, Funghi, Erbivori, Uccelli
Antropica	Incendi, Utilizzazioni forestali, sistemazioni stradali, preparazione del suolo, drenaggio, fertilizzazione

L'identificazione e la quantificazione del disturbo e del suo effetto all'interno della comunità vegetale sono difficoltose poiché il concetto causa-effetto non è sempre identificabile. Questo è particolarmente importante in limitate scale spazio temporali e in sistemi aperti dove le dinamiche osservabili in un determinato momento sono dovute ad eventi realizzati in passato o in un altro

luogo (SKARIN, 2004). Nello studio dei disturbi è fondamentale la definizione delle scale di riferimento su cui circoscrivere e quantificare un determinato fattore ecologico (SKARIN, 2004). La variabilità e i riferimenti spaziali e temporali dei vari eventi di disturbo e dei suoi effetti sono ampissimi. Da processi che avvengono annualmente a quelli che hanno una scala temporale di millenni. Stessa variabilità è legata alla scala spaziale (QUINE *et al.*, 1999). La determinazione e lo studio dei disturbi si basa generalmente su quelli che PICKETT e WHITE (1985) hanno definito come i descrittori del disturbo (Tab. 11).

Tabella 11 - Definizioni dei descrittori dei disturbi (da PICKETT e WHITE, 1985).

Descrittore	Definizione
Distribuzione	Distribuzione spaziale, includendo le relazioni con le caratteristiche geografiche, topografiche, ambientali e dei gradienti ambientali
Frequenza	Numero medio di eventi nel periodo di tempo. La frequenza è spesso usata per stimare la probabilità di un disturbo quando è espressa come frazione decimale di eventi per anno.
Tempo di ritorno o ciclo	Inverso della frequenza ossia il tempo tra gli eventi di disturbo
Periodo di rotazione	Tempo necessario per disturbare un'area equivalente all'area di studio media (l'area di studio è arbitrariamente definita; qualche sito può essere disturbato più volte in questo periodo e altri nulla)
Prevedibilità	La misura della varianza del tempo di ritorno
Dimensione/Area	Area sottoposta al disturbo
Magnitudo-Intensità	Forza fisica dell'evento per area e per unità temporale
Severità	Impatto sull'organismo, comunità o ecosistema (quantità di biomassa rimossa)
Sinergismo	Effetto indotto dalla presenza di altri disturbi

A livello di organizzazione il disturbo può presentarsi come singolo evento o sotto forma di regime all'interno del sistema ambientale. I meccanismi che sono identificabili in questi due livelli organizzativi nel caso dell'evento di disturbo sono: la suscettibilità, l'occorrenza e l'impatto. La *suscettibilità* può essere descritta come la predisposizione della vegetazione all'evento di disturbo data dalla mancanza di capacità difensive. L'*occorrenza* può essere valutata come la sensibilità dell'agente di disturbo nei confronti dell'ambiente stesso favorita da elementi predisponenti o scatenanti. L'*impatto* è l'effetto dell'evento di disturbo sulla struttura, composizione e funzionalità della comunità vegetale e della sua distribuzione spaziale a scala locale. Quando la magnitudo e la severità degli eventi di disturbo avvengono con meccanismi collegati da dinamiche spazio-temporali, e con interazioni con altri agenti di disturbo, avviando i caratteri di

sinergismo e di *feedbacks* all'interno della comunità, si ha l'organizzazione del regime di disturbo (SEIDL *et al.*, 2011). Secondo QUINE *et al.* (1999) i disturbi raramente influenzano una singola specie, ma generalmente condizionano una determinata comunità vegetale o stadio successionale, soprattutto quando agiscono come regimi di disturbo. Molti disturbi di origine abiotica come il vento, gli incendi, gli eventi franosi ad esempio hanno un carattere generale e un impatto totalitario sulla vegetazione. I disturbi di natura biotica invece hanno prevalentemente un carattere selettivo. Tale carattere è visibile in funzione delle specie, degli stadi fenologici della vegetazione e del ciclo vitale delle specie agente di disturbo.

2.3 I CERVIDI COME AGENTI DI DISTURBO

Le caratteristiche generali del “disturbo” in senso ecologico sono osservabili anche nelle modalità e negli effetti che i Cervidi producono alle comunità vegetali. All'interno di un ecosistema forestale i Cervidi possono essere definiti come agenti di disturbo biotico di natura selettiva in cui la ripetitività dell'evento ne determina l'organizzazione e il carattere del tempo di ritorno (*sensu* PICKETT e WHITE, 1985). Secondo KIE e LEHMKUHL (2001) l'azione dei Cervidi è da considerarsi come un disturbo cronico piuttosto che episodico. WISDOM *et al.* (2006) suggeriscono invece che la natura di questo disturbo non sia ben definibile ma che dipenda dalla specie animale, dalla densità delle popolazioni, dalle scelte di movimento e di alimentazione nonché dalla frequenza e intensità degli specifici eventi e azioni che gli animali realizzano. La caratterizzazione di questi animali come agenti di disturbo, che dipende dalle diverse modalità con le quali questi animali possono trasformare gli ecosistemi forestali ed interagire con altri tipi di disturbi, è una parte critica dello studio e della gestione dei regimi di disturbo (WISDOM *et al.*, 2006).

Sin dalla nascita della *wildlife ecology*, gli studiosi hanno riconosciuto come i grandi erbivori non solo dipendono dalle comunità vegetali ma ne influenzano la resilienza e le capacità adattative condizionando la composizione e la struttura con effetti che si esplicano a scale e in tempi molto diversi (CÔTÉ *et al.*, 2004). La magnitudo del loro effetto e il loro ruolo nel modificare le comunità

vegetali e animali le fa definire come *keystone species* piuttosto che come agenti di disturbo (ENDRESS *et al.*, 2012; FRERKER *et al.*, 2013; ROONEY, 2001; TANENTZAP *et al.*, 2012a; WISDOM *et al.*, 2006) o *ecological engineers* (WÄBER, 2010) ovvero specie “capaci di determinare un impatto su molte altre specie presenti spesso ben oltre quello che ci si poteva aspettare considerando esclusivamente la loro biomassa o abbondanza” (DUCARME *et al.*, 2013) o “specie che esercitano uno sproporzionato e prevalente effetto sulla struttura o sui processi dell’ecosistema” (WISDOM *et al.*, 2006) oppure “specie capaci di influenzare e modificare il loro ambiente” (JANIS, 2008).

Qualunque sia la definizione del ruolo che questi animali hanno, la loro azione è scaturita da processi legati alle varie funzioni che loro esplicano durante il ciclo vitale effettuate al fine di consentire la propria sopravvivenza, mantenimento e riproduzione (CARRADORE *et al.*, 2014; CASANOVA *et al.*, 1993). La genesi dell’evento inizia principalmente con l’evento del “morso” e con i meccanismi fisici, fisiologici e decisionali che hanno indotto l’animale a produrre l’evento. Le azioni realizzate presentano una *selettività*, ovvero una scelta di una particolare specie, pianta e parte di pianta dalla quale è valutabile la *vulnerabilità* o *suscettibilità* definibile come probabilità o frequenza dell’evento alimentare su una pianta con particolari caratteristiche, che ne può a sua volta condizionare l’*incidenza* su un insieme di piante realizzate con una *intensità* o *severità* espressa come proporzione o dimensione di biomassa asportata (GILL, 1992a).

Le modalità con le quali i Cervidi si interfacciano con la struttura, la composizione e i processi presenti all’interno dei sistemi forestali sono riconducibili a eventi di origine alimentare e comportamentale (Tab. 12). L’effetto di queste azioni è un’alterazione fisica diretta della pianta su cui avviene la rimozione della biomassa in base alla *selettività* dell’animale, *vulnerabilità* della vegetazione e *incidenza* e *intensità* degli eventi realizzati. Questo effetto è quello comunemente denominato *impatto* o secondo GILL (1992a) *danno* inteso come qualsiasi ferita che preveda la rimozione del tessuto vegetale dalla pianta.

Gli eventi realizzati mostrano tutti caratteri spiccatamente selettivi in funzione della specie vegetale colpita, delle sue caratteristiche dimensionali e del momento dell’anno in cui vengono realizzate. A questi tipi di impatto di origine alimentare e comportamentale si accompagna sempre il calpestio o *trampling*

ovvero l'azione indotta sul terreno dovuta al camminamento degli animali (CARRADORE *et al.*, 2014; GILL, 1992a).

I tipi di impatto possono avvenire durante tutto l'anno con un'incidenza variabile a seconda delle specie e delle stagioni. La brucatura è l'impatto meno legato alla stagionalità, ma con una diversa incidenza a seconda delle specie vegetali. Le conifere sono maggiormente utilizzate durante l'inverno mentre le latifoglie nel periodo primaverile ed estivo. Anche lo scortecciamento avviene generalmente durante tutto l'anno con una minore incidenza nei mesi di Settembre e Ottobre. Generalmente questo impatto è classificato come estivo o invernale. Lo sfregamento, l'impatto più correlabile alla fisiologia dell'animale e all'attività riproduttiva, viene realizzato: *a*) durante la caduta dei palchi, nel Cervo da Febbraio a Maggio mentre nel Capriolo da Novembre a Dicembre, *b*) per la pulitura del nuovo palco formato dal velluto, nel Cervo da Giugno a Luglio e nel Capriolo da Febbraio a Marzo, *c*) durante il periodo riproduttivo per delineare i territori di riproduzione, nel Cervo da Settembre a Ottobre e nel Capriolo da fine Maggio ad Agosto. Per quanto riguarda il Daino, possono essere considerati gli stessi periodi temporali del Cervo, anticipandoli di un mese (CARRADORE *et al.*, 2014; CASANOVA *et al.*, 1993).

Tabella 12 - Origine e definizione degli impatti realizzati dai Cervidi all'interno dei sistemi forestali (GILL, 1992a; HEROLDOVÁ *et al.*, 2003).

Impatto	Origine	Definizione
Brucatura	Alimentare	Tutte le forme di alimentazione che prevedono la rimozione di gemme, foglie, aghi, fiori e getti
Scortecciatura	Alimentare	Rimozione della corteccia a scopo alimentare
Sfregatura	Comportamentale	Rimozione della corteccia per attività fisiologica, data dalla pulizia dei palchi, e per la delimitazione del territorio
Stroncatura	Comportamentale/Alimentare	Rottura dei fusti per il passaggio dell'animale o per raggiungere la risorsa pabulare

La distribuzione, la frequenza, il tempo di ritorno, il periodo di rotazione, la prevedibilità, l'area, l'intensità, la severità e il sinergismo di questi eventi (PICKETT e WHITE, 1985) dipendono da motivi decisionali legati alle caratteristiche delle specie, dalla loro densità e dai principali fattori che ne determinano la distribuzione.

2.3.1 Fattori di necessità e di scelta

La presenza e la distribuzione delle specie attuali all'interno degli ambienti è determinata dalle caratteristiche genetiche, fenotipiche e di adattamento che sono risultate vincenti nel corso dell'evoluzione (Tab. 13).

Tabella 13 - Classificazione sistematica della Famiglia dei Cervidi e caratteri distintivi (da CASANOVA *et al.*, 1993).

Regno	<i>Animalia</i>	Organismi pluricellulari eucarioti in cui le pareti cellulari non sono rigide e il principale modo di nutrizione è l'ingestione. Riproduzione prevalentemente sessuata e la differenziazione cellulare è molto ampia
Phylum	<i>Chordata</i>	Organismi dotati di un'organizzazione generale del sistema nervoso e scheletrico
Classe	<i>Mammalia</i>	Organismi omeotermi dotati di una circolazione doppia e completa in cui il diaframma muscolare separa i polmoni ed il cuore dagli altri organi. Partoriscono prevalentemente figli vivi e nutrono l'embrione attraverso la placenta. Dotati di ghiandole mammarie con le quali la femmina allatta la prole. Corpo rivestito da peli, presenti come tali o trasformati, dotati di ghiandole sudorifere e sebacee e in cui l'apertura anale è distinta da quella urogenitale. Generalmente presenti due paia di arti. Buono sviluppo della scatola cranica, che nel corso dell'evoluzione ha assecondato l'aumento del volume del cervello, in cui sono assenti ossi come il quadrato e l'articolare che si sono trasformati nella struttura ossea dell'apparato uditivo. Presenza di un palato secondario che permette la respirazione durante la masticazione dell'alimento.
Superordine	<i>Ungulata</i>	Specie che poggiano il proprio peso a terra su uno o due dita in cui le falangi sono ricoperte da zoccoli. A livello alimentare sono erbivori obbligati mono o poligastrici. La prole alla nascita è precoce nel movimento e nello svezzamento.
Ordine	<i>Artiodactyla</i>	Specie che poggiano a terra sul terzo e quarto dito mentre il secondo e il quinto sono atrofici. Apparato tegumentale esterno formato da peli con colorazione uniforme tranne che nelle forme giovanili dove la pelliccia per la presenza di macchie o strisce assume un aspetto mimetico. Presenza di ossi frontali da cui dipartono strutture permanenti o caduche (corni o palchi)
Sottordine	<i>Ruminantia</i>	Specie poligastriche con premolari e molari a crescita continua.
Famiglia	<i>Cervidae</i>	Specie con dimorfismo sessuale dato dal palco solo nel sesso maschile (ad eccezione della Renna) e dalla mole maggiore di questo sesso. Presentano due paia di mammelle. Dentatura specializzata con mancanza degli incisivi superiori e canini più o meno presenti trasformati in incisivi nell'arcata inferiore. Presentano tredici vertebre dorsali. Trofeo indice della salute e dello sviluppo dell'individuo. Caratterizzati da legami familiari forti.

La famiglia dei Cervidi, insieme alla famiglia dei Bovidi, raggruppa le specie artiodattili più evolute (SKARIN, 2004), ovvero specie che possiedono un numero pari di dita e la cui zampa è retta ugualmente dal terzo e quarto dito (CASANOVA *et al.*, 1993). Dotati di un sofisticato apparato digestivo composto da

quattro camere digestive, di cui una dotata di una complessa comunità microbica, questi animali possono convertire la cellulosa in energia (HANLEY, 1997) assumendo sostanze vegetali che altrimenti non potrebbero essere assunte dagli animali (SKARIN, 2004).

Tutte le specie di Cervidi sono erbivori obbligati con una dieta basata esclusivamente su materiale vegetale (DUNCAN e POPPI, 2008). Sebbene le specie attuali di Cervidi siano prevalentemente associate ad ambienti forestali temperati dell'emisfero boreale, la diversificazione della biomassa vegetale ha determinato nel corso dell'evoluzione diversi tipi di comportamento alimentare (HANLEY, 1997). Lo studio dell'alimentazione e del comportamento alimentare degli animali selvatici, basato sulla comparazione dei caratteri anatomici e fisiologici con gli animali domestici, ha portato a delineare una classificazione alimentare (HANLEY, 1997). I punti principali identificati per definire il comportamento alimentare furono: *a*) gli animali di dimensioni maggiori hanno un tempo minore da dedicare alla scelta alimentare rispetto a quelli di mole inferiore, ma richiedono meno energia per unità corporea, *b*) il complesso ruminale e reticolare esteso è un adattamento per le diete con elevato contenuto di cellulosa, mentre complessi rumino reticolari di dimensioni inferiori sono idonei a diete con elevato contenuto di lignina nella dieta, *c*) specie che anatomicamente hanno un'apertura boccale grande possono assumere e masticare più materiale rispetto a specie con un'apertura inferiore, ma queste specie possono essere più selettive nei confronti della vegetazione (HANLEY, 1997). Questi punti furono sviluppati in origine per le antilopi africane e successivamente estese ai Cervidi producendo la classificazione fondamentale proposta da HOFMANN (1985) (HANLEY, 1997). Secondo questo schema le specie di Cervidi presenti in Europa sono o prettamente selettori o con comportamento intermedio. Nella prima tipologia rientrano: il Capriolo, l'Alce e il genere alloctono *Muntjac*. Specie tipicamente pascolatrici invece non sono presenti nella famiglia dei Cervidi, ma quella che ha alcune di queste caratteristiche è il Daino. Le altre specie europee come il Cervo e la Renna sono da considerare come comportamento intermedio e opportunistico (Tab. 14) (HANLEY, 1997; MATTIELLO, 2006). Il tipo di alimentazione determina nelle specie animali le modalità di aggregazione e spostamento all'interno dell'ambiente. I selettori sono generalmente specie solitarie o che formano piccoli

gruppi sociali caratterizzati da forti legami familiari con una attitudine territoriale nei confronti dell'ambiente. Le specie pascolatrici, o con comportamento intermedio, sono specie gregarie formate da molti individui con una forte attitudine allo spostamento all'interno del territorio. Questo è anche dovuto alla ricerca alimentare, necessaria nei diversi momenti fisiologici e stagionali, nonché come comportamento antipredatorio (CARRADORE *et al.*, 2014; CASANOVA *et al.*, 1993; MATTIELLO, 2006).

La variabilità legata al comportamento alimentare di queste specie è il risultato di un processo di adattamento conseguito nel lungo periodo e di un adattamento che viene realizzato nel breve periodo in funzione della disponibilità alimentare (MATTIELLO, 2006). Il primo è il risultato di un adattamento evolutivo delle specie animali che ha assecondato i cambiamenti della fisionomia vegetale, prevedendo un progressivo adattamento e miglioramento nella digestione di alimenti con un maggiore contenuto di fibre (JANIS, 2008; MATTIELLO, 2006). Il secondo è determinato dall'ambiente in cui vivono, riducendo spesso la dicotomia brucatori-pascolatori soprattutto all'interno dei sistemi forestali (HANLEY, 1997).

Tabella 14 - Caratteristiche morfo-funzionali e comportamentali dei Cervidi (MATTIELLO, 2006).

	Selettori	Pascolatori
<i>Caratteristiche morfo-funzionali</i>		
Dimensioni della bocca	Piccola	Grande
Doccia esofagea	Più sviluppata	Meno sviluppata
Ghiandole salivari	Grandi	Piccole
Capacità ruminale	Minore	Maggiore
Camera diastale di fermentazione	Ampia	Piccola
Omaso	Meno sviluppato	Più sviluppato
Abomaso	Meno sviluppato	Più sviluppato
Lunghezza intestino	12-15 volte lunghezza del corpo	25-30 volte lunghezza del corpo
<i>Caratteristiche comportamentali</i>		
Frequenza alimentazione	Alta	Bassa
Comportamento territoriale	Si	No
Comportamento sociale	Solitario	Sociale
Comportamento migratorio	Assente o limitato	Presente
<i>Habitat</i>	Vegetazione fitta	Aree aperte
<i>Caratteristiche dell'alimento vegetale</i>		
	Valore nutritivo all'interno del contenuto cellulare vegetale	Valore nutritivo all'interno delle pareti cellulari
	Basso contenuto di fibre	Elevato contenuto di fibre
	Elevato contenuto proteico	

Attraverso i diversi comportamenti alimentari i Cervidi, utilizzando esclusivamente la biomassa vegetale, assumono l'energia necessaria per: *a*) il mantenimento del metabolismo basale, *b*) lo sforzo energetico per lo spostamento e la locomozione, *c*) il supporto durante i momenti fisiologici come riproduzione, gravidanza e allevamento della prole, *d*) il costante mantenimento della temperatura corporea in modo indipendente dalle condizioni termiche dell'ambiente esterno (CASANOVA *et al.*, 1993; MASUTTI, 2009). Per l'insieme di questi fattori il comportamento alimentare di qualsiasi individuo animale è ponderato dalla valutazione fra il costo energetico per realizzarlo e l'energia assumibile grazie all'alimentazione. L'evento realizzato è quello che consente all'animale di massimizzare l'efficienza energetica minimizzando gli sforzi per ottenerlo in accordo con l'*Optimal Foraging Theory* (OFT) (RENAUD *et al.*, 2003). La decisione realizzata a livello alimentare è un processo innato e appreso dagli animali che selezionano in base al valore nutritivo della dieta e la ponderazione dei tempi necessari per assumere, ingerire e digerire l'alimento sulla base dell'energia ricavabile (HANLEY, 1997). In questa valutazione rientrano fattori fisici e morfologici delle specie animali che in base alla loro mole, altezza e mobilità articolare presentano quella definita come la "finestra di foraggiamento" ovvero una dimensione verticale all'interno della quale si alimentano (CARRADORE *et al.*, 2014). I limiti suggeriti, su cui è più frequente rilevare le azioni di alimentazione nei soprassuoli forestali variano da 0 a 300 cm di altezza (GILL, 1992a), dove all'interno di questa finestra vi possono essere livelli più o meno soggetti all'utilizzazione. Spesso, invece che di finestre di foraggiamento può essere più agevole definire quelle che sono le altezze massime alle quali gli animali possono accedere. Sono state indicate nel caso del Cervo ad esempio 180 cm, del Daino 150 cm e del Capriolo 120 cm, ma la variabilità delle condizioni morfologiche del suolo, anche per la presenza della neve o la semplice flessibilità delle piante, non consentono di dare indicazioni generalizzabili (CARRADORE *et al.*, 2014).

In base di questo processo di "ottimizzazione", all'interno di questa dimensione verticale, la presenza di una variabilità specifica e di abbondanza delle specie vegetali determina la preferenza alimentare. La preferenza alimentare ha un significato teorico perché si riferisce a scelte realizzate in una situazione di risorse

illimitate ed equamente distribuite. Concretamente è meglio considerare la *selettività* poiché quest'ultima può misurare lo squilibrio fra l'utilizzo di una determinata specie o pianta e la sua disponibilità nell'ambiente rispetto anche alle altre specie presenti (BOULANGER *et al.*, 2009).

Alla selettività sono intimamente legate quelle che sono le caratteristiche chimiche e strutturali delle piante e delle specie che determinano le qualità nutrizionali e l'energia richiesta all'animale per assumerli. Alcune delle principali caratteristiche delle specie vegetali nei sistemi forestali sono: lo stadio evolutivo o l'età, la forma strutturale e architettonica e le caratteristiche microstazionali dove la pianta si accresce.

Lo stadio evolutivo determina la proporzione di fitomassa disponibile, valutata anche in proporzione alla biomassa totale dell'individuo e i fattori morfologici dell'animale. La proporzione di biomassa disponibile aumenta e diviene ottimale per i Cervidi quando dallo stadio evolutivo di semenzale la pianta si accresce e arriva alle altezze idonee per la loro struttura fisica. Infatti, nel caso dei semenzali e di piante che hanno uno sviluppo verticale ancora limitato, il costo di ottenimento dell'alimentazione è basso rispetto alla quantità ottenibile e può richiedere un maggiore sforzo nella ricerca. Quando le piante aumentano la struttura verticale e la quantità di biomassa utilizzabile questa valutazione diviene positiva e anche lo sforzo fisico e anatomico è bilanciato dalla risorsa ottenuta con il morso. L'*optimum* energetico e nutrizionale è presente in una determinata finestra di opportunità per l'animale quando le specie forestali sono presenti nello stadio di novellame o di rinnovazione affermata (CARRADORE *et al.*, 2014; RENAUD *et al.*, 2003; SENN e SUTER, 2003). Questa finestra diminuisce all'aumentare dell'età e dello sviluppo delle piante nel caso della brucatura. Infatti, in questo stadio i processi di lignificazione e di accrescimento strutturale determinano la maggiore presenza di composti secondari inficiando le qualità nutrizionali e la proporzione di biomassa edibile raggiungibile. Questo stadio diviene invece favorevole per l'altro tipo di evento alimentare realizzato dai Cervidi, primariamente il Cervo, ovvero la scortecciatura. Questo impatto è particolarmente selettivo in funzione delle dimensioni diametriche delle piante e delle specie che hanno una corteccia liscia. Questi due caratteri modulano la

lignificazione della corteccia e la sua suberificazione, nonché il suo contenuto idrico (CARRADORE *et al.*, 2014; GILL, 1992a; MOTTA, 1997; VOSPERNIK, 2006).

Le modalità con le quali la pianta si accresce nelle diverse forme strutturali e architettoniche sono infine elementi che influenzano la scelta dell'animale nella scelta di una determinata pianta rispetto ad un'altra. La distribuzione verticale o orizzontale della fitomassa sulla pianta può essere un importante fattore che contribuisce alla scelta degli animali (RENAUD *et al.*, 2003). Le condizioni microstazionali nelle quali le piante si accrescono sono fondamentali nella modulazione temporale dei caratteri elencati sopra e per la qualità nutrizionale delle diverse piante. Fra queste l'apporto luminoso è molto importante poiché induce una maggiore attività foto sintetica, ma con elevato rapporto C/N nella fitomassa. Questo in alcuni casi può diminuire la digeribilità dell'alimento (KUIJPER *et al.*, 2009).

La selezione alimentare è un processo decisionale determinato da molteplici fattori ma non è lineare e costante. La scelta alimentare si basa su meccanismi sia innati sia appresi, basati prevalentemente sul gusto e/o odore, piuttosto che su stimoli visivi. Le preferenze per i gusti e gli odori sono almeno in parte basati su un'associazione appresa fra le proprietà delle piante e i successivi benefici nutrizionali o effetti tossici. Gli erbivori in generale hanno meccanismi fisiologici e biochimici per disintossicarsi dai metaboliti secondari, quindi possono modularne l'immissione per regolare l'intossicazione. La qualità e l'intensità di un certo composto presente nelle specie o nelle piante, attraente o repellente, sono i due principi generali psicologici che dirigono la selezione. Per esempio, la qualità corrispondente a una certa sostanza nutritiva o tossina è percepito come odore o sapore diverso, mentre l'intensità corrisponde alla quantità di composto rilevato come differenza nella forza degli stimoli. Più specificatamente, le interazioni neuro-mediate tra i sensi, cioè gusto e olfatto, e il *feedback* post-digestivo provocano cambiamenti nella selettività, che a loro volta causeranno cambiamenti nella scelta del cibo (BERGVALL *et al.*, 2013).

Per spiegare quali siano i meccanismi di scelta dei Cervidi all'interno dei soprassuoli forestali sono principalmente due le teorie proposte: la *Plant Vigour Hypothesis* (BERGQUIST *et al.*, 2003) e quella dei *Feeding loops* (BERGQVIST *et al.*, 2003; DANELL *et al.*, 2003; SKARPE e HESTER, 2008). La prima teoria proposta

suggerisce che gli animali preferiscono alimentarsi di piante che hanno un aspetto vigoroso. Questo aspetto dovrebbe corrispondere a un migliore valore nutritivo e energetico rispetto a quelle meno vigorose o con uno stato vegetativo più deperiente. Inoltre in questo caso la presenza dei metaboliti secondari nelle piante più vigorose non sarebbe realmente efficace come deterrente. Nella seconda teoria gli Autori sostengono invece che gli animali stessi creino nelle piante e nelle specie il miglioramento delle caratteristiche nutrizionali e strutturali a loro più idonee. Il concetto dei *feeding loops* implica che un animale molto probabilmente selezionerà piante, o un insieme di piante, in precedenza già selezionate. Questa ripetitività in alcuni casi favorisce o l'aumento delle caratteristiche nutrizionali o della biomassa.

Nel ricercare e assumere l'alimento vegetale, l'animale deve mediare questa esigenza con le condizioni ambientali funzionali alla propria sopravvivenza durante tutto il ciclo vitale, assecondando i cambiamenti vegetali e climatici dati dalle stagioni. Condizione necessaria per la minor spesa energetica e metabolica è la presenza nell'ambiente, di proprietà che ne riducano lo *stress* nei confronti di fattori biotici e abiotici. Queste caratteristiche sono determinate dalla presenza di elementi che forniscono una copertura ovvero qualsiasi elemento, biotico o abiotico, che può nascondere, proteggere e creare rifugio (MYSTERUD e ØSTBYE, 1999). La presenza di questi elementi determina sia la scelta degli animali di un particolare ambiente sia la demografia della popolazione. La necessità di avere una copertura è una condizione fisiologica data dal comportamento antipredatorio e dalla necessità di proteggersi dalle avversità climatiche. La copertura consente ai Cervidi di limitare il rischio della predazione, uomo compreso, riducendo la possibilità di essere catturati, ostacolando l'attacco della predazione, o dell'abbattimento. Per quanto riguarda la protezione dai fattori climatici, la copertura è necessaria per diversi aspetti. Mitigare gli effetti degli estremi termici e del vento sono alcune delle principali funzionalità della copertura. Altro ruolo dato dalla presenza della copertura è la protezione dalle piogge, nocive soprattutto se intense. L'ultima caratteristica necessaria, soprattutto durante i mesi invernali, è l'intercettazione della neve e la modificazione della profondità e consistenza del manto nevoso. Questa caratteristica, presente soprattutto nei popolamenti di conifere, influenza direttamente l'energia necessaria per la mobilità e la

disponibilità di cibo. La presenza della neve è, infatti, uno dei maggiori fattori che richiedono ai Cervidi una forte spesa energetica. Questa aumenta linearmente con l'aumento della profondità del manto nevoso fino a quando arriva ad un'altezza pari al petto degli animali oltre la quale l'energia necessaria diventa esponenziale (MYSTERUD e ØSTBYE, 1999).

Oltre ai fattori ecologici e etologici propri delle specie animali, i loro processi decisionali sono ovviamente condizionati dall'utilizzo del territorio da parte dell'uomo. Sono molteplici le azioni di carattere gestionale, nonché di uso del territorio, che condizionano gli spostamenti temporali e spaziali degli animali. La presenza costante di fonti di disturbo antropico può portare gli animali ad avere una distribuzione sul territorio limitata, e spesso ne forza le abitudini aggravando l'impatto. Le opere infrastrutturali, come le strade e l'urbanizzazione, realizzate in quelli che dovrebbero essere gli areali invernali spingono specie migratrici come il Cervo a stazionare durante l'inverno in aree a lui non idonee per l'offerta pabulare. Le azioni dirette realizzate per il loro sostentamento, come il foraggiamento artificiale, spingono gli animali a localizzarsi in determinate aree con un aggravarsi dell'impatto in aree circoscritte. L'attività turistica e venatoria possono forzare gli animali a occupare siti limitati dove non ci sono adeguate risorse alimentari. La limitazione dell'uso degli ambienti da parte degli animali in determinati periodi dell'anno, e la mancanza di aree alternative, causa la genesi dell'impatto negativo soprattutto nei sistemi forestali (CARRADORE *et al.*, 2014; MOTTA, 1997; REIMOSER e REIMOSER, 2010)

Nell'analisi dei meccanismi di scelta, sono state identificate molteplici variabili correlabili positivamente o negativamente alla scelta alimentare degli animali. Tuttavia gli effetti della scala spaziale e temporale sono spesso poco identificabili e di difficile interpretazione perché diverse variabili possono essere importanti ed interagire a scale diverse (CARRADORE *et al.*, 2014; DANELL *et al.*, 2003; HÄSLER e SENN, 2012; KATONA *et al.*, 2013; WALLGREN *et al.*, 2013). Note, deducibili e interpretabili sono le scelte alimentari effettuate fra le stagioni annuali per i cambiamenti che avvengono all'interno degli *habitat* e nella fenologia delle specie vegetali, ma gli schemi spaziali che determinano la scelta alimentare sono di difficile interpretazione. Il comportamento alimentare di questi animali si esplica attraverso decisioni prese in funzione di diversi livelli gerarchici

spaziali: dal paesaggio al morso (WEISBERG e BUGMANN, 2003). La comprensione di questo *scaling* spaziale assume particolare rilevanza in un'ottica di gestione e di prevenzione dell'impatto sulle risorse (CARRADORE *et al.*, 2014; WALLGREN *et al.*, 2013).

La capacità di movimento, le ampie scale spaziali sulle quali questi animali agiscono, anche in funzione della composizione della vegetazione e della sua reazione in funzione degli animali, hanno portato alla definizione in campo ecologico di quella che viene definita *Hierarchical foraging* (SKARIN, 2004; SKARPE e HESTER, 2008). Questa teoria, utile per la definizione delle diverse scale di studio, si basa sulla distinzione e classificazione del comportamento che l'animale realizza alle diverse scale spaziali. All'interno di queste scale l'animale compie decisioni e scelte per realizzare una determinata azione. Per i grandi erbivori come i Cervidi sono definite tre diverse scale e livelli: *patch level*, *landscape level* e *regional level*. All'interno di questi tre scale interagiscono caratteri biotici dell'individuo e della comunità vegetale, definiti anche fattori interattivi, e caratteri abiotici micro e macro stazionali, detti fattori non interattivi. Secondo le diverse specie animali, e la loro etologia, questi fattori determinano l'uso dell'*habitat* da parte degli animali ai diversi livelli (SKARIN, 2004). Nel suo saggio sulla *Hierarchical foraging* SKARIN (2004) definisce nel modo seguente i tre livelli gerarchici (Tab. 15):

- 1) *Pacth level*: è la scala più piccola all'interno della quale l'animale seleziona l'alimento scegliendo fra alcuni individui e fra le parti dell'individuo attraverso il morso. Ricordando che gli Ungulati realizzano approssimativamente 10^7 morsi per anno l'Autore sottolinea come ogni morso è l'azione finale di un lungo processo decisionale. A questa scala la selezione è realizzata in funzione della dieta, scegliendo una determinata specie/individuo/parte di individuo rispetto alle altre, e in funzione della localizzazione, valutando quindi lo sforzo energetico richiesto dal movimento. A questa scala sono determinanti i fattori interattivi della comunità vegetale.
- 2) *Landscape level*: A livello di paesaggio gli erbivori selezionano aree in cui è presente un'elevata abbondanza e/o livello nutrizionale delle specie vegetali da loro percepito e conosciuto, nonché dalla proporzione delle

varie tessere vegetazionali che stimola il movimento degli animali in un determinato territorio. SKARIN indica per questo livello una frequenza di decisioni, quindi di movimento, fra i consorzi vegetazionali scelti, di circa 10^4 volte per anno. In relazione della distanza percorsa, questi movimenti variano da giorno a giorno secondo le specie e la stagione ma di solito non superano i 2 km/giorno. A questa scala i fattori non interattivi come il clima, la topografia e la disponibilità di risorse idriche rivestono una notevole importanza.

- 3) *Regional level*: Al livello più ampio le decisioni sono modulate dal comportamento migratorio degli animali fra le stagioni e all'interno dell'*home range* da loro occupato. A questa scala le distanze di movimento sono nell'ordine di diverse centinaia di chilometri per alcune specie percorse tra i diversi areali durante le migrazioni. A questo livello i fattori non interattivi predominano nella scelta alimentare degli animali.

Tabella 15 - Fattori interattivi e non interattivi nei tre livelli decisionali (SKARIN, 2004).

Componenti della decisione alimentare	<i>Pacth</i>	<i>Landscape</i>	<i>Regional</i>
Unità di selezione	Individui vegetali, parti di piante, stazione alimentare	Area di alimentazione, Comunità vegetale, Diversità delle <i>pacth</i>	Home range, Areali stagionali
Intervallo temporale tra le decisioni	5-100 secondi	1-4 ore	1 mese - 2 anni
Fattori interattivi	Quantità di biomassa Qualità nutrizionale Morfologia delle piante	Quantità di biomassa Qualità nutrizionale	Quantità di biomassa
Fattori non interattivi	Condizioni microstazionali	Morfologia, Topografia, Microclima, Disponibilità risorse idriche	Geomorfologia, Clima, Barriere fisiche, Disponibilità risorse idriche, Predatori

2.3.2 Risposta e Adattamenti

L'azione alimentare dei grandi erbivori può avere un'ampia gamma di effetti sulle piante: dalla morte istantanea all'aumento della crescita e della capacità di competizione. Selezionando in funzione dell'architettura, dell'attività fotosintetica, della composizione chimica e dello sviluppo delle piante sono molteplici le vie con le quali i Cervidi interagiscono con le piante. Questo

processo di adattamento ha portato a sviluppare meccanismi che sono il risultato sia di un processo di lungo periodo sia di risposte immediate. Infatti, non tutte le piante e le specie subiscono l'evento alimentare degli erbivori e non tutte le piante e le specie utilizzate rispondono alla stessa maniera (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998).

La relazione fra erbivori e piante è influenzata dall'appetibilità, dal tasso di crescita e dalla decomposizione delle specie vegetali, che a loro volta sono strettamente connesse. Spesso, dal punto di vista concettuale, le interazioni pianta-erbivoro sono descritte sulla base del seguente ragionamento: (a) gli erbivori si nutrono preferenzialmente di specie vegetali appetibili; (b) questo ne riduce la *fitness* rispetto alle specie meno appetibili, (c) che conseguentemente sostituiscono quelle appetibili diminuendo la capacità di carico dell'*habitat*. Questa ipotesi, sostengono AUGUSTINE e MCNAUGHTON (1998), si focalizza sulle proprietà chimiche e fisiche della pianta e sul comportamento dell'animale; non considerando il grado in cui una pianta è danneggiata o la sua capacità di ricrescita. Alcuni studi evidenziano, invece, come le specie appetibili possono persistere nell'ecosistema raggiungendo anche una posizione dominante, a condizione che siano meno gravemente danneggiate dagli erbivori, e quindi mantenere un potenziale di crescita maggiore delle specie meno appetibili. L'effetto degli erbivori sulla comunità vegetale e sulle specie dipende dal grado e dal momento in cui avviene la perdita del tessuto vegetale e da come ogni specie vegetale reagisce alla perdita del tessuto.

Gli erbivori agiscono direttamente sulla vegetazione attraverso: 1) la selezione alimentare guidata dall'ottimizzazione dell'assunzione dell'alimento e dall'appetibilità, 2) dalla capacità di recupero delle piante utilizzate dagli erbivori. Le risposte immediate delle piante sono ascrivibili a due categorie: 1) ricrescita o morte del tessuto vegetale e 2) modifica morfologica (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998). Nel corso dell'evoluzione le specie vegetali hanno maturato diverse strategie per minimizzare gli effetti negativi derivanti dall'asportazione della biomassa. Queste sono generalmente identificate come strategie di resistenza, all'interno delle quali possono essere identificate strategie di tolleranza e di evasione (Tab. 16). Qualsiasi meccanismo di resistenza adottato implica per l'individuo vegetale un costo metabolico diretto o indiretto. Il primo si

riferisce alla modalità di allocazione delle risorse e quelle indirette al costo ecologico del sistema per mantenere questa capacità. Questi meccanismi sono stati positivamente selezionati solo se il costo metabolico per la loro attuazione e il mantenimento era minore del costo dovuto alla riduzione della biomassa alimentare (SKARPE e HESTER, 2008).

La capacità di attuare le strategie di resistenza è conferita da tratti fisiologici e morfologici propri delle specie. L'espressione di tali tratti è influenzata dalle caratteristiche di un dato ecosistema, come le condizioni ambientali presenti durante i periodi di ricrescita del tessuto rimosso e dall'intensità e dalla frequenza del disturbo arrecato dagli erbivori. Le due strategie di resistenza sono meccanismi legati alla produttività dell'ambiente (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; SKARPE e HESTER, 2008).

Tabella 16 - Strategie di resistenza delle piante agli erbivori (SKARPE e HESTER, 2008).

		Caratteri estrinseci	
		Caratteri intrinseci	
Resistenza	Tolleranza		Fisiologici Morfologici
			Chimica Fisica
	Evasione	Difesa	Interna Esterna
		Fuga	

In sistemi dove non si ha limitazione delle risorse per le piante, prevale la strategia della tolleranza per minimizzare l'effetto degli erbivori. Questo meccanismo può essere vantaggioso quando le strategie di evasione date dalla difesa e dalla fuga non sono efficaci per le capacità degli animali di adattarsi a queste. La tolleranza avviene quando le piante si accrescono con un elevato tasso di crescita e di attività fotosintetica. Generalmente queste specie sono molto appetibili per gli erbivori. La capacità di crescita delle piante per sopperire e minimizzare l'effetto degli erbivori a scala di individuo può avere tre meccanismi: 1) la crescita della pianta può essere inibita portando alla morte della porzione di tessuto che ha subito il danno o dell'intera pianta; 2) il tasso di accrescimento può rimanere invariato; 3) il tasso di accrescimento può aumentare in seguito all'asportazione del tessuto. La modalità attuata dalla piante dipenderà da vari fattori in *primis*: l'intensità ed il momento in cui avviene l'asportazione del

tessuto, le proprietà intrinseche della pianta e le condizioni ambientali. Condizioni ambientali adeguate e un tempo sufficiente tra gli impatti possono permettere alle piante, con una maggiore capacità di compensazione del tessuto, di tollerare meglio il disturbo e quindi di persistere nella comunità vegetale. Viceversa le specie che non riescono a compensare il tessuto perso o situate in condizioni ambientali sfavorevoli, all'aumento della densità degli animali, modificheranno le loro relazioni di competizione interspecifica favorendo l'ingresso e l'affermazione di altre specie (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; SKARPE e HESTER, 2008).

Le strategie di evasione consentono alle piante di resistere agli erbivori modificando la loro disponibilità a livello sia spaziale sia temporale. Molte specie vegetali possono produrre sostanze chimiche che scoraggiano gli erbivori nell'utilizzare implicando un notevole costo metabolico per produrle. Periodi di *stress* sembrano indirizzare le piante a ricorrere alle difese chimiche. La strategia chimica può essere favorita o limitata, oltre che dalla disponibilità di risorse, anche da eventi di disturbo non selettivi che ne modificano l'ambiente chimico-fisico, specialmente per quanto riguarda il suolo (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; SKARPE e HESTER, 2008). La presenza di queste sostanze è uno dei maggiori fattori che governa l'appetibilità delle piante. La difesa chimica può essere di tipo quantitativo, ovvero l'effetto difensivo aumenta all'aumentare dell'assunzione del tessuto vegetale, o qualitativo, dove l'effetto difensivo avviene subito per l'animale. Questa strategia è riscontrabile maggiormente in specie vegetali che si trovano in ambienti poco produttivi o poco fertili con una bassa capacità di recuperare il tessuto perso (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; SKARPE e HESTER, 2008). Le difese chimiche però non sono sempre presenti durante tutto l'anno. Infatti, durante la ripresa dell'attività vegetativa l'energia metabolica delle piante è indirizzata alla formazione del nuovo tessuto vegetale e non investite nella produzione di difese chimiche. Questo provoca una forte suscettibilità nelle specie, anche se hanno nei loro tratti la presenza di questa strategie di difesa (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998).

Molti meccanismi di evasione, definiti come interni, sono quelli conferiti dai tratti morfologici, come una statura bassa e la modulazione della biomassa durante lo stadio fenologico. Lo stadio fenologico consente alle piante di essere meno apparenti o attrattive, come la perdita delle foglie in alcuni momenti

dell'anno. Spesso questa strategia è consociata per alcuni periodi vitali della pianta, con la presenza di altre specie vegetali meno o più appetibili. Questo meccanismo associativo consente la presenza di finestre di opportunità temporali utili per la sopravvivenza (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; SKARPE e HESTER, 2008).

Infine le strategie di difesa fisica o strutturale, come spine o aculei, inducono l'animale a modificare il proprio schema alimentare. Generalmente questa strategia non previene realmente la selezione alimentare, ma riduce la quantità di biomassa asportata tutelando gli organi riproduttivi della pianta. Con la presenza di spine e aculei, infatti, si riduce il tasso di assunzione della biomassa attraverso il morso e l'animale viene indotto a selezionare maggiormente l'apparato fogliare rispetto agli organi riproduttivi (SKARPE e HESTER, 2008).

Come detto le diverse strategie di tolleranza presenti nelle specie vegetali sono il risultato di un processo realizzato nel lungo periodo. Nel breve periodo l'effetto degli erbivori sulle piante induce meccanismi di risposta che hanno portato all'instaurarsi di queste strategie molto diverse. A parità di severità e frequenza dell'impatto sono molteplici i caratteri specie-specifici e inter-specifici che determinano questa risposta. Dal momento della stagione vegetativa in cui i Cervidi interagiscono per le loro esigenze con le piante, dalle diverse modalità metaboliche con cui le specie allocano le risorse e in quale apparato, alle capacità di produrre da meristemi dedicati nuovi tessuti per sopperire sia al tessuto asportato sia al bilanciamento delle risorse necessarie (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; GILL, 1992a ;SKARPE e HESTER, 2008).

La presenza della stagionalità, composta dal periodo di dormienza e di attività vegetativa, crea una diversa risposta a scala temporale. Le specie vegetali che vivono seguendo una variazione stagionale generalmente non rispondono immediatamente all'evento alimentare durante la stagione dormiente, tranne che l'evento non avvenga ripetutamente e con una severità tale da provocare la morte. Durante la stagione vegetativa invece le piante rispondono immediatamente. La diversa reazione della pianta nelle diverse stagioni dipende principalmente da dove le diverse specie allocano le risorse. Questa capacità distingue nettamente le specie arboree. In molte specie di conifere sempreverdi le riserve per la crescita sono immagazzinate all'interno dell'apparato foto sintetizzante, molto utilizzato

dagli erbivori durante il periodo della dormienza. Questo determina per le piante una perdita sia di biomassa sia delle riserve utili per la compensazione del tessuto perso (KUPFERSCHMID *et al.*, 2014). Al tipo di allocazione delle riserve si aggiunge la capacità di produrre nuovi apparati epigei per compensare il tessuto perso. La capacità di produrre nuovi tessuti dai meristemi può essere considerato come il maggiore meccanismo di tolleranza delle specie arboree nei confronti degli erbivori (TANENTZAP *et al.*, 2012b). Questa abilità è legata ai caratteri specifici delle specie, al momento temporale del loro ciclo di vita e alla tempistica dell'evento alimentare che anche in questo caso condiziona tale abilità. Influenzando il tempo necessario alla pianta per riallocare le risorse per la produzione di nuovi tessuti e per l'accumulo delle riserve, viene modificata l'attività metabolica e la capacità presente e futura di compensare il tessuto perso. Probabilmente la formazione del nuovo tessuto vegetale è molto più intensa all'inizio della stagione vegetativa perché consente alle piante di avere più tempo prima della fine della stagione di crescita. A livello spaziale sull'individuo il tipo di tessuto asportato ha un ruolo fondamentale nella modalità di risposta della pianta. Quando attraverso la brucatura sono rimossi i meristemi apicali, la dominanza da loro indotta si riduce, favorendo lo sviluppo dai meristemi laterali di getti e fitomassa edibile. Questo spesso comporta una profonda modifica dell'architettura della pianta con l'aumento di getti laterali, limitando spesso lo sviluppo in altezza, prolungando a livello temporale la vulnerabilità delle piante all'impatto. Inoltre, l'asportazione delle gemme o delle foglie può indurre un maggiore apporto nutritivo e un migliore sviluppo dimensionale dei tessuti illesi, anche in comparazione con piante non utilizzate dell'animale. Questo meccanismo di miglioramento è alla base della teoria dei *feeding loops* attraverso i quali le piante utilizzate in precedenza non solo avranno un migliore aspetto architettonico e di quantità di biomassa edibile per gli animali, ma anche un migliore apporto nutrizionale (SKARPE e HESTER, 2008).

Il processo di selettività alimentare degli animali è un processo di mediazione fra le caratteristiche stagionali, fenologiche ed evolutive che hanno consentito alle piante di sviluppare i meccanismi di resistenza e di risposta. La variabilità di queste caratteristiche a livello di specie forestali porta a un gradiente di preferenza, che mediato con le capacità di ricrescita e di compensazione,

determina la capacità di sopravvivenza all'azione alimentare dei Cervidi (Tab. 17). Principalmente la presenza di elevati contenuti azotati e una limitata quantità di composti fenolici, tanninici e aromatici, uniti alla scabrezza delle foglie determina l'appetibilità delle specie forestali alla brucatura (DIDION *et al.*, 2011; SKARPE e HESTER, 2008).

Tabella 17 - Scala di appetibilità e caratteri di resistenza delle specie forestali (DIDION *et al.*, 2011).

Specie	Appetibilità ¹	Velocità di ricrescita ²	Capacità di compensazione ³	Capacità di sopravvivenza ⁴
<i>Abies alba</i>	5	4	5	4
<i>Larx decidua</i>	3	2	3	5
<i>Picea abies</i>	1	3	4	5
<i>Pinus cembra</i>	3	5	4	4
<i>Pinus montana</i>	1	4	4	5
<i>Pinus sylvestris</i>	2	3	4	5
<i>Taxus baccata</i>	5	5	5	3
<i>Acer campestre</i>	5	3	3	2
<i>Acer platanoides</i>	5	2	3	3
<i>Acer pseudoplatanus</i>	5	2	3	3
<i>Alnus glutinosa</i>	2	1	3	1
<i>Alnus incana</i>	2	1	3	1
<i>Alnus viridis</i>	2	1	3	1
<i>Betula pendula</i>	2	1	1	2
<i>Carpinus betulus</i>	4	2	2	1
<i>Castanea sativa</i>	1	3	1	1
<i>Corylus avellana</i>	4	1	1	1
<i>Fagus sylvatica</i>	3	3	4	4
<i>Fraxinus excelsior</i>	5	2	3	2
<i>Populus nigra</i>	4	1	3	1
<i>Populus tremula</i>	4	1	3	1
<i>Quercus petraea</i>	4	2	3	5
<i>Quercus pubescens</i>	4	3	3	4
<i>Quercus robur</i>	4	2	3	5
<i>Salix alba</i>	5	1	1	1
<i>Sorbus aria</i>	5	4	3	3
<i>Sorbus aucuparia</i>	5	2	3	3
<i>Tilia cordata</i>	3	3	2	3
<i>Tilia platyphyllos</i>	3	3	2	3
<i>Ulmus glabra</i>	5	2	2	3

¹ Scala di appetibilità: 1=appetibilità bassa; 5= appetibilità alta.

² Velocità di ricrescita dopo la brucatura: 1= velocità alta; 5= velocità bassa.

³ Abilità di compensazione dopo la perdita di tessuto: 1=veloce; 5= lenta.

⁴ Probabilità di sopravvivenza dopo la brucatura: 1= probabilità alta; 5= probabilità bassa.

Alle caratteristiche individuali delle specie e degli individui vi sono infine i fenomeni di associazione o resistenza associativa, date da fattori biotici e abiotici, che favoriscono la minore o maggiore incidenza dell'impatto animale. Fra questi vi sono le caratteristiche microstazionali, topografiche o semplicemente ostruttive, come il legno morto (DE CHANTAL e GRANSTRÖM, 2007;

KUPFERSCHMID e BUGMANN, 2005; PELLERIN *et al.*, 2010; SMIT *et al.*, 2012; VAN GINKEL *et al.*, 2013) e l'associazione con specie in cui sono presenti strategie di resistenza (BERGQUIST *et al.*, 1999; GÓMEZ *et al.*, 2001; HARMER *et al.*, 2010; PEREA *et al.*, 2014). A livello di comunità vegetale la densità e la vicinanza con altre piante, siano esse arboree arbustive o erbacee, è un carattere funzionale alla selettività da parte degli animali. La protezione deriva sia dall'ostruzione fisica, visiva e dissuasiva, che crea i cosiddetti *safe site*, sia dal miglioramento delle condizioni microstazionali per la crescita. Questi sono alcuni dei caratteri che guidano la selettività animale, la quale si adatta alle condizioni create divenendo un processo plastico, adattativo e a tratti opportunistico (HÄSLER e SENN, 2012; KATONA *et al.*, 2013).

2.4 EFFETTI DIRETTI E INDIRETTI

Gli effetti che i Cervidi esercitano sui sistemi forestali non presentano solamente effetti binari, ma attraverso tale interazione condizionano le dinamiche all'interno degli ecosistemi influenzando il ciclo dei nutrienti, i flussi di energia e i regimi di disturbo (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; HOBBS, 1996). Scomponendo gli effetti principali che l'interazione erbivoro-pianta provoca sul flusso di nutrienti e di energia all'interno degli ecosistemi, AUGUSTINE e MCNAUGHTON (1998) definiscono le seguenti quattro modalità strettamente interconnesse: 1) modificazione della composizione delle comunità vegetali; 2) modificazione della composizione chimica dei tessuti vegetali durante la digestione; 3) alterazione degli *input* al suolo causando modifiche della qualità-quantità della lettiera; 4) alterazione delle componenti biotiche e abiotiche del suolo. L'effetto complessivo di erbivori, sempre secondo AUGUSTINE e MCNAUGHTON (1998), dipende dalla capacità delle comunità vegetali di reagire ai cambiamenti della struttura e della composizione della vegetazione e di bilanciare gli effetti sul ciclo dei nutrienti.

2.4.1 Comunità vegetale

A livello ecologico sono ormai ben noti gli effetti generali che la presenza dei Cervidi produce sui sistemi forestali, sulle comunità vegetali e sull'ambiente.

Secondo REIMOSER e GOSSOW (1996), la selettività del comportamento alimentare, può cambiare la comunità vegetale attraverso: 1) una diminuzione nella diversità e/o nell'abbondanza delle specie; 2) un aumento nella diversità e/o nell'abbondanza delle specie; 3) un cambiamento della struttura senza cambiamenti nella diversità o abbondanza delle specie; 4) modificazioni non quantificabili. Queste possibili modificazioni avvengono su: a) la densità degli individui; b) lo sviluppo in altezza delle piante; c) la densità fogliare e quindi la biomassa fotosintetizzante (GILL e BEARDALL, 2001). Queste azioni, iniziando dall'individuo vegetale attraverso la frequenza, severità e la ripetitività dell'impatto possono condizionare la composizione e la struttura delle comunità vegetali influenzano tutti e quattro i processi della dinamica di popolazione: natalità, mortalità, immigrazione e emigrazione (DANELL *et al.*, 2003; ROONEY, 2001; TANENTZAP *et al.*, 2012a).

Secondo DANELL *et al.* (2003) sono definibili due livelli a scala di individuo vegetale sui quali agiscono i Cervidi. Il primo è rappresentato dai nuclei indipendenti capaci di colonizzare l'ambiente e di svilupparsi, definiti come “*genets*”. Questi sono composti da unità modulari di costruzione, secondo livello, come le gemme, le foglie o i getti di un ramo definiti “*module*”.

Per quanto riguarda la densità degli individui vegetali a livello di *genets*, i Cervidi agiscono sul processo di nascita, affermazione e sviluppo. Per quanto riguarda il processo di nascita interferiscono sulla riproduzione e sulla dispersione attraverso l'alimentazione dei fiori e dei frutti presenti sugli individui maturi (ALLISON, 1990a, 1990b; GILL e BEARDALL, 2001), limitando quindi il tasso di natalità e di emigrazione. Dall'altro lato possono essere veicoli di dispersione di polline e di semi, sia attraverso l'ingestione sia attraverso il trasporto (BOULANGER *et al.*, 2010; GILL e BEARDALL, 2001; JAROSZEWICZ *et al.*, 2013). Questa capacità può favorire sia il mantenimento della diversità di piante vascolari non specializzate per la dispersione nella lunga distanza sia consentire a queste specie di accrescersi e svilupparsi sfuggendo agli effetti negativi della presenza delle piante madri vicine colonizzando nuovi *habitat* (JAROSZEWICZ *et al.*, 2013). Sempre attraverso l'alimentazione possono indurre nelle specie un cambiamento di strategia riproduttiva, da gamica ad agamica (SKARPE e HESTER, 2008). Altro effetto sul processo riproduttivo può essere dato dal rallentamento

indotto dalla stasi vegetativa in cui mantengono le piante per il raggiungimento di questa fase (MOTTA, 2003). Inoltre DANELL *et al.* (2003) suggeriscono come i Cervidi siano capaci di discriminare sia tra i genotipi delle piante sia favorendo uno sbilanciamento fra i sessi, con gravi conseguenze per la capacità riproduttiva e per il flusso genico, come nel salice e nel pioppo.

A livello di *genets* l'effetto sull'affermazione e sullo sviluppo delle piante avviene mediante l'interazione con gli organismi modulari delle piante. Attraverso l'impatto fisico, inducono effetti molto variabili e dinamici poiché dipendono dal tipo di pianta, dal momento temporale e dai caratteri dell'impatto (CARRADORE *et al.*, 2014). Questa fase vede principalmente l'asportazione totale o parziale della biomassa presente. Questo può indurre: *a*) una maggiore mortalità degli individui, *b*) una modificazione della struttura modulare, *c*) un'alterazione dell'attività metabolica e fotosintetica, *d*) un cambiamento delle relazioni inter e intra specifiche all'interno della comunità vegetale, principalmente dei rapporti di competizione.

La mortalità si realizza attraverso la rimozione completa dell'individuo, caso tipico delle plantule e degli individui nel primo stadio di sviluppo. Questo effetto, indotto principalmente dalla brucatura, rientra in quella che SENN e SUTER (2003) definiscono la brucatura non visibile. A questa casistica la mortalità, o letalità come la definisce MOTTA (1996), è indotta anche sulle piante affermate soprattutto dalla ripetizione e cronicità dell'impatto della brucatura o dalla sfregatura realizzata dagli animali per la pulizia del trofeo. La modificazione della struttura modulare e dell'architettura delle piante è imputabile principalmente all'azione della brucatura che condiziona lo sviluppo verticale delle piante e rallenta quello diametrico. La localizzazione dell'evento della brucatura sulla pianta induce, come già citato, la modificazione dell'architettura. Questo è particolarmente imputabile alla brucatura realizzata sui getti apicali delle piante che, soprattutto nelle conifere e nelle specie di latifoglie a portamento monopodiale, ne modificano la forma architettonica. Oltre al cambio di portamento, spesso associato alla formazione di nuovi moduli, soprattutto ramificazioni, vi è il mantenimento delle piante in una struttura verticale cespugliosa che rientra nella finestra di foraggiamento degli animali. Questo si associa a una modificazione dell'apparato fotosintetizzante che vede diminuita la

sua superficie, limitando la capacità di risposta della pianta, e modificata la sua distribuzione sulla pianta rimanendo collocata alle altezze ideali per l'animale. La presenza degli impatti provocati dai Cervidi sulle piante influenza, oltre alla loro capacità di risposta, alle condizioni vegetative e di stabilità, anche la creazione di substrati ideali per l'insediamento di patologie fungine come nel caso della scorstecciatura (CARRADORE *et al.*, 2014; DANELL *et al.*, 2003; GILL e BEARDALL, 2001; GILL, 1992a; MOTTA, 1996; PUTMAN, 1996).

L'insieme di questi effetti modifica i rapporti di competizione fra le piante e le specie all'interno della comunità. L'azione selettiva dei Cervidi può ridurre o aumentare le capacità delle piante di competere per le risorse condizionandone anche la disponibilità. La diminuzione della copertura fogliare a causa della brucatura può aumentare la disponibilità della luce per altre specie. La modificazione dei rapporti di competizione fra le specie in base alla selettività può indurre nel tempo, secondo la cronicità dell'impatto, effetti sull'abbondanza e sulla diversità delle specie vegetali presenti. Alla modificazione della competizione, che presumibilmente causa una diminuzione delle specie più selezionate ed un aumento delle specie non utilizzate dagli animali, si associano i cambiamenti strutturali delle comunità. La diminuzione della densità di piante, unita a una diminuzione dello sviluppo dimensionale può indurre una semplificazione della fisionomia strutturale. La direzione di questi rapporti è estremamente variabile e di difficile valutazione (CARRADORE *et al.*, 2014; DANELL *et al.*, 2003; GILL, 1992a; PUTMAN, 1996).

La presenza di molteplici fattori interconnessi porta a una difficile prevedibilità dell'impatto. La differente scala temporale che caratterizza le popolazioni di Cervidi e i sistemi forestali rendono problematico legare e monitorare gli effetti indotti dagli animali anche per la difficoltà di scinderne l'effetto dagli altri *driver* ambientali che guidano la dinamica (CARRADORE *et al.*, 2014; DANELL *et al.*, 2003; GILL e BEARDALL, 2001; GILL, 1992a; MOTTA, 1996; PUTMAN, 1996).

2.4.2 Suolo

La presenza dei Cervidi e i loro effetti indotti sulla comunità vegetale avviano modificazioni dirette o indirette al suolo e ai processi da esso sostenuti (CARRADORE *et al.*, 2014; HARRISON e BARDGETT, 2008, 2004, 2003; HOBBS, 1996; MOHR e TOPP, 2005; PALACIO *et al.*, 2013). Secondo HARRISON e BARDGETT (2004) questa è la modalità principale con la quale gli erbivori condizionano i sistemi ambientali e la loro produttività, ovvero attraverso la modificazione dei *feedback* fra la vegetazione e le proprietà abiotiche e biotiche del suolo. Principalmente i meccanismi coinvolti sono l'alterazione del ciclo dei nutrienti e la modificazione della loro disponibilità per le piante. Questi meccanismi sono la base del rapporto fra le piante e la comunità dei decompositori, soprattutto delle comunità microbiche, che hanno un ruolo fondamentale nel regolare la disponibilità dei nutrienti alle piante (HARRISON e BARDGETT, 2008). A livello teorico sono due le ipotesi proposte per spiegare gli effetti indiretti degli erbivori sulle comunità microbiche del suolo e sul *turnover* dei nutrienti. La prima ipotesi ritiene che gli erbivori stimolino l'attività microbica e quindi velocizzino il ciclo dei nutrienti. La seconda ritiene invece che gli effetti degli erbivori inducano una diminuzione di tale attività, impoverendo in seguito la produttività dell'ecosistema (HARRISON e BARDGETT, 2008).

Gli effetti indotti dall'animale sul suolo, e sulla produttività ambientale, derivano dalla presenza dell'animale nell'ambiente e dalle modificazioni che hanno indotto nella comunità vegetale. La presenza dei Cervidi nell'ambiente contribuisce allo spostamento a livello temporale e spaziale della biomassa vegetale trasformata. Mediante i processi fisiologici finali della digestione e della decomposizione del corpo al momento della morte, restituiscono al suolo la biomassa vegetale asportata (CARRADORE *et al.*, 2014; PUTMAN, 1996). Le sostanze vegetali, attraverso la digestione, nel momento di ritorno al suolo velocizzano il ciclo dell'azoto poiché prontamente mineralizzabili. In questo modo possono velocizzare il *turnover* riducendo l'immobilizzazione dell'azoto da parte dei microorganismi contribuendo in modo positivo alla disponibilità nutritiva per le piante (HARRISON e BARDGETT, 2008).

L'azione indotta al suolo avviene anche attraverso il camminamento che provoca il compattamento del suolo, modificandone prevalentemente i caratteri

fisici (CARRADORE *et al.*, 2014). Questa modifica è evidente soprattutto quando sono presenti elevate densità animali o dove le condizioni stazionali come la pendenza e la morfologia del suolo aggravano questo processo (MOHR e TOPP, 2005). Gli effetti indiretti sono il risultato della modificazione compositiva e strutturale subita dalla comunità vegetale e delle strategie di resistenza attuate dalle specie per sopperire all'azione prodotta (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998). Attraverso il processo selettivo di asportazione della biomassa vegetale modificano la quantità e il tipo di biomassa che arriva al suolo. Le ripercussioni di quest'alterazione influenzano non solo le caratteristiche chimiche e fisiche del suolo, ma come detto, anche le comunità biotiche essenziali per il processo di decomposizione della sostanza organica. Il cambiamento dei caratteri qualitativi della biomassa che arriva al suolo può derivare: 1) dal processo di modificazione della composizione specifica della vegetazione, 2) dall'aumento, nelle piante o nelle specie che ne hanno la capacità, di metaboliti secondari o delle sostanze chimiche nell'apparato fogliare sviluppate come difesa (HARRISON e BARDGETT, 2003). La modificazione della composizione specifica può avvenire anche con la semplice diminuzione o l'eliminazione di specie azoto fissatrici, selezionate dagli animali al fine di sopperire alle esigenze proteiche della dieta (WISDOM *et al.*, 2006). La modificazione della biomassa da un punto di vista chimico è un adattamento temporale alla cronicità e ripetitività dell'evento alimentare. Queste alterazioni influenzano la dinamica del processo di decomposizione della biomassa soprattutto per quanto riguarda il ciclo del carbonio e dell'azoto (HARRISON e BARDGETT, 2008; PERSSON *et al.*, 2009). Considerando che la lettiera rappresenta il luogo dove avviene il ciclo dei nutrienti in un ecosistema forestale, le conseguenze dell'impatto possono essere rilevanti sia nell'immediato sia nell'evoluzione futura (PALACIO *et al.*, 2013). Alla modificazione dei caratteri chimici della biomassa si aggiungono le alterazioni dei caratteri abiotici e temporali. La modificazione della struttura verticale e orizzontale della vegetazione può indurre un cambiamento dell'apporto luminoso che arriva al suolo, e quindi della temperatura, aumentando l'attività microbica (HARRISON e BARDGETT, 2008; PERSSON *et al.*, 2009). A livello temporale l'azione degli erbivori può alterare la fenologia delle piante inducendo un ritardo dell'abscissione delle foglie. Questo ritardo, soprattutto in ambienti caratterizzati da forti escursioni climatiche e stagionali, modifica l'interazione temporale con le

comunità microbiche presenti limitando il processo di decomposizione (PALACIO *et al.*, 2013).

La direzione di questi effetti possono essere molto diverse (CARRADORE *et al.*, 2014; HARRISON e BARDGETT, 2008). AUGUSTINE e MCNAUGHTON (1998) suggeriscono che l'effetto positivo sul suolo si ha quando la vegetazione impattata ha come strategia di resistenza la capacità di compensazione del tessuto perso. Questo meccanismo è comune nelle aree aperte caratterizzate da un'elevata fertilità, dove la presenza degli erbivori migliora la *fitness* degli organismi decompositori. L'effetto positivo è dato sia dall'apporto di azoto prontamente utilizzabile delle fette e dell'urina, sia prevenendo la colonizzazione e l'affermazione di specie legate a fasi successionali più avanzate che andrebbero a modificare il tipo di lettiera. Dall'altro lato la direzione dell'impatto degli erbivori sul suolo cambia notevolmente quando avviene in ambienti caratterizzati da una bassa produttività. In questi siti la selettività alimentare degli animali può favorire la dominanza di specie caratterizzate da difese fisiche o chimiche che vanno a formare una lettiera recalcitrante. In questa situazione l'apporto di biomassa al suolo ridurrà i processi di mineralizzazione e l'attività biotica presente e l'apporto del materiale escretorio degli animali non bilancerà la riduzione quali-quantitativa della biomassa. Quest'ultimo caso è quello maggiormente riscontrabile all'interno dei sistemi forestali, dove gli animali utilizzano biomassa vegetale con elevato contenuto nutritivo e azotato. In questi ambienti la compensazione sia delle specie vegetali sia dagli animali, come suggerite da AUGUSTINE e MCNAUGHTON (1998), non ha un'elevata efficacia. Questo meccanismo favorisce spesso la formazione di sistemi recalcitranti che limitano azioni realizzate con lo scopo di ripristinare le condizioni ambientali impattate dai Cervidi (TANENTZAP *et al.*, 2012a, 2011)

2.4.3 Comunità animali

L'effetto dei Cervidi sulle comunità vegetali avvia un effetto a cascata sugli organismi viventi che insieme ai Cervidi occupano l'ambiente. Sostanzialmente alterando la struttura fisica e compositiva della vegetazione i Cervidi modificano la presenza e la struttura fisica delle nicchie ecologiche di altre specie animali (CÔTÉ *et al.*, 2004). Lo spettro di specie animali potenzialmente soggette agli effetti indiretti è ampissimo, dall'avifauna, ai micro

mammiferi, agli insetti. Qualsiasi sia la specie coinvolta i meccanismi che possono indurre un cambiamento nella dinamica e distribuzione sono: *a*) una diminuzione delle risorse pabulari, *b*) un'alterazione della disponibilità alimentare e di accessibilità delle risorse, *c*) una modifica della struttura dell'ambiente con effetti sui caratteri climatici a livello microstazionale, *d*) un'alterazione delle relazioni preda-predatore fra altre catene trofiche, *e*) un cambiamento degli ambienti necessari durante determinate fasi del ciclo vitale (CARRADORE *et al.*, 2014; FLOWERDEW e ELLWOOD, 2001; FULLER e GREEN, 1998; FULLER, 2001; PUTMAN, 1996). La direzione di questi meccanismi può, a seconda della scala spaziale e temporale di analisi e della specie considerata, portare a effetti positivi sulla dinamica della popolazione. CARRADORE *et al.* (2014) ricordano come la presenza di un'azione di brucatura o di pascolo moderata possa essere un elemento chiave nel mantenimento della massima diversità di specie animali. Tale ipotesi è conosciuta anche come *intermediate grazing hypothesis*. Questa teoria prevede che la presenza di un'azione alimentare moderata favorisce la massima eterogeneità aumentando la presenza di ambienti ecotonali, funzionali al mantenimento della diversità biologica. Ovviamente gli Autori ricordano come il concetto di brucatura o pascolo moderato sia relativo.

2.4.3.1 Invertebrati

L'effetto diretto dei Cervidi sugli invertebrati è riconducibile alla modifica della disponibilità alimentare e dei siti di deposizione delle uova. A livello indiretto la modifica della struttura della vegetazione influenza i caratteri microstazionali climatici ai quali le specie di invertebrati sono particolarmente sensibili. Oltre che le modifiche del sito, l'alterazione della copertura vegetale può favorirne la predazione da parte degli uccelli che hanno una dieta insettivora (CARRADORE *et al.*, 2014). Altro effetto è l'apporto di risorse trofiche che danno alla fauna invertebrata coprofaga come alcune specie di coleotteri delle Famiglie dei *Geotrupidae* e *Scarabeidae*, per le quali le fatte degli animali sono un'importante fonte di alimentazione. Gli effetti non sono solo sulle specie di insetti consumatrici primarie, che risentono della diminuzione della biomassa e della sua modificazione strutturale e chimica, ma anche sulle specie di insetti consumatrici secondarie (SUOMINEN *et al.*, 2008). In generale la presenza di

elevate densità, o meglio di elevati livelli di brucatura, determina una riduzione dell'abbondanza e della ricchezza di molte specie ma non di tutte. Le specie di insetti legate alla fioritura delle specie vegetali diminuiscono all'aumentare di questi animali e delle modificazioni alla struttura della vegetazione, mentre le specie legate agli spazi aperti sembrano beneficiarne (PUTMAN, 1996; PUTMAN *et al.*, 2011).

2.4.3.2 Uccelli

Le comunità ornitiche risentono principalmente dell'alterazione fisica delle loro nicchie ecologiche. Questo è particolarmente importante per le specie legate ai primi strati vegetazionali per la nidificazione e allevamento dei pulcini come il Beccafico (*Sylvia borin* Bodd.), la Capinera (*Sylvia atricapilla* L.), il Lù grosso (*Phylloscopus trochilus* L.), il Lù piccolo (*Phylloscopus collybita* Vieill.) (PERRINS e OVERALL, 2001). L'effetto sull'avifauna, soprattutto quella migratrice, è presente come effetto negativo anche sulla mole corporea degli individui. L'effetto della diminuzione della qualità degli ambienti, a cui le specie di avifauna migratrici sono particolarmente legate durante la migrazione, è di difficile previsione (HOLT *et al.*, 2014). Come nel caso degli invertebrati, la modificazione strutturale, prevalentemente con la diminuzione della copertura orizzontale, può favorire la disponibilità alimentare per le specie insettivore, ma contemporaneamente favorirne la predazione da parte degli uccelli rapaci (CARRADORE *et al.*, 2014; MATHISEN e SKARPE, 2011).

2.4.3.3 Piccoli mammiferi

Anche per questo gruppo di specie gli effetti sono dovuti alla competizione diretta per l'alimentazione e alla modificazione dell'ambiente che da un lato possono favorirne l'alimentazione sugli insetti ma dall'altro favorirne la predazione. Ad esempio FLOWERDEW e ELLWOOD (2001) ricordano come la presenza di elevate densità di Cervo ha favorito una diminuzione delle popolazioni di specie come il Moscardino (*Muscardinus avellanarius* L.) e il Topo selvatico dal dorso giallo (*Apodemus flavicollis* Melch.). Inoltre limitando la

presenza della copertura, i predatori come l'Allocco (*Strix aluco* L.) o la volpe possono avere un maggiore effetto (PUTMAN *et al.*, 2011).

2.4.3.4 Predatori

La presenza, la distribuzione e l'abbondanza delle specie animali terrestri sono condizionate da molteplici fattori come il clima, le risorse pabulari, la disponibilità di acqua, la predazione e i patogeni (BOROWIK *et al.*, 2013). Per quanto riguarda le specie erbivore terrestri, la disponibilità di cibo e la presenza dei predatori sono le maggiori forze condizionanti. Queste regolazioni ne determinano la distribuzione, la dinamica, le interazioni intra e inter-specifiche, nonché le strategie di sopravvivenza determinando effetti a cascata su tutte le componenti biotiche e sulle reti trofiche (KUIJPER, 2011). Secondo CASANOVA e MEMOLI (2007) la predazione è *“il meccanismo fondamentale per l'evoluzione genetica, fenotipica e numerica delle popolazioni presenti su uno stesso territorio, nello stesso tempo.”*

Questo complesso meccanismo, è stato studiato e affrontato a livello teorico mediante le equazioni di Lotka e Volterra. Il funzionamento teorico implica che l'accrescimento delle popolazioni non sia influenzato da fattori limitanti, dove la natalità e la mortalità degli individui avvengono al massimo delle potenzialità della popolazione e dove si ha un costante contatto temporale e spaziale fra la preda e il predatore (CASANOVA e MEMOLI, 2007). La teoria di questo meccanismo si scontra con fattori insiti nel semplice incontro fra gli individui per la riproduzione, con i fenomeni di competizione intraspecifica e con la manipolazione ambientale e delle popolazioni realizzata dall'uomo. Questi fattori, che determinano una non sincronia spaziale e temporale dell'accrescimento delle due popolazioni, le allontanano dall'equilibrio e ne condizionano l'efficacia. Nella realtà questo rapporto è estremamente fragile (CASANOVA e MEMOLI, 2007).

L'efficacia attuale della presenza dei predatori come meccanismo di controllo per la regolazione delle popolazioni di animali selvatici è ancora poco apprezzabile per vari motivi. L'aumento, come detto, di specie carnivore generaliste rispetto a quelle specialistiche, grazie anche alla disponibilità

alimentare data dall'urbanizzazione, ne limita l'efficacia sulle popolazioni selvatiche. Inoltre, la recente espansione delle specie specialistiche come il Lupo, non essendosi accresciuta con le popolazioni selvatiche già presenti, vede un maggiore effetto predatorio sulle specie di animali domestiche. Questo è dovuto al principio di massima resa in carne in rapporto con lo sforzo muscolare necessario per il loro abbattimento (CASANOVA e MEMOLI, 2007). La scarsa efficacia, ricercata spesso per mitigare i “danni” visibili dall'uomo, è dovuta anche al fatto che questi predatori, più che come fattore limitante agiscono come fattore selettivo, e quindi non a livello di numero complessivo ma eliminando gli individui non sani o vecchi (CASANOVA e MEMOLI, 2007). Inoltre, secondo KUIJPER (2011), gli effetti della presenza dei predatori sono condizionati dalla produttività del sistema. E' stato osservato, ad esempio per il Capriolo, che la predazione aveva una forte influenza in aree a bassa produttività o con condizioni climatiche avverse, mentre in aree produttive o in ambienti più favorevoli la predazione non aveva lo stesso controllo sulla popolazione del Cervide (KUIJPER, 2011). Influenze della produttività dei sistemi sulla relazione preda-predatore sono state evidenziate anche all'interno delle foreste naturali presenti in Polonia. Qui è stato osservato che il tasso di predazione è inversamente proporzionale alla densità delle prede, evidenziando che i predatori non regolano la densità degli animali ma ne limitano solo il superamento della capacità di carico ambientale (KUIJPER, 2011).

La presenza dei predatori però può agire all'interno dei sistemi ambientali, oltre che con l'azione diretta, mediante un effetto indiretto, non letale, dato dalla loro semplice presenza. Questo meccanismo alla luce delle recenti ricerche sta assumendo un interessante risvolto ecologico, soprattutto all'interno dei sistemi forestali (KUIJPER, 2011; KUIJPER *et al.*, 2013; PAINTER *et al.*, 2014; RIPPLE e BESCHTA, 2005). Attraverso la creazione dei cosiddetti “territori della paura”- “*Landscape of fear*”- la presenza dei predatori ha fatto modificare alle popolazioni di Cervidi presenti i loro comportamenti alimentari e spaziali evitando alcuni ambienti e permettendo il recupero della vegetazione. Questo si può ripercuotere positivamente con la creazione di finestre di opportunità per la vegetazione la quale può svilupparsi senza la presenza dei Cervidi o con una minore cronicità e severità dell'impatto (KUIJPER *et al.*, 2013). Questo fenomeno è

ben analizzato soprattutto in Nord America, dove i risultati di questo effetto indiretto sono stati osservati per l'affermazione e lo sviluppo della rinnovazione di *Populus tremuloides* nelle aree dove era presente il lupo nel Parco Nazionale di Yellowstone (PAINTER *et al.*, 2014). In Europa le poche indagini sono state realizzate all'interno della Foresta di Bialowieza in Polonia, dove è stato osservato un effetto positivo sul maggiore sviluppo della rinnovazione forestale all'interno delle foreste vetuste (KUIJPER *et al.*, 2013).

2.5 RELAZIONI FRA DENSITÀ ANIMALI E EFFETTI ECOLOGICI

Comprendere l'effetto della densità di Ungulati sulle comunità vegetali è fondamentale poiché la manipolazione delle densità è uno degli strumenti principali con cui i gestori possono attuare strategie di controllo, monitoraggio e previsione (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998).

E' generalmente accettato che la densità degli animali sia la variabile preponderante nella determinazione dell'impatto sulla vegetazione (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; CARRADORE *et al.*, 2014; JOHNSON *et al.*, 1996; MOTTA, 2003), ma l'andamento della relazione fra la densità e l'impatto non è ancora definita (CARRADORE *et al.*, 2014) in quanto molte variabili incidono su tale relazione. Infatti, a parità di densità, l'impatto dei Cervidi può variare secondo il tipo di vegetazione e dell'*habitat* (GILL, 1992a, 1992b).

Secondo alcuni Autori l'incidenza e l'intensità dell'impatto sono correlate positivamente con la densità delle popolazioni (GILL, 1992; VOSPERNIK e REIMOSER, 2008). Ci sono molti esempi che hanno evidenziato risultati a volte contraddittori, spesso legati a specifici territori, specie animale e all'indicatore vegetale prescelto. La delineazione e la ricerca di una relazione fra la densità dei Cervidi e il loro impatto presentano fondamentalmente due problematiche di difficile soluzione. La prima è la conoscenza della densità degli animali, la seconda è la diversa scala temporale che caratterizza le specie animali e i soprassuoli forestali.

La definizione delle consistenze numeriche, e il successivo rapporto all'unità di superficie per definire la densità degli animali, come già esposto al paragrafo 1.4, è una "scienza imprecisa" e spesso una missione impossibile

soprattutto all'interno dei boschi (BORKOWSKI *et al.*, 2011). Alle problematiche legate all'origine di questi dati si unisce la moltitudine di metodi e tecniche utilizzate per la stima delle consistenze, nessuna delle quali ha una grande affidabilità (Tab. 18).

Tabella 18 - Principali tecniche di censimento e di stima delle popolazioni di Cervidi attuate in Europa (ISPRA, 2013; MORELLET *et al.*, 2011).

Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
<i>Faecal Accumulation Rate</i>	Basso disturbo alle popolazioni; Adatto a tutti i tipi di ambiente	Non ci sono misure di accuratezza e precisione; Non misura la variazione o l'errore della stima; Necessita di stimare il tasso di defecazione variabile per le specie e nei momenti fisiologici dell'animale; Necessita la stima del tasso di decomposizione delle fatte; Alto rischio di confondere le specie; Basso rapporto fra il costo e l'efficacia
<i>Faecal Standing Crop</i>	Basso disturbo alle popolazioni; Adatto a tutti i tipi di ambiente	Non ci sono misure di accuratezza e precisione; Non misura la variazione o l'errore della stima; Necessita di stimare il tasso di defecazione variabile per le specie e nei momenti fisiologici dell'animale; Necessita la stima del tasso di decomposizione delle fatte Alto rischio di confondere le specie; Basso rapporto fra il costo e l'efficacia del metodo
Tracce sulla neve	Basso disturbo alle popolazioni; Adatto a tutti i tipi di ambiente durante l'inverno; Facilmente applicabile	Alto rischio di confondere le specie, Necessita la conoscenza delle distanze percorse giornalmente dagli animali; Basso rapporto fra il costo e l'efficacia del metodo
Analisi della struttura delle popolazioni		Necessari dati di lungo periodo per calcolare la dimensione della popolazione; Le variazioni delle classi di età degli animali desunti dai dati venatori sono di difficile interpretazione e poco affidabili;
Vocalismi (Bramito)		Non ci sono misure di accuratezza e precisione; Rischio di conteggiare più volte lo stesso animale; Rischio di sottostimare la popolazione
Conte in battuta	Buon rapporto costo-attuazione	Non ci sono misure di accuratezza e precisione; Dati largamente sottostimati
Cattura Marcatura Ricattura	Metodo migliore per stimare la dimensione della popolazione in termini di accuratezza e precisione; Misura la variazione o l'errore di stima; Può fornire dati sulla dinamica di popolazione; Realizzabile in molti ambienti	Basso rapporto costo - efficacia; Alto disturbo degli animali;
Conteggio da punti di vantaggio	Buon rapporto costo-attuazione	Non ci sono misure di accuratezza e precisione; Non misura la variazione o l'errore della stima; Errore di campionamento alto; Non applicabile in paesaggi forestali
Indici chilometrici e conteggi al faro notturni		Elevata probabilità di sottostimare la popolazione; Metodologia condizionata dalle capacità dell'operatore

Alla difficoltà insita nei metodi di censimento o di stima delle popolazioni animali si aggiunge la non esatta correlazione a livello spaziale fra dove è monitorato o misurato l'impatto sulla vegetazione e il luogo dove vengono realizzate le stime delle consistenze. La mobilità spaziale di questi animali e il loro diverso uso dell'ambiente possono incidere sulla definizione della relazione.

La scelta dei luoghi di alimentazione è realizzata a molteplici scale (SKARIN, 2004) e può non corrispondere con la presenza di tracce organiche o fisiche lasciate dagli animali. Il loro comportamento furtivo e crepuscolare inoltre non consente di "catturare" gli animali a livello numerico in modo assoluto e funzionale alla definizione dell'impatto sulla vegetazione.

Per quanto riguarda le diverse scale temporali la considerazione è implicita nelle componenti biologiche trattate. Da un lato i Cervidi sono animali caratterizzati da un ciclo vitale con una longevità massima di circa venti anni (CARRADORE *et al.*, 2014; CASANOVA *et al.*, 1993). I sistemi forestali possono corrispondere a questa scala temporale quando vengono considerati i cicli di pianificazione (10-20 anni), ma quando si osservano in funzione delle prassi selvicolturali, come i turni (15-120 anni) o della longevità delle specie forestali (NOCENTINI, 2014) i tempi non sono più confrontabili o difficilmente relazionabili. A questo problema di scale temporali si aggiunge che i Cervidi possono in pochissimo tempo, minuti, ore o giorni, alterare processi decennali. Spesso in soprassuoli di montagna la rinnovazione forestale può impiegare parecchi anni o addirittura decenni per affermarsi, ad esempio perché il fenomeno della pascione avviene a intervalli molto ampi (MOTTA, 2003).

In qualsiasi momento la relazione fra la densità e l'impatto dipende dalla sequenza dei cambiamenti di entrambe le componenti e non semplicemente dalla condizione iniziale (JOHNSON *et al.*, 1996). Questo può essere dovuto a molteplici ragioni come le diverse risposte, sia numeriche che funzionali, della densità degli animali alle condizioni ambientali che inducono un cambiamento dei comportamenti alimentari ed etologici, portando a relazioni non lineari (KODA e FUJITA, 2011). Anche i cambiamenti indotti alle comunità biotiche e abiotiche possono contribuire alla non rispondenza con una relazione valutata in un determinato momento (TANENTZAP *et al.*, 2012a).

AUGUSTINE e MCNAUGHTON (1998) sostengono che il solo cambiamento numerico degli animali non può alterare l'abbondanza relativa delle specie vegetali se la selettività alimentare e la tolleranza delle piante rimangono costanti nel tempo. Secondo gli Autori in queste circostanze gli erbivori continueranno ad avere lo stesso effetto sulle specie vegetali e sui loro meccanismi di competizione inter-specifici in tutte le possibili densità di animali presenti. L'eccezione che fa deviare da questa ipotesi è quando una particolare specie vegetale non viene mai selezionata; in questo caso le specie vegetali aumentano come presenza ed abbondanza all'aumentare delle densità animali. Tuttavia i cambiamenti della densità degli erbivori possono influenzare la selettività alimentare, sia per i cambiamenti dell'abbondanza relativa delle specie vegetali e della tolleranza delle piante, sia per il conseguente cambiamento della frequenza e della quantità del tessuto vegetale perso. Di conseguenza all'aumento della densità può corrispondere una riduzione dell'azione selettiva per la diminuzione della disponibilità delle specie maggiormente appetibili. Ai tre casi generali di densità animali, bassa, media e alta possono corrispondere quindi diverse traiettorie evolutive: 1) dove persistono basse densità le specie vegetali maggiormente appetibili possono subire un'alta perdita di tessuto vegetale per individuo, ma la bassa densità di animali non comporta effetti negativi per nessuna specie; 2) con moderate densità di erbivori la selettività può leggermente aumentare la quantità di sostanza verde asportata per individuo e specie vegetale, ciò potrebbe produrre effetti significativi sulla composizione specifica della comunità vegetale; 3) con alte densità di Ungulati la maggiore selettività può produrre drastici cambiamenti nella composizione specifica favorendo le specie non appetibili o addirittura causare completi cambiamenti nel tipo di comunità se tutte le specie vegetali presenti sono appetibili, come ad esempio la conversione di foreste in aree aperte. A seguito della modificazione del comportamento alimentare dovuto ai cambiamenti vegetazionali, l'effetto della densità può influenzare anche il comportamento sociale. Questa modificazione può avere possibili ricadute sulla selettività delle specie vegetali. Infatti, animali che non mangiano isolati sono meno portati alla selezione delle specie vegetali (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998).

I due fattori che determinano e modellano la relazione fra la densità degli animali e l'impatto sulle comunità vegetali sono principalmente: la produttività ambientale e la persistenza temporale di queste densità, che a loro volta sono intimamente connesse (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; TANENTZAP *et al.*, 2012a). Nel momento in cui si va a definire una relazione viene fotografata una situazione in cui le densità degli animali hanno già modificato l'ambiente. La persistenza passata può determinare effetti di difficile valutazione sia per una quantificazione dell'impatto sia per le ripercussioni sullo sviluppo futuro e per delineare strategie di ripristino ecologico (TANENTZAP *et al.*, 2012). Vi sono casi in cui elevate densità di Cervidi hanno persistito per lungo tempo. Qui la graduale erosione della resilienza dell'ecosistema, e l'aumento della resistenza, hanno portato a situazioni ambientali in cui la semplice rimozione del disturbo non consente il ripristino delle condizioni iniziali del sistema (ATTIWILL, 1994). Questo nuovo stato ambientale può avere una maggiore capacità di resistenza alle modificazioni. In questi ambienti la semplice rimozione degli animali non determina più una riduzione dell'impatto sulla vegetazione, vanificando il significato delle relazioni fra la densità degli animali e l'impatto registrate (TANENTZAP *et al.*, 2012). E' più ipotizzabile secondo alcuni Autori che per molte specie vegetali l'impatto dei Cervidi possa rimanere relativamente basso e costante fino a quando la densità animale supera una certa soglia, oltre la quale l'impatto aumenta drammaticamente in maniera improvvisa (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; CARRADORE *et al.*, 2014; CÔTÉ *et al.*, 2004; GILL, 1992a, 1992b; GOSSOW, 2002; JORRITSMAN *et al.*, 1999; SENN e SUTER, 2003). GOSSOW (2002) indica come la presenza di questa soglia sia decisiva, oltre che nell'individuazione della relazione densità animali/impatto, per l'efficacia di tutte le operazioni di gestione realizzate per mitigare l'impatto.

2.6 RUOLO DELLA SELVICOLTURA

L'incidenza e la severità dell'impatto dei Cervidi sui soprassuoli forestali, secondo GILL (1992b), dipendono dalla densità delle popolazioni, dalla suscettibilità degli alberi all'impatto, dall'*habitat* e dalla selvicoltura. La selvicoltura, intesa come qualsiasi intervento antropico realizzato all'interno delle foreste mediante l'impianto e/o la rimozione delle piante durante varie fasi di

sviluppo è una delle attività fondamentali con cui l'uomo interferisce con gli animali. Le foreste sono modificate e modellate con azioni passate e presenti che mirano a migliorare le varie funzioni da loro svolte, dalla funzione produttiva alla funzione idrogeologica a tutte le altre utilità ecosistemiche. L'interferenza è quindi ovvia poiché determinano cambiamenti e delineano traiettorie compositive e strutturali nel luogo dove i Cervidi passano gran parte del loro ciclo vitale con un sinergismo indissolubile. Come scriveva LEIBUNDGUT (1962) "*bosco, selvaggina e regione formano un'unità inseparabile*" e come tali devono essere considerate soprattutto dal selvicoltore che non deve restare estraneo a questo rapporto.

Come sintetizzato nel paragrafo 2.3.1 l'effetto primario esercitato da questi animali è sul processo fondamentale per il futuro dei boschi ovvero sulla rinnovazione. E' soprattutto attraverso la brucatura, l'impatto di maggiore frequenza e con gli effetti più dinamici e condizionanti, che avvengono le modificazioni compositive e strutturali all'interno di qualsiasi forma di governo e trattamento selvicolturale realizzato dall'uomo (MOTTA, 2003). Se non gestito e controllato l'impatto dei Cervidi può rendere inefficienti molte scelte selvicolturali e gestionali (CAUDULLO *et al.*, 2003; MOTTA, 2003). La presenza di molteplici effetti indotti dai Cervidi, in prevalenza dalla brucatura e dalla scorstecciatura, sono rilevanti in qualsiasi struttura forestale e nel medio-lungo periodo possono limitare lo sviluppo del bosco, anche la sua stessa perpetuazione (Tab. 19).

Può essere inficiata la stabilità dei popolamenti quando la rinnovazione forestale è ripetutamente impattata limitandone la capacità di sviluppo e la copertura del suolo. Questo compromette la tutela idrogeologica e la stabilità dei versanti soprattutto nelle zone montane. A questo si aggiunge l'effetto della scorstecciatura sulle piante che ne riduce la stabilità e le condizioni vegetative nei confronti delle avversità climatiche. Come già accennato, la presenza di un elevato impatto sulla rinnovazione può ridurre la diversificazione negli strati verticali dei soprassuoli, favorendo popolamenti monostratificati con effetti negativi per la diversità biologica presente, ma anche per la conservazione del suolo. Agli effetti sulla funzionalità idrogeologica e biologica dei boschi si aggiunge ovviamente la diminuzione delle potenzialità produttive in termini sia

qualitativi sia quantitativi (CARRADORE *et al.*, 2014; MOTTA, 2003; REIMOSER e REIMOSER, 2010; RIGA *et al.*, 2011).

Tabella 19 - Caratteri descrittivi e di scelta nella presenza degli impatti sui sistemi forestali e principali effetti e cambiamenti sulla dinamica dei soprassuoli (da CARRADORE *et al.*, 2014; GILL, 1992a, 1992b; PUTMAN, 1996).

	Brucatura	Impatto Scortecciatura
Caratteri descrittivi	Severità Frequenza Cronicità	Dimensione della ferita Frequenza Cronicità
Caratteri di scelta	Specie vegetale Momento temporale Altezza Proporzione di biomassa Stadio evolutivo Presenza di metaboliti secondari Vicinanza altre specie	Specie vegetale Dimensione diametrica Presenza ramificazioni parte basale
Effetti sull'individuo	Riduzione della crescita Riduzione tasso di accrescimento Stasi vegetativa Modificazione Portamento Mortalità	Perdita di tessuto con funzione protettiva e fisiologica Riduzione stabilità fisica e di resistenza meccanica Attacchi secondari di patogeni Deformazione del fusto Mortalità
Effetti comunità vegetale	Competizione, Modificazione lettiera,	Riduzione della stabilità del popolamento Aumento del substrato per patogeni fungini

L'insorgere di queste problematiche ha fatto mettere in discussione sia la gestione di queste popolazioni animali sia la gestione selvicolturale realizzata in passato. Tale gestione è ritenuta una delle cause che ha contribuito all'aumento delle densità animali (ANDERSEN *et al.*, 2010; APOLLONIO *et al.*, 2010b; CARRADORE *et al.*, 2014; CARRANZA, 2010; LIBERG *et al.*, 2010; PUTMAN, 2010; WAWRZYNIAK *et al.*, 2010). Da un lato l'abbandono progressivo delle tradizionali pratiche agronomiche e pastorali ha favorito un'espansione del bosco nei terreni non più coltivati. Da l'altro lato l'abbandono di pratiche selvicolturali legate alla sussistenza ha visto una progressiva diminuzione del governo dei cedui. Questo ha indotto in larga massima un invecchiamento dei boschi. Questo invecchiamento ha aumentato la capacità e il grado di fruttificazione delle piante garantendo maggiori risorse trofiche per gli animali selvatici. L'abbandono delle aree rurali, ha ridotto la presenza e la distribuzione di aree aperte utili come risorsa trofica integrativa e alternativa aggravando l'incidenza dell'azione alimentare dei Cervidi sul bosco (CASANOVA e CAPACCIOLI, 1992; CASANOVA e SORBETTI GUERRI,

2003; CASANOVA *et al.*, 2004). Alla non gestione e all'abbandono del bosco di molte aree si aggiunge anche la gestione forestale attuata in passato. Per lungo tempo la selvicoltura, con l'obiettivo primario di garantire la perpetuazione del bosco attraverso il trattamento selvicolturale, e l'assestamento forestale, con la pianificazione delle utilizzazioni nel tempo e nello spazio al fine di raggiungere un reddito annuo massimo e possibilmente costante, hanno favorito la predisposizione del bosco all'impatto dei Cervidi (CIANCIO e NOCENTINI, 2009a). L'obiettivo produttivo, spesso ricercato e realizzato su vaste superfici, è stato conseguito creando strutture forestali e favorendo specie arboree che davano la maggiore affidabilità in termini di affermazione e sviluppo nonché di produzione legnosa finale. L'insieme dei cambiamenti indotti ai soprassuoli, in termini di composizione e di strutture cronologiche, spesso innaturali (KUIJPER, 2011), ha portato a boschi semplificati per i quali non erano considerati effetti o interferenze diverse da quelle selvicolturali (CIANCIO e NOCENTINI, 2009a).

Le conseguenze valutabili all'interno dei soprassuoli forestali spesso non sono l'effetto di elevate densità animali (REIMOSER e GOSSOW, 1996), ma il risultato di una convergenza spaziale e temporale della predisposizione delle foreste all'impatto degli animali (NOPP-MAYR *et al.*, 2011). La predisposizione dei boschi, intesa come le modificazioni esogene alla suscettibilità genotipica alle malattie o al danno dei popolamenti (NOPP-MAYR *et al.*, 2011) è largamente influenzata dalle misure selvicolturali (CARRADORE *et al.*, 2014; PARTL *et al.*, 2002; REIMOSER e GOSSOW, 1996; REIMOSER e PUTMAN, 2011; REIMOSER *et al.*, 1999). La realizzazione di interventi selvicolturali ignorando o non ponderando le conseguenze sull'*habitat* dei Cervidi e sul loro comportamento alimentare possono determinare l'insorgere di quello che viene definito "danno". La realizzazione dell'evento di danno sui soprassuoli forestali spesso è solo la conseguenza dell'azione selvicolturale che amplifica l'effetto dei Cervidi sull'ecosistema (REIMOSER e GOSSOW, 1996).

Le misure selvicolturali modificano l'attrattività dei soprassuoli forestali non tanto aumentando la disponibilità alimentare, ma modificando i fattori indipendenti dall'alimento (PARTL *et al.*, 2002; REIMOSER e GOSSOW, 1996; REIMOSER, 2003; REIMOSER *et al.*, 1999). Questo in breve tempo porta ad avere, per ogni popolamento o intervento selvicolturale eseguito, una distinta

predisposizione e attrattività che può mutare nel corso del tempo (PARTL *et al.*, 2002). Spesso gli interventi non aumentano le risorse alimentari o di copertura, ma piuttosto le concentrano a livello sia spaziale sia temporale portando a uno squilibrio stagionale e spaziale. Oltre alla non proporzionalità delle risorse pabulari vengono modificati gli stimoli indipendenti o attrattivi, dati principalmente dalla copertura, intimamente legata al ciclo vitale di queste specie (MYSTERUD e ØSTBYE, 1999). La proporzione fra l'offerta pabulare e la copertura che si crea in seguito alle utilizzazioni forestali in relazione alle aree circostanti è uno degli elementi centrali per la genesi dell'impatto (PARTL *et al.*, 2002; REIMOSER *et al.*, 2009; VOSPERNIK e REIMOSER, 2008). L'importanza di questa proporzionalità è rilevante non solo per la brucatura sulla rinnovazione, ma anche nel susseguirsi dello sviluppo del soprassuolo passando alla fase di novellame o di spessina. In queste fasi, infatti, l'impatto prevalente diviene la scortecciatura delle piante, impatto realizzato soprattutto all'interno di soprassuoli che possono garantire un buon livello di copertura. Contemporaneamente però l'effetto della copertura non consente la presenza di una disponibilità sufficiente o alternativa, portando gli animali a nutrirsi ripetutamente della corteccia delle piante. Nella prevalenza dei casi questo impatto assume frequenze rilevanti in soprassuoli monospecifici e coetanei di conifere dove gli animali trovano riparo (NOPP-MAYR *et al.*, 2011; VOSPERNIK, 2006). Parallelamente agli effetti predisponenti dati dal popolamento forestale, i fattori morfologici del territorio come l'esposizione, la quota e la pendenza possono avere un ruolo fondamentale nell'aumentare o diminuire la predisposizione (HEUZE *et al.*, 2005a, 2005b; NOPP-MAYR *et al.*, 2011; REIMOSER e GOSSOW, 1996).

Secondo REIMOSER e GOSSOW (1996) la selvicoltura è uno degli strumenti principali con cui può essere sia migliorato l'*habitat* di queste specie animali sia mitigato l'impatto. Principalmente le pratiche selvicolturali dovrebbero limitare la creazione di ambienti troppo attrattivi ponendo attenzione al rapporto fra i fattori alimentari e quelli indipendenti dall'alimentazione. Questo è fondamentale per non creare delle trappole ecologiche e non rendere la foresta suscettibile all'impatto. Inoltre mediante gli interventi selvicolturali si dovrebbero creare strutture che consentano un efficace controllo e monitoraggio delle popolazioni animali. Classificando a livello di predisposizione all'impatto della brucatura e

scortecciatura gli Autori hanno ponderato lo squilibrio fra gli stimoli alimentari e indipendenti creati da diversi trattamenti per diversi sistemi selvicolturali applicati nelle zone alpine (Tab. 20).

Tabella 20 - Valutazione della predisposizione alla brucatura e scortecciatura di diverse forme di trattamento selvicolturali per l'intero ciclo di sviluppo (REIMOSER e GOSSOW, 1996).

Sistema selvicolturale	Predisposizione all'impatto*	
	Brucatura	Scortecciamento
Piccoli tagli a raso e reimpianto (< 2 ha)	5	5
Grandi tagli a raso e reimpianto	3	5
Taglio successivi con rinnovazione naturale	1	4
Tagli di selezione (successivi) a strisce con rinnovazione naturale	1	3
Tagli di selezione a gruppi con rinnovazione naturale	2	3
Tagli a scelta con rinnovazione naturale	4-5	2

*In ordine crescente da 1 basso a 5 alto

La maggiore suscettibilità all'impatto è riscontrabile con l'applicazione del taglio a raso realizzato su superfici inferiori ai 2 ettari. La predisposizione alla brucatura rimane elevata anche quando viene applicato il taglio a scelta se l'intervento non modifica molto la copertura, limitando l'apporto luminoso al suolo. Secondo lo schema elaborato gli Autori individuano la minor suscettibilità quando vengono realizzati il trattamento a tagli successivi uniformi e i tagli a gruppi (REIMOSER e GOSSOW, 1996).

Secondo questi Autori le principali misure selvicolturali per limitare la predisposizione all'impatto siano: *a)* agire sulla proporzione degli stimoli alimentari e non alimentari, *b)* attuare un sistema selvicolturale che non crei margini ecotonali definiti, *c)* agire sui rapporti di mescolanza delle specie forestali prevedendo un gradiente di appetibilità delle specie e di disponibilità stagionale (Tab. 17), *d)* seguire durante lo sviluppo il popolamento agendo attraverso sfolli e diradamenti, soprattutto per la mitigazione della scortecciatura. Ovviamente l'origine della rinnovazione riveste un ruolo fondamentale. Qualsiasi strategia realizzata e applicata si dovrebbe basare sull'impiego di rinnovazione naturale e non artificiale, poiché quest'ultima sembra essere selezionata dai Cervidi per il maggiore contenuto azotato derivante dalle tecniche vivaistiche (DANELL *et al.*, 2003; GILL, 1992a, 1992b; KUIJPER *et al.*, 2009; REIMOSER e GOSSOW, 1996).

La predisposizione e l'attrattività dei soprassuoli indotta da trattamenti selvicolturali realizzati in passato hanno portato a una semplificazione compositiva e strutturale dei soprassuoli. Uno dei principali obiettivi della

selvicoltura in Italia e in molti Paesi europei è quello di avviare e favorire processi di rinaturalizzazione di questi popolamenti. La rinaturalizzazione è intesa come il processo che intende riportare i soprassuoli semplificati a uno stato “naturale” (NOCENTINI, 2000), basandosi sul miglioramento delle condizioni per lo sviluppo della rinnovazione naturale può essere condizionata e limitata dalla presenza dei Cervidi (HEINZE *et al.*, 2011; HOTHORN e MÜLLER, 2010; MIRSCHEL *et al.*, 2011; PACI e BIANCHI, 2008). La presenza dei Cervidi può compromettere questo processo, o meglio rallentarlo, interagendo anche con altri fattori limitanti (MIRSCHEL *et al.*, 2011). Questo processo è fondamentale per l’aumento delle risorse pabulari all’interno di questi soprassuoli, molto attrattivi per quanto riguarda la copertura ma con bassa disponibilità alimentare.

Particolare attenzione dal punto di vista selvicolturale va posta sul ruolo e la predisposizione del bosco ceduo. Questa forma di governo, che ha visto negli ultimi decenni una forte ripresa nel suo utilizzo (CIANCIO e NOCENTINI, 2004), è una forma di gestione canonica e statica dal punto di vista operativo. Come per il taglio raso nelle fustaie, il ceduo dipende dalla prevedibilità e sicurezza della rinnovazione e del suo sviluppo nel tempo e nello spazio (CIANCIO e NOCENTINI, 2004). La ceduzione del bosco è un’operazione selvicolturale che crea un “regime di disturbo artificiale” molto simile, per gli effetti esercitati sulla struttura del bosco, alla creazione di *gaps* all’interno della copertura forestale (JOYS *et al.*, 2004). All’interno di queste aperture i Cervidi trovano le condizioni ideali sia per la copertura sia per l’alta quantità e qualità delle risorse pabulari soprattutto nei primi anni di sviluppo (GENGHINI *et al.*, 2011; GIOVANNINI, 1991; GIOVANNINI *et al.*, 2003; KAY, 1993; PUTMAN, 1994). La forte attrattività è data dalle caratteristiche sia a scala di popolamento sia a scala di individuo arboreo. Infatti, la fisionomia tipica del ceduo nei primi anni dopo il taglio prevede la presenza elevate quantità di alimento a un’altezza ideale per gli animali, che trovano in questa disposizione delle piante una risposta al principio di massima resa con minimo sforzo (RENAUD *et al.*, 2003). Le condizioni create possono favorire un regime di disturbo continuo, provocando seri effetti sulla crescita e vitalità della rinnovazione agamica (JOYS *et al.*, 2004, KAY, 1993; PUTMAN, 1994). A questa fase di massima attrattività per i Cervidi corrisponde la fase di sviluppo dove si ha il maggiore accrescimento dei polloni (GIOVANNINI, 1991; GIOVANNINI *et al.*,

2003). Con l'asportazione dei tessuti vegetali realizzata dalla brucatura può essere ridotta la crescita in altezza degli individui e, se l'effetto perdura nel tempo con elevata frequenza, la rinnovazione agamica può essere mantenuta in una stasi fisiologica prolungando il periodo di vulnerabilità (GIOVANNINI, 2010; MOTTA, 2003). La brucatura tende poi a decrescere all'aumentare dell'età dei polloni e dell'altezza che essi riescono a raggiungere (GIOVANNINI, 2010). Similmente a quanto osservato per i tagli a raso della regione Austriaca, anche nei cedui la predisposizione e l'incidenza dei Cervidi può dipendere dalla superficie delle tagliate (GIOVANNINI *et al.*, 2003; REIMOSER e GOSSOW, 1996). E' stata osservata la maggiore suscettibilità al danno in utilizzazioni cedue realizzate su piccole superfici rispetto a utilizzazioni di più ampia estensione (GIOVANNINI *et al.*, 2003; KAY, 1993; REIMOSER e GOSSOW, 1996). Questo effetto sta nella proporzionalità fra le zone di margine che si creano con le aree forestali limitrofe non utilizzate (GIOVANNINI *et al.*, 2003). Inoltre nelle tagliate di maggiore dimensione il livello di brucatura riscontrato nelle zone di margine è minore rispetto a quanto si può osservare nelle aree più piccole (CIANCIO e NOCENTINI, 2004; GIOVANNINI *et al.*, 2003; GIOVANNINI, 2010).

La conversione di questi effetti in "danno" dipende dall'obiettivo selvicolturale (REIMOSER *et al.*, 1999). REIMOSER e GOSSOW (1996) ritengono che il "danno", definito come problema causato da una condizione indesiderata, sia un concetto antropocentrico. Per valutarlo occorre porre a livello selvicolturale e gestionale un obiettivo concreto o una condizione desiderata con cui confrontare la situazione attuale attraverso indicatori quantitativi e qualitativi. La definizione degli obiettivi, dei parametri utili per verificarli, sono strettamente collegati con gli obiettivi produttivi, turistico ricreativi e biologici raggiungibili nelle diverse forme di governo e trattamento (REIMOSER e PUTMAN, 2011; REIMOSER, 2005; REIMOSER *et al.*, 1999). REIMOSER *et al.* (1999) propongono indicatori dell'impatto indicando valori soglia e identificando limiti di intolleranza valutabili attraverso il confronto fra aree di saggio non protette e aree di saggio protette dai Cervidi (Tab. 21). Ovviamente i valori indicati come valori obiettivo o limiti d'intolleranza sono strettamente condizionati dall'obiettivo selvicolturale, dalla funzione attribuita alla foresta e dalla sua produttività.

L'esempio riportato è limitato e collegato a un determinato territorio e a un determinato sistema ambientale. La definizione di questi parametri, oltre alla valutazione dell'impatto considerato "negativo" possono essere utilizzati anche per valutare gli effetti positivi dei Cervidi, spesso poco conosciuti o osservati (REIMOSER e GOSSOW, 1996; REIMOSER e PUTMAN, 2011; REIMOSER, 2003).

Tabella 21 - Indicatori, valori obiettivo e limiti di intolleranza utilizzati nel sistema di monitoraggio in una Provincia Austriaca dal 1991 (REIMOSER *et al.*, 1999).

Indicatore	Valore obiettivo
Densità rinnovazione	2000-5000 n/ha
Composizione (Latifoglie, conifere, mista)	Minimo 10-50% della densità della rinnovazione della composizione prescelta
Specie arboree chiave	Minimo 10-20% della densità di rinnovazione
Numero di specie arboree	Minimo 1-4 specie
Volume di biomassa arbustiva *	Minimo 600 m ³ /ha
Limiti d'intolleranza	
Incremento di altezza	Differenza di 2-3 classi di altezza della rinnovazione in riferimento all'altezza massima presente
Numero di specie arbustive *	40% di differenza
Brucatura ripetuta sul getto apicale	30% delle piante soggette durante tre anni

*Valori in funzione della tipologia forestale.

Gli obiettivi della selvicoltura sono determinati dalla domanda di beni e servizi che il proprietario forestale o la società richiedono al bosco. Di conseguenza gli obiettivi su una stessa foresta possono essere variabili, e spesso in contraddizione. Questo condiziona la definizione degli obiettivi, che a volte sono poco chiari o generici, a loro volta si ripercuotono su quali sono gli indicatori utilizzabili per la valutazione dell'impatto dei Cervidi (REIMOSER *et al.*, 1999).

A differenza dell'impatto, il concetto di "danno" considera fattori come: la perdita o la riduzione di biomassa, la diminuzione di valore economico, di stabilità ecologica, diversità e sostenibilità (REIMOSER *et al.*, 1999). Diviene quindi importante comprendere dove e quando l'impatto provocato dai Cervidi diviene effettivamente "danno" tenendo in considerazione che *"non ogni getto brucato rappresenta un danno all'albero e non tutti gli alberi danneggiati rappresentano un danno per il soprassuolo"* (REIMOSER e GROSSOW, 1996; REIMOSER *et al.*, 1999).

La quantificazione dell'impatto può essere stimata mediante lo studio del cambiamento della composizione, dell'accrescimento e della struttura dei soprassuoli investigati. L'accertamento dell'esistenza di un impatto significativo in un sistema ecologico richiede la definizione di un obiettivo, o condizione desiderata, definito e comparato con la condizione attuale al fine di qualificare l'impatto e valutare se produce effetti positivi, non prevedibili o negativi (REIMOSER *et al.*, 1999). Al fine di definire correttamente l'esistenza dell'impatto negativo, e quindi del danno, deve essere dimostrato: 1) che la percezione dell'impatto sia reale e non semplicemente presunta; 2) che l'impatto sia provocato dalle popolazioni di Cervidi; 3) che l'impatto stimato abbia conseguenze ecologiche o economiche di lungo termine sulle condizioni della vegetazione; 4) che le conseguenze dell'impatto siano definite in relazione all'obiettivo o alla condizione desiderata (REIMOSER e PUTMAN, 2011). Risulta complessa una quantificazione obiettiva e realistica del danno, soprattutto nel caso della brucatura sulla rinnovazione forestale. Il problema è spesso relativo alla mancanza di confronti adeguati per la quantificazione del danno. Frequentemente si ricorre all'uso delle aree di confronto, metodologia però che rispecchia una situazione binaria (Cervidi sì/Cervidi no) che non è rappresentativa di un sistema naturale del quale i Cervidi fanno parte. Inoltre, nel caso della determinazione del danno economico-finanziario, la brucatura della rinnovazione forestale in un dato momento può rappresentare solo un dato di partenza per effettuare una *previsione*, poiché il danno vero e proprio potrà essere determinato solo in futuro, quando sarà eseguita l'utilizzazione del soprassuolo e stimata e quantificata la diminuzione delle produzioni forestali attese per quel bosco (REIMOSER *et al.*, 1999). Quanto più è lontano questo momento, quanto più la stima sarà incerta poiché non si possono sapere le reazioni future della foresta. Infatti, la valutazione dell'impatto e la previsione futura degli effetti dove tenere conto che: *a*) i sistemi forestali sono caratterizzati da periodi temporali lunghi per lo sviluppo, *b*) le condizioni future del soprassuolo e le capacità di recupero del tessuto perso non sono prevedibili con certezza e *c*) vi può essere la reiterazione nel tempo dell'impatto da parte degli Ungulati. Va quindi posta molta attenzione a equiparare l'apparente "danno" rilevato sulla rinnovazione all'effettiva perdita economica che si potrà avere a fine turno (REIMOSER *et al.*, 1999; REIMOSER e PUTMAN, 2011).

2.7 ALTRI DISTURBI E CAMBIAMENTI CLIMATICI

Gli agenti di disturbo raramente agiscono da soli. Secondo WISDOM *et al.* (2006) gli agenti di disturbo come il fuoco, la siccità, gli insetti e gli erbivori interagiscono fra loro attraverso il tempo e lo spazio. Sebbene l'analisi dei diversi disturbi sui sistemi forestali sia ben avviata a livello di singolo disturbo, meno note sono le loro interazioni e come queste influenzano lo sviluppo della vegetazione. Le motivazioni che sono alla base della mancanza di queste conoscenze secondo KRAMER *et al.* (2003) sono: *a*) la relativamente recente attenzione posta al ruolo degli Ungulati forestali nella conservazione della biodiversità e nella gestione forestale, *b*) il grande dibattito su come gli erbivori abbiano determinato la struttura della vegetazione in tempi preistorici, *c*) l'occorrenza e gli effetti degli incendi, delle tempeste e delle pullulazioni di insetti sono limitati, almeno nell'intenzione, dall'attività gestionali per ridurre la perdita della produzione o delle proprietà.

Fra i diversi tipi di disturbo che possono condizionare le foreste (ATTIWILL, 1994; PICKETT e WHITE, 1985; QUINE *et al.*, 1999; SEIDL *et al.*, 2011) e interagire con i Cervidi e i loro effetti, il fuoco è forse il più importante (HOBBS, 1996; TANENTZAP *et al.*, 2012a; WISDOM *et al.*, 2006). La rimozione della biomassa e la modificazione della struttura verticale e orizzontale da parte degli erbivori modifica la disponibilità di biomassa e il tipo di combustibile. Questo può essere un importante fattore di controllo nella dinamica spaziale e temporale del fuoco condizionandone la frequenza, la dimensione e l'intensità. Come già riportato, i Cervidi consumano una frazione relativamente piccola di biomassa vegetale all'interno del bosco. Di conseguenza il loro effetto diretto sull'accumulo della biomassa vegetale, e quindi sulla quantità di combustibile, può sembrare non rilevante. Tuttavia l'azione alimentare degli erbivori, agendo sullo strato inferiore dei boschi, può limitare il passaggio del fuoco alla chioma dei soprassuoli modificandone il comportamento a livello di frequenza e l'intensità (HOBBS, 1996; KRAMER *et al.*, 2003). Inoltre, l'azione della brucatura quando è presente con una severità e una cronicità tale da provocare un cambiamento nella composizione della vegetazione, modifica anche il tipo di combustibile per il fuoco. L'effetto diretto sull'alterazione della struttura verticale, con la creazione di quella che viene definita "linea di brucatura" o "linea di pascolo" (SKARPE e

HESTER, 2008), e l'effetto indiretto, dato dalla modificazione chimica e strutturale della vegetazione, possono modificare il comportamento del fuoco (HOBBS, 1996). Queste modificazioni possono sia ridurre la frequenza e il comportamento, ma anche produrre l'effetto opposto. Quando la persistenza degli erbivori induce nelle comunità vegetali cambiamenti compositivi tali da vedere la predominanza di specie vegetali non appetibili o tossiche questa biomassa, spesso molto infiammabile, aumenta il substrato e la probabilità di incendi (HOBBS, 1996; TANENTZAP *et al.*, 2012a).

L'interazione fra i Cervidi e il fuoco è presente anche in seguito all'incendio, attraverso la modulazione della vegetazione che s'insedia successivamente. Nella fase post incendio le aree sono molto attrattive per queste specie animali poiché la vegetazione è spesso composta da specie legate alle prime fasi successionali, generalmente molto appetibili per l'elevato apporto azotato e con una bassa quantità di metaboliti secondari. In seguito agli incendi si ha ovviamente una diminuzione della disponibilità di biomassa che può favorire un aumento della pressione della brucatura sulle specie e piante neofite o che sono rimaste illese in seguito all'evento dannoso. La presenza degli animali può quindi modificare questo tipo di associazione attraverso la selettività e ritardarne lo sviluppo e la capacità di sviluppare la copertura al suolo (HOBBS, 1996; SILVA *et al.*, 2013). Inoltre, quando l'incendio interessa piccole superfici, gli animali possono essere attratti da questi siti per la presenza di margini ecotonali attrattivi, simili a quelli creati da interventi selvicolturali come il tagli raso (HOBBS, 1996). Gli incendi hanno particolare rilevanza soprattutto nell'Europa meridionale e nelle aree mediterranee. Nonostante che il pascolo effettuato dal bestiame domestico su aree incendiate sia una pratica tradizionale, la brucatura e gli altri impatti provocati dagli animali selvatici sono un fenomeno relativamente recente (SILVA *et al.*, 2013). L'associazione dei due disturbi può avere effetti ecologici rilevanti soprattutto in questi ambienti. Il ripristino della copertura del suolo, fondamentale per limitare i fenomeni erosivi, può essere ritardato o compromesso dalla presenza e dalla persistenza di questi animali che sono altamente attratti dalle fasi successionali iniziali (GOSSOW, 2002) come è appunto un'area post-incendio. Studi realizzati in Spagna (SILVA *et al.*, 2013) hanno evidenziato come la presenza di densità maggiori di 40 capi/km² esercita un ritardo nel ripristino della copertura

vegetale, sia come distribuzione orizzontale sia verticale anche 8 anni dopo l'incendio. In alcune aree esaminate dopo questo periodo non erano presenti specie arboree a differenza delle aree recintate utilizzate per il confronto. Effetti rilevanti sono stati riscontrati su alcune specie arbustive come il rovo e il cisto. La prima specie è altamente appetita, ma con un'alta capacità di rigenerazione, mentre il cisto generalmente non viene brucato ma sembra non avere la capacità di recuperare in seguito all'impatto.

Interazioni con altri disturbi sono meno note, o vengono analizzate valutando l'interazione fra le catene trofiche, e non come interazione degli effetti sui boschi. Sono stati analizzati i rapporti fra impatto dei Cervidi e apertura di *gaps* in soprassuoli forestali a seguito di eventi meteorologici (CUNNINGHAM *et al.*, 2006; KENDERES *et al.*, 2008; KUIJPER *et al.*, 2009; MOSER *et al.*, 2008; RAMMIG *et al.*, 2007).

Attualmente una delle interazioni più dinamiche e variabili, capaci di modellare l'effetto dell'impatto dei Cervidi sui sistemi forestali sono i cambiamenti climatici. Il cambiamento climatico ormai in corso con repentina irruenza e grande magnitudo sta producendo scenari imprevedibili sia per la conservazione della biodiversità sia per la gestione dell'ambiente (WAGNER *et al.*, 2014). Gli effetti si ripercuotono su tutte le componenti dell'ecosistema provocando un'instabilità delle dinamiche delle popolazioni animali e della composizione specifica e strutturale degli ambienti forestali, nonché sulla loro resilienza e suscettibilità ai disturbi (MYSTERUD e SÆTHER, 2011). Gli erbivori, e la loro influenza sulla dinamica delle comunità vegetali, possono essere fattori rilevanti nelle zone di margine degli areali di distribuzione delle specie forestali, dove cambiamenti della distribuzione delle specie vegetali possono essere dovuti anche ai cambiamenti climatici. I cambiamenti climatici possono limitare o promuovere l'insediamento e l'affermazione di particolari specie arboree al limite del loro areale anche in funzione della presenza dei Cervidi. Ad esempio, le specie arboree poste al limite meridionale del loro areale possono essere limitate dalla siccità che ne condiziona lo sviluppo in altezza favorendone la suscettibilità all'impatto degli erbivori. Dall'altro lato le specie al limite dell'areale settentrionale potrebbero trovare una situazione favorevole per il loro insediamento, ma essere limitate dall'espansione delle popolazioni animali in

queste aree (MYSTERUD e SÆTHER, 2011). Nell'area mediterranea invece, la brucatura, essendo spesso molto più severa nella fase estiva quando per la siccità le altre risorse pabulari sono minori, riduce il tempo disponibile alle specie per recuperare il tessuto perso (CARRANZA, 2010; HERRERO *et al.*, 2011). In questo contesto la pressione della brucatura può essere una forza selettiva e modellatrice del cambiamento della composizione e della struttura degli ecosistemi forestali determinata primariamente dai cambiamenti climatici. Secondo la loro selettività nei confronti delle specie arboree, gli erbivori possono quindi rafforzare o diminuire gli effetti sulla distribuzione delle specie indotta dal clima. Le specie meno selezionate, e con una buona capacità di adattamento, potranno avvantaggiarsi e diffondersi in boschi fino ad ora occupati da altre specie forestali (KATONA *et al.*, 2013).

3 REVIEW BIBLIOGRAFICA SULLE INDAGINI SPERIMENTALI SUL RAPPORTO CERVIDI E BOSCO

3.1 PREMESSA

Le prime esperienze sull'osservazione e valutazione dell'impatto degli Ungulati selvatici sui sistemi forestali sono state realizzate negli anni '40 nell'America settentrionale (CARRADORE *et al.* 2014) e in Germania negli anni '30, dove Aldo Leopold, nel suo viaggio di studio, osservò per i popolamenti monospecifici di conifere l'impossibilità di sviluppo a causa degli Ungulati (HOTHORN e MÜLLER, 2010). Indagini osservazionali sono poi susseguite negli Stati Uniti assecondando l'insorgere del fenomeno della sovrabbondanza delle popolazioni selvatiche. In Europa, complice la Seconda Guerra Mondiale, il fenomeno è emerso più tardi, iniziando nei Paesi dell'Europa Settentrionale con forti tradizioni forestali (CARRADORE *et al.*, 2014).

La variabilità degli ambienti, delle popolazioni di Cervidi e dei problemi insorti hanno determinato altrettanta variabilità nelle metodologie applicate nello studio e nella valutazione dell'impatto (BERGSTRÖM e EDENIUS, 2003; CARRADORE *et al.*, 2014; CÔTÉ *et al.*, 2004). Le informazioni reperite nel corso del tempo, spesso, erano basate su osservazioni soggettive, specifiche per un determinato obiettivo e non replicabili. L'incertezza dei metodi, delle variabili da utilizzare e l'affidabilità dei risultati è talmente labile che *“per ottenere la precisa entità del danno sarebbe necessario esaminare ogni albero”* (CARRADORE *et al.*, 2014). Anche in questo caso, la vera entità di questo “danno” è comunque legata alla non prevedibilità della reazione delle piante, alla ripetitività del danno da parte degli animali e all'incertezza legata ai cambiamenti ambientali (REIMOSER e PUTMAN, 2011; WAGNER *et al.*, 2014).

Nonostante queste incertezze, la conoscenza delle dinamiche e dello stato di salute dei sistemi forestali si deve basare sulla verifica e sull'analisi dei fenomeni presenti. Questo impone la presenza e la definizione di strumenti di rilievo e di monitoraggio (CARRADORE *et al.*, 2014). Solo attraverso questi strumenti si possono intraprendere decisioni e azioni per la salvaguardia delle foreste, per raggiungere la sostenibilità della gestione e la tutela e la

valorizzazione dei servizi ecosistemici da esse forniti (FOREST EUROPE *et al.*, 2011). La presenza di dati reperiti in modo univoco e standardizzato è fondamentale per la verifica delle azioni intraprese, per mitigare o accentuare un fenomeno, e per fornire informazioni e dati oggettivi e replicabili ai molteplici portatori di interesse.

La prima metodologia per lo studio e il rilievo degli impatti dei Cervidi è quella proposta da ALDOUS (1944). Già in questo lavoro l'Autore individuava specifici problemi in quest'attività di ricerca evidenziando come *“la problematica dell'indagine e del rilievo per una corretta stima dell'impatto degli Ungulati è stata da sempre affrontata con la consapevolezza della complessità della questione”*. Secondo ALDOUS (1944) i fattori che rendono complicata la “questione” sono: *a)* il notevole disaccordo tra i tecnici, i ricercatori e i soggetti portatori di interesse per quanto riguarda l'interpretazione e la gestione dell'interazione fra le popolazioni animali e l'ambiente, *b)* la soggettività delle valutazioni effettuate, basate su impressioni visive e non su dati oggettivi, quantificabili e verificabili, *c)* la valutazione dell'ambiente sulla base della capacità di carico, prendendo spunto dalle tecniche impiegate nella gestione zootecnica. La difficoltà di quest'ultimo approccio derivava, sempre secondo l'Autore, dalla diversa natura e comportamento degli animali selvatici nei confronti dell'ambiente e degli alimenti. Inoltre, l'Autore sostiene che *“il più grande errore nel cercare di determinare la capacità di carico di una popolazione selvatica è la mancanza di dati affidabili sulla popolazione animale”*. Infatti, anche se i dati demografici sono noti, è difficile regolare le popolazioni perché le specie animali conoscono solo i confini di *habitat* e *“la capacità di carico per le diverse aree varia così tanto che sarebbe un lavoro senza fine cercare di determinarla”*. Per mitigare questi problemi ALDOUS (1944) propose per la prima volta un rilievo osservazionale basato su una metodologia standardizzata e ripetibile. Le fasi fondamentali proposte dall'Autore sono: 1) realizzare indagini sulla brucatura tali da poterle analizzare con la statistica descrittiva, 2) avvalersi di materiale fotografico al fine di rafforzare le analisi prodotte, 3) illustrare sul campo gli impatti della brucatura rilevati. Questa indagine doveva essere realizzata in siti occupati da elevate densità animali, dove realizzare aree di saggio a distanza fissa all'interno delle quali si doveva rilevare le specie, la loro

abbondanza e la percentuale di utilizzazione. Ad oggi, come ricordano CARRADORE *et al.* (2014), l'aumento delle conoscenze nelle scienze forestali, nello studio delle popolazioni animali, nelle strumentazioni per realizzare rilievi e nelle scienze statistiche sono molto migliorate. Tuttavia le indicazioni, e le criticità, evidenziate da ALDOUS (1944) sono ancora molto attuali.

A partire dallo scritto di ALDOUS sono stati sviluppati numerosi metodi per lo studio dell'impatto dei Cervidi sui boschi in relazione a diversi obiettivi. Secondo la situazione ambientale esaminata e in base alla diversa finalità (ricerca, monitoraggio e gestione), le metodologie variano nella loro struttura, dimensione numerica campionaria, replicazione temporale e spaziale, accuratezza e precisione. In ognuna di queste sono presenti vantaggi e svantaggi, legati principalmente alla situazione da esaminare, alla disponibilità economica e tecnica per realizzarle e alla tipologia o specie vegetale sottoposta a indagine (CARRADORE *et al.*, 2014).

Sono molteplici le criticità insite nelle sperimentazioni e attività di monitoraggio dell'interazione fra i Cervidi e i sistemi forestali. La mancanza di repliche delle situazioni esaminate che sono il frutto della storia ambientale (forestale e animale) propria dei diversi siti. L'applicazione dei metodi di rilievo è inoltre in funzione dei caratteri compositivi e strutturali della vegetazione (es. Fustaie vs Cedui), delle specie animali e delle metodologie comunemente utilizzate nei vari ambienti per stimarne la densità o la frequenza. Inoltre, non va dimenticato come siano sempre da considerare i costi e la semplicità di applicazione dei vari metodi, soprattutto quando sono proposti per il trasferimento dalla ricerca all'ambito applicativo (APOLLONIO *et al.*, 2010; BERGSTRÖM e EDENIUS, 2003; CARRADORE *et al.*, 2014; DE BATTISTI e COLPI, 2008).

L'obiettivo di questa indagine bibliografica è analizzare gli studi realizzati sulle interazioni Cervidi-bosco a livello Europeo. In particolare con questo lavoro si è mirato a evidenziare: *a)* a quali situazioni ambientali si riferisce la maggior parte delle informazioni che si hanno su quest'interazione, *b)* quali sono le principali metodologie di indagine applicate, *c)* quali sono le variabili più utilizzate per lo studio dell'impatto dei Cervidi sui boschi, *d)* quali sono i dati e le metodologie applicate per lo studio delle densità dei Cervidi in funzione della valutazione dell'impatto sui boschi, *e)* quali sono e come vengono valutati gli

impatti, *f*) se sono state rilevate relazioni fra le densità animali e l'impatto registrato. L'obiettivo finale è valutare l'applicabilità dei risultati e delle metodologie anche nel nostro Paese.

3.2 METODOLOGIA DI RICERCA BIBLIOGRAFICA

L'indagine è stata realizzata ricercando gli articoli scientifici sull'argomento mediante il *data base* scientifico *Scopus* (Elsevier). Al fine di trovare tutti i contributi sull'argomento in modo univoco e ripetibile è stata realizzata una *query*, in data 27/04/2014, utilizzando le seguenti *Key words*: *browsing impact, deer browsing, deer impact on forest, deer garzing, bark stripping, forest ungulate interaction, fraying, deer impact monitoring, Cervide*. La *query* è stata poi limitata alla selezione dei lavori in base al tipo di documento (articoli), all'area (AGRI), l'anno (dal 1984 al 2014) e ai Paesi (*United Kingdom, Germany, Sweden, France, Norway, Switzerland, Spain, Poland, Italy, Czech Republic, Netherlands, Finland, Austria, Portugal, Belgium, Lithuania, Slovenia, Denmark, Estonia, Hungary, Greece, Slovakia, Ukraine, Croatia, Serbia, Romania, Ireland*).

Data la multidisciplinarietà del tema, la selezione è proseguita verificando per tutti i contributi, mediante la lettura dell'*abstract*, la corrispondenza ai parametri di ricerca. Dalla selezione ottenuta sono stati eliminati tutti i contributi realizzati al di fuori dell'Europa, di carattere prettamente zoologico, realizzati in sistemi ambientali non forestali e che analizzavano l'impatto di altre specie selvatiche, come i roditori, o di specie domestiche. Tutti i contributi reperibili e scaricabili attraverso il Sistema Bibliotecario dell'Università di Firenze, sono stati salvati e gestiti mediante il *software* Medeley. Da ogni contributo sono state sintetizzate le informazioni ritenute utili a delineare un quadro di riferimento sull'attività di ricerca e a rispondere agli obiettivi preposti.

Di ogni contributo sono state immagazzinate le informazioni basilari e di riferimento: Autori, Titolo, Rivista e anno della pubblicazione. In seguito sono state annotate le informazioni sulla localizzazione delle ricerche partendo dalla Nazione dove l'indagine è stata svolta. Per identificare nel modo più accurato possibile gli ambienti analizzati, sulla base delle indicazioni fornite dalle

descrizioni delle aree di studio è stata ricercata la corrispondenza dei luoghi con la classificazione ecologica definita dalla FAO (FAO, 2001b) (Fig. 5). L'utilizzo di questo sistema di classificazione nasce dalla difficoltà di codificare, nel modo più corretto possibile, ambienti forestali distribuiti in tutta Europa. La definizione delle tipologie o delle associazioni forestali in base alle informazioni reperibili all'interno degli articoli non è stata ritenuta corretta per un'analisi generale.



Figura 5 - *Global Ecological Zones* per l'Europa (FAO, 2001b).

Sempre in base alle informazioni fornite nella parte metodologica dei lavori è stato annotato se le sperimentazioni sono state realizzate all'interno di Aree protette, siti sperimentali, in situazioni ambientali specifiche o svolte in aree non ricadenti nelle ipotesi citate, denominate in seguito come territorio libero.

Per quanto riguarda la classificazione delle metodologie di ricerca è stata utilizzata la distinzione delle metodologie di studio indicata da COTÈ *et al.* (2004), con alcune integrazioni e specificazioni necessarie. Se il contributo presentava l'integrazione di due o più metodologie è stato annotato. La classificazione utilizzata è la seguente:

- 1) Studi osservazionali ambientali: metodologie che si basano sull'osservazione della situazione ambientale senza introdurre fattori di controllo o di manipolazione da parte del ricercatore.
- 2) Studi che prevedono una manipolazione della condizione vegetale, ambientale o animale. Questa tipologia di indagine è stata sotto classificata in base alle seguenti casistiche: 2.1) Metodo delle aree di confronto, 2.2) Messa a dimora di piante, simulazione brucatura, metodo del raccolto, 2.3) Manipolazione delle densità animali, 2.4) Simulazione dell'alimentazione;
- 3) Utilizzo laboratori/serre/analisi genetiche;
- 4) Modelli;
- 5) Altro, non rientrante nelle metodologie di studio sopra definite.

Per ogni contributo sono state poi indicate: *a)* la durata del lavoro o del periodo temporale al quale i dati acquisiti ed elaborati facevano riferimento e *b)* se all'interno di questo periodo temporale l'indagine ha previsto la ripetizione dei rilievi.

Al fine di capire quali sono gli obiettivi generali della ricerca, i lavori sono stati classificati in base alla seguente classificazione:

- 1) effetti diretti: quando lo studio riguardava principalmente lo studio sulla componente vegetale;
- 2) effetti indiretti: quando l'obiettivo era valutare l'effetto dei Cervidi sui cicli biogeochimici o sulle altre componenti animali;
- 3) comportamento alimentare: quando lo studio era realizzato per valutare la selettività o i fattori di scelta dei Cervidi;
- 4) fattori di mitigazione o predisposizione: quando erano analizzati gli effetti di fattori morfologici, antropici o stagionali sull'impatto;
- 5) valutazione economica quando lo studio si focalizzava sulla valutazione economica dell'impatto dei Cervidi o del ritorno economico derivante dalla commercializzazione della carne e del valore ricreativo.

Sono poi state annotate tutte le variabili misurate, stimate o utilizzate negli articoli per descrivere e valutare l'impatto sulla vegetazione,. Al fine di rendere più agevole l'analisi, le variabili sono state considerate e suddivise in funzione della comunità vegetale, dei caratteri stazionali dei siti analizzati e dei caratteri del paesaggio. Questa categorizzazione, molto generale, nasce dalla variabilità dei casi analizzati che utilizzavano gli stessi parametri valutati in diversi modi o in diverse fasi di sviluppo della vegetazione o delle sue componenti.

Per quanto riguarda la componente animale sono stati annotati i casi in cui l'indicazione sulla consistenza e densità proveniva da altri studi o era semplicemente citata nella descrizione dei siti di studio. Nel caso invece dei lavori che presentavano rilievi specifici sulla componente animale, paralleli o integrativi a quelli sulla vegetazione, è stata annotata la metodologia applicata. Infine sono stati evidenziati gli articoli che non presentavano alcun dato o informazione sulle popolazioni animali.

3.3 RISULTATI

3.3.1 Quando e Dove

L'interrogazione del data base *Scopus* ha restituito 514 contributi che presentavano almeno una delle *key words* nel titolo, nell'*abstract* o nel testo. La selezione successiva, di verifica della corrispondenza ai parametri ricercati, e la possibilità di reperire i lavori ha portato ad un totale di 193 articoli scientifici utilizzati per l'analisi (Allegato A). Questa successiva analisi ha ridotto il periodo iniziale analizzato dal 1984 al 1993. L'andamento del numero di contributi negli anni esaminati aumenta sensibilmente da questo anno fino ad oggi (Fig. 6).

Il numero maggiore di lavori presente in alcuni anni, specificatamente nel 1996, 2001 e 2003 è attribuibile anche ai prodotti delle conferenze nazionali e internazionali che si sono tenute sulla tematica. La prima è la “*Conference on Ungulates in Temperate Forest Ecosystems*”, tenuta nei Paesi Bassi a Wageningen il 23-27 Aprile del 1995. La seconda è la conferenza tenuta nel Regno Unito dal *Forest Ecology Group* della *British Ecological Study* nel 2000 e l'ultima è la conferenza internazionale intitolata “*Forest Dynamics and Ungulate Herbivory*”

tenuta a Davos in Svizzera il 3-6 Ottobre del 2003 (BUGMANN e WEISBERG, 2003; CARRADORE *et al.*, 2014; FULLER e GILL, 2001; KUITERS *et al.*, 1996; WEISBERG e BUGMANN, 2003).

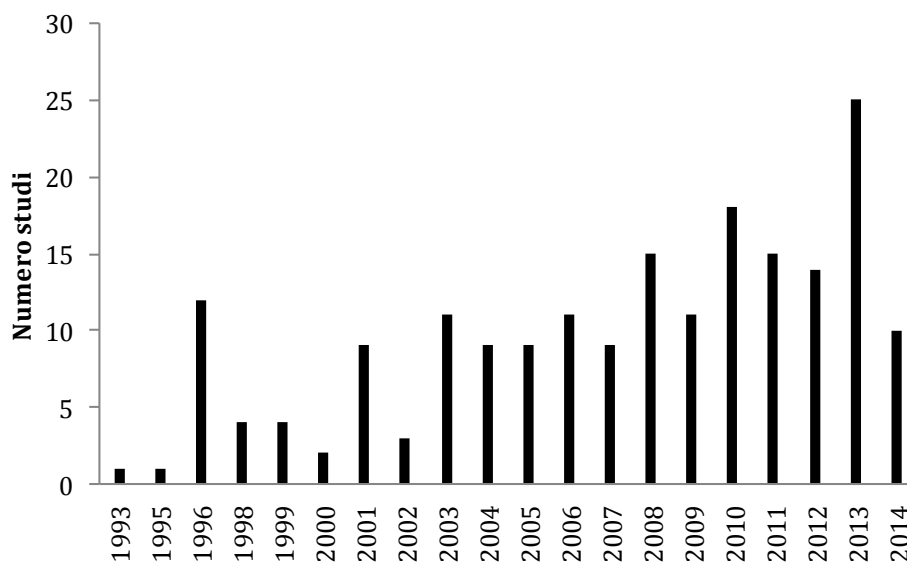


Figura 6 - Numero di studi esaminati negli anni dal 1993-2014.

Per quanto riguarda la nazionalità dei contributi analizzati (Fig. 7) i Paesi con il maggior numero di pubblicazioni sono: il Regno Unito (19%), la Svezia (17%), la Norvegia (8%), la Polonia e la Francia, entrambe al 7%, e la Repubblica ceca al 6%. Gli studi realizzati nei restanti Paesi hanno una frequenza sotto il 5% rispetto al campione esaminato.

Le zone ecologiche principalmente esaminate, classificate avvalendosi delle *Global Ecological Zones* definite per l'Europa dalla FAO (FAO, 2001b) (Fig. 5), sono riportate nella Figura 8. Da notare come i sistemi mediterranei (6%) e le aree montane mediterranee (1%) siano le zone meno studiate (Fig. 8).

La maggior parte degli studi ha valutato situazioni poste in territorio libero (60%) (Fig. 9). In questa casistica rientrano tutte le aree dove la gestione forestale e la gestione delle popolazioni selvatiche sono svolte secondo le normative nazionali, senza limiti dettati da vincoli di tutela, come nelle Aree protette, o da fattori di controllo sperimentali. La seconda casistica utilizzata per la realizzazione degli studi sono le Aree protette (25%). Seguono i campi sperimentali (10%), di proprietà o in gestione agli istituti di ricerca, e situazioni molto controllabili dai ricercatori per le caratteristiche di isolamento o per motivi

giuridici come le isole, gli aeroporti e le riserve o aziende venatorie. Infine, una piccola parte degli studi è stata realizzata in situazioni ambientali specifiche, create da eventi di disturbo come il fuoco.

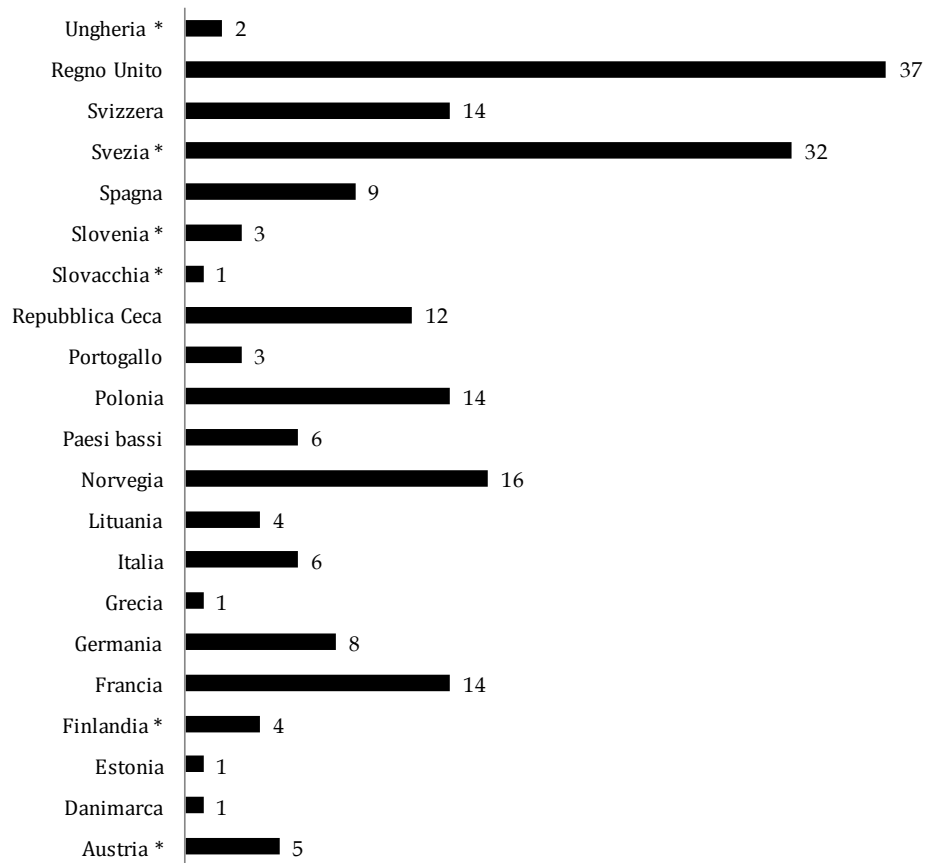


Figura 7 - Numero di studi esaminati nei Paesi Europei. I Paesi contrassegnati con l'asterisco hanno dati rilevati a livello di inventario nazionale (Apollonio *et al.*, 2010a).

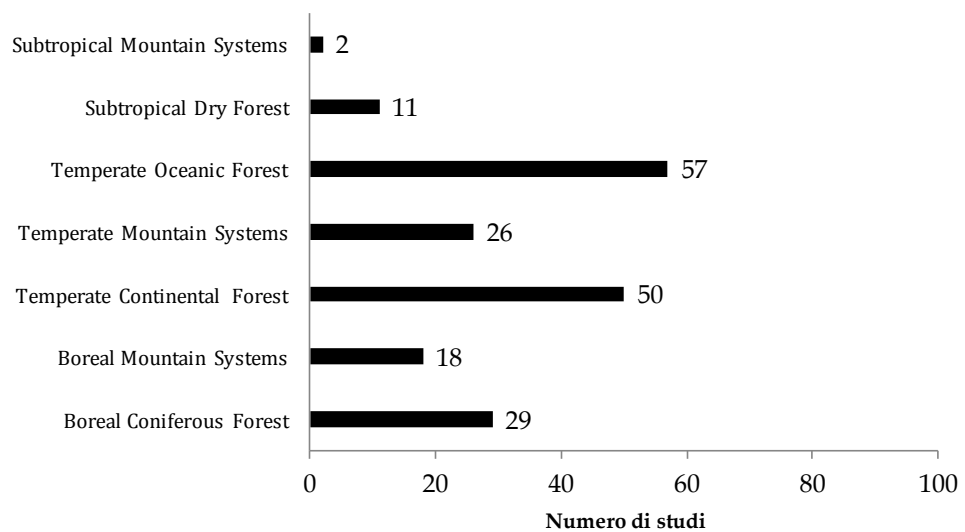


Figura 8 - Numero di studi esaminati nelle *Global Ecological Zones*.

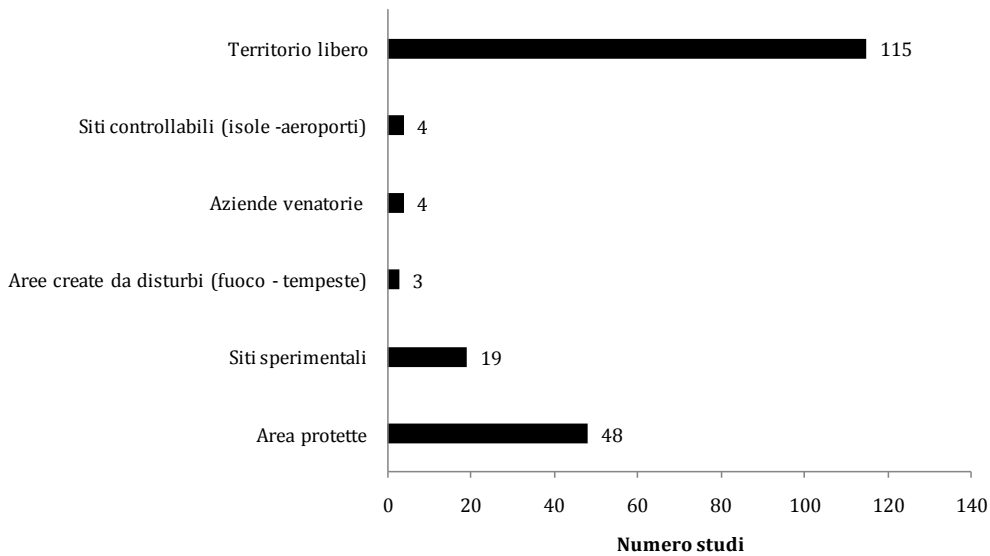


Figura 9 - Numero di studi esaminati nelle diverse casistiche gestionali e sperimentali.

3.3.2 Scopi generali

La variabilità degli obiettivi che i ricercatori si sono posti è ampissima. Tuttavia per avere una valutazione di larga massima degli obiettivi degli studi e di quello che è stato maggiormente analizzato, la classificazione utilizzata ha portato ai seguenti risultati (Fig. 10). L'obiettivo prevalente è lo studio degli effetti diretti sulla vegetazione (62%) in termini di cambiamento della composizione specifica, di alterazione della biomassa, diminuzione dell'accrescimento o del valore tecnologico delle piante. In questa casistica rientrano gli studi che hanno valutato la dispersione dei semi o del polline facilitata dalle specie animali. Gli effetti indiretti sono stati affrontati e valutati nel 26% del campione analizzato. Lo studio del comportamento alimentare delle specie è presente nel 22% degli articoli esaminati. Gli studi sulla mitigazione e predisposizione all'impatto o dell'*habitat* sono il 22% dei casi. L'obiettivo meno rilevato in questo campione è la valutazione economica dell'impatto o della presenza di questi animali sul territorio (5%).

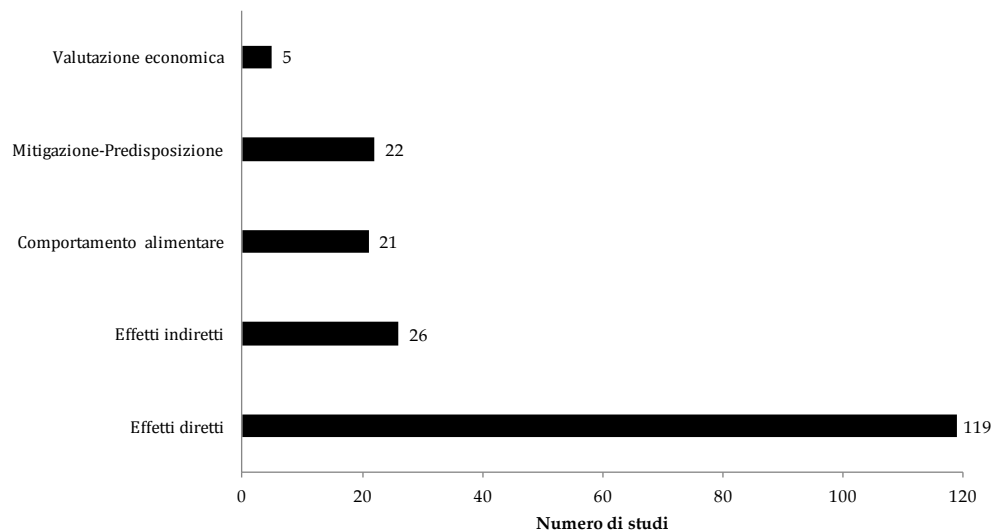


Figura 10 - Scopi generali e prevalenti degli studi.

3.3.3 Metodologie applicate

La metodologia maggiormente applicata sono gli studi osservazionali (59%). In questi studi vengono investigate vaste aree o oppure comparate situazioni ambientali in cui le specie animali o i fattori stazionali differiscono. Segue l'utilizzo della metodologia delle aree di confronto (18%), l'utilizzo di camere di crescita, serre o laboratori per seguire la crescita delle piante (13%), Modelli di varia scala spaziale e temporale (12%) e studi realizzati in aree recintate con densità animali note, controllabili e manipolabili (9%). La simulazione della brucatura o della scortecciatura delle piante è realizzata nell'8% degli studi esaminati. Questa metodologia è realizzata sia all'interno delle serre o camere di crescita, sia all'interno di aree di studio dislocate nel territorio, ma in qualche modo controllabili mediante recinzioni. La valutazione dell'impatto sulle piante, avvalendosi della messa a dimora di individui vegetali con caratteristiche dimensionali e cronologiche note, avviene nel 6% dei lavori analizzati. Nelle altre metodologie rientrano l'utilizzo di immagini satellitari per la stima della biomassa disponibile mediante l'indice *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (BOROWIK *et al.*, 2013) e indagini realizzate mediante questionari sulla percezione della problematica degli animali selvatici, il loro impatto e i metodi di controllo venatorio (DANDY *et al.*, 2012).

La maggior parte delle metodologie sono applicate singolarmente (75%), ed anche qui gli studi osservazionali sono il metodo principale. L'integrazione di due o tre metodologie è stata riscontrata rispettivamente nel 23% e nel 2% degli

studi. In queste ultime due casistiche predominano metodi che se valutati a livello assoluto possono avere una bassa incidenza. Come già accennato ad esempio la simulazione dell'impatto e l'utilizzo di serre o laboratori si prestano all'integrazione con metodologie di indagini più comuni. Rilevante è come anche i Modelli, almeno in quelli analizzati, in larga parte si basino su dati ancillari rilevati da studi precedenti (Fig. 11).

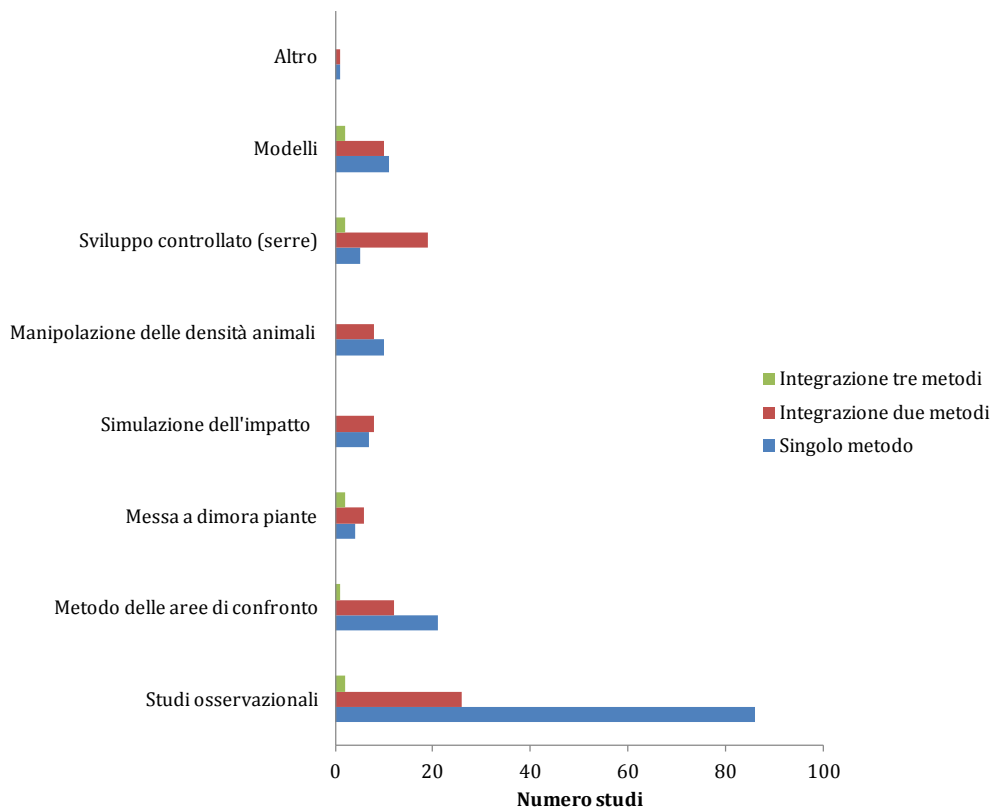


Figura 11 - Metodologie di studio applicate negli studi esaminati.

3.3.4 Durata e repliche

Il periodo temporale che gli studi hanno coperto è molto variabile (Fig. 12). Si va da indagini caratterizzate da un solo rilievo (12%), a studi realizzati in un arco temporale inferiore l'anno (3%). Questi ultimi sono principalmente dedicati allo studio del comportamento alimentare dei Cervidi all'interno di aree controllate. La maggior parte delle indagini porta a risultati inerenti a un periodo temporale di 1 anno (25%), di 2-5 anni (31%) e 6-10 anni (13%). Periodi temporali più lunghi sono stati affrontati dal 16% degli articoli esaminati. In quest'ultima casistica rientrano anche gli studi che si sono avvalsi di Modelli, che nelle loro simulazioni hanno previsto queste scale temporali. Indagini realizzate in

campo, o con informazioni derivanti da dati ancillari che coprivano scale temporali maggiori di 10 anni, sono relativamente poche (11%). Si nota come dal campione di contributi selezionato sono solo 2 gli studi che hanno prodotto risultati che caratterizzano dinamiche temporali di 50 anni o di 100 anni (KLOPCIC *et al.*, 2010; KUIJPER *et al.*, 2010b). La ripetizione dei rilievi o delle indagini è stata effettuata nel 66% dei lavori esaminati.

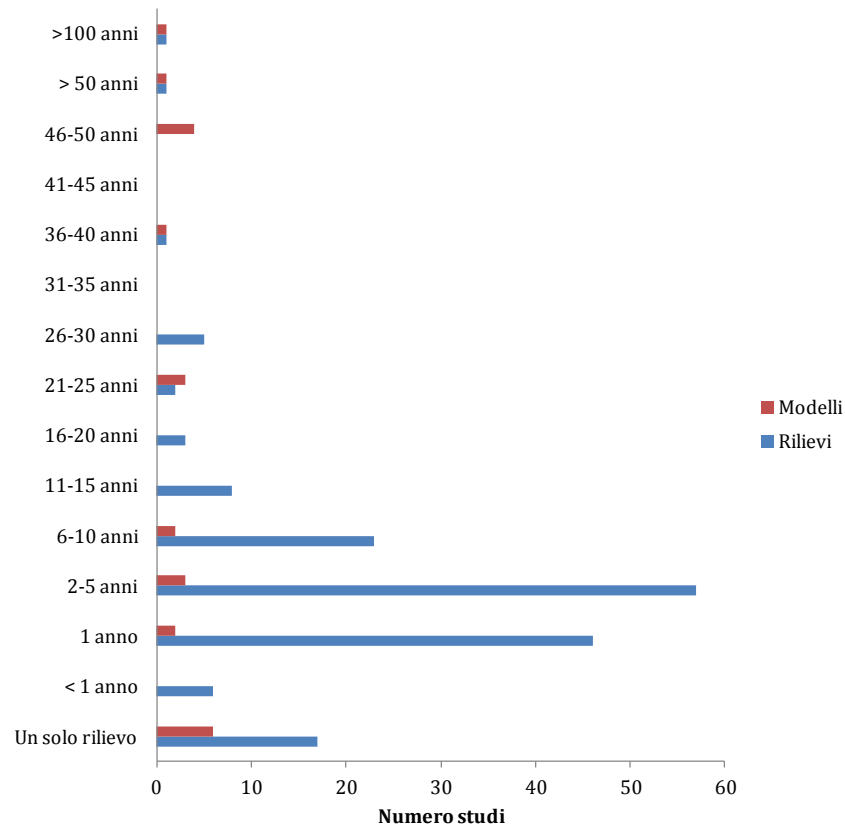


Figura 12 - Durata temporale degli studi esaminati.

3.3.5 Variabili analizzate: componente vegetale

Le variabili analizzate per valutare l'effetto dei Cervidi sui sistemi forestali negli studi considerati sono molteplici (Tab. 22). Quella più utilizzata ovviamente è la *specie* vegetale impattata. Questo parametro è rilevato nel 97% degli articoli esaminati. L'identificazione della specie riveste diverse funzioni. Dalla valutazione della selettività degli animali, alla delineazione del tipo di mescolanza specifica presente nel sito di studio, alla valutazione delle capacità di risposta delle specie al variare dei siti o dell'impatto.

La seconda variabile in ordine di frequenza è l'*altezza* (73%), utilizzata per molteplici scopi: definizione delle soglie di rilievo, identificazione delle specie animali agenti di impatto, valutazione dell'impatto su questo parametro strutturale. L'*altezza* è inoltre utilizzata per discriminare a livello di popolamento la fertilità e la produttività degli ambienti quando è messa in relazione con l'età, e per distinguere le fasi successionali sottoposte ad indagine.

Segue la *densità* delle piante (61%) derivata principalmente dal numero di individui conteggiati nei siti di rilevamento. Questa variabile ha svariate applicazioni nell'analisi, dalla semplice caratterizzazione del sito, alla delineazione degli effetti sulle singole specie o stadi di sviluppo, all'utilizzo integrato con la copertura per definire i gradi di visibilità dell'ambiente per gli animali.

Tabella 22 - Variabile della componente vegetale e frequenza di utilizzo.

Scala della variabile	Variabile	N	%*
Comunità vegetale	Specie	187	97
	Altezza	140	73
	Densità	117	61
	Copertura	88	46
	Quantità Biomassa e forma strutturale	62	32
	Diametro	55	28
	Età	38	20
	Distanza fra le piante	29	15
	Accrescimento	27	14
	Composizione popolamento	25	13
	Caratteri chimici della biomassa vegetale	18	9
	Localizzazione della pianta nella comunità	13	7
	Mortalità	11	6
	Legno morto	10	5
Caratteri stazionali	Altitudine	12	6
	Morfologia	13	7
	Esposizione	12	6
	Suolo	17	9
	Produttività o Fertilità	17	9
	Superficie del popolamento	7	4
	Neve	5	3
	Temperatura	3	2
Caratteri di paesaggio	Vicinanza o distanza da fattori di analisi	11	6
	Composizione patch	8	4
	Frammentazione paesaggio	3	2
	Altri disturbi	5	3
	Altro	12	6

*Sul totale dei 193 articoli esaminati

La *copertura* arborea o arbustiva (46%), sia orizzontale sia verticale, viene utilizzata nella valutazione dell'apporto solare alle piante, che si accrescono e diventano più o meno utilizzate dagli animali, per la valutazione della già citata visibilità, nonché per l'apporto termico che può dare. La copertura è frequentemente utilizzata, insieme al rilievo delle specie presenti, per la caratterizzazione dell'abbondanza delle specie avvalendosi del Metodo di Braun-Blanquet (BOULANGER *et al.*, 2009; PELLERIN *et al.*, 2010; PEREA *et al.*, 2014). Viene inoltre valutata per stimare la quantità e qualità di biomassa disponibile e danneggiata.

Rilevante è anche la valutazione della quantità di *biomassa edibile* presente (32%) nei siti di studio, valutata spesso in base alla proporzione di getti, gemme e infiorescenze. Questo è spesso applicato anche a livello di variazione stagionale quando i rilievi hanno una durata superiore all'anno e prevedono la replicazione dei rilievi. In questa valutazione rientra la forma strutturale della pianta. La valutazione della quantità di biomassa è spesso realizzata mediante l'essiccazione in laboratorio.

Il *diametro* a m 1,30 da terra, utilizzato nel 28% degli studi, è un parametro strutturale indicato o come soglia di rilevamento e di discriminazione fra i diversi stadi evolutivi dei soprassuoli, o per la valutazione dell'impatto della scorstecciatura. In alcuni casi viene rilevato per poter elaborare, insieme con altri parametri dendrometrici, equazioni allometriche per la stima della biomassa o per calcolare rapporti fra l'altezza e il diametro. Quest'ultima applicazione è utile per definire e sintetizzare la forma di accrescimento delle piante in funzione dell'impatto (CUTINI *et al.*, 2011; DE CHANTAL e GRANSTRÖM, 2007; PALMER *et al.*, 2007). In altri casi il diametro è un parametro funzionale all'analisi storica dell'evoluzione dei popolamenti, per valutare ad esempio il numero di piante passate a fustaia analizzando i piani di assestamento storici (KLOPCIC *et al.*, 2010; KUIJPER *et al.*, 2010b).

Al diametro è strettamente collegata l'*età*. Questo parametro è utilizzato per la definizione delle fasi evolutive dei popolamenti e per valutare cronologicamente l'effetto dell'impatto dei Cervidi sulle piante o per elaborare dati di archivio da mettere in relazione con i dati storici delle densità.

La *distanza* fra le piante viene valutata per stimare l'effetto dell'impatto dei Cervidi sulla competizione inter e intra specifica. Questa variabile è applicata anche per valutare l'effetto dell'associazione delle piante nella mitigazione dell'impatto e verificare la presenza di eventuali fattori strutturali o compositivi nei popolamenti che possano modulare l'impatto (BOBIEC *et al.*, 2011; HARMER *et al.*, 2010; HÄSLER e SENN, 2012; KIFFNER *et al.*, 2008; PEREA e GIL, 2014a; WALLGREN *et al.*, 2013).

L'*accrescimento* dei parametri dendrometrici, principalmente altezza e diametro, è valutato nel 14% degli studi esaminati. Le altre variabili riscontrate e classificate come parametri della comunità vegetale sono presenti con frequenze inferiori. In quest'ultimo caso rientrano la *composizione specifica* del popolamento, la cui bassa frequenza negli studi esaminati è da mettere comunque in relazione con l'elevato utilizzo della variabile specie, portando queste due variabili ad essere scambiabili o ridondanti in alcuni casi.

Alcuni studi (9% del totale) hanno esaminato la composizione chimica della fitomassa, principalmente proteine, fibre e grassi, o l'analisi delle fatte o del contenuto ruminale per identificare la composizione specifica della dieta degli animali.

La *localizzazione* della pianta all'interno della comunità è stata analizzata anche in relazione alla vicinanza e localizzazione all'interno dei *gaps* che si sono formati nella copertura forestale (ISZKUŁO *et al.*, 2014; KENDERES *et al.*, 2008; KUIJPER *et al.*, 2009; KUPFERSCHMID *et al.*, 2014, 2013; MOSER *et al.*, 2008).

La *mortalità* può essere un parametro ridondante e a volte deducibile dal confronto temporale delle densità delle piante. Tuttavia è esplicitamente segnalata e rilevata nel 6% dei casi, soprattutto quando lo studio prevede un unico rilievo.

La presenza del *legno morto* è stata rilevata nel 5% dei casi. In questa casistica rientra anche la presenza di ramaglia o di scarti delle utilizzazioni rilasciati in loco, per aumentare l'offerta pabulare o come protezione della rinnovazione (DE CHANTAL e GRANSTRÖM, 2007; EDENIUS *et al.*, 2014; KUIJPER *et al.*, 2013; PELLERIN *et al.*, 2010; SMIT *et al.*, 2012; VAN GINKEL *et al.*, 2013).

I caratteri stazionali utilizzati per valutare la distribuzione dell'impatto sono prevalentemente: l'altitudine, la morfologia del sito di studio e l'esposizione.

Vengono considerate la preferenza degli animali a sostare e frequentare maggiormente determinati siti, prevalentemente dove possono sfruttare al massimo le loro caratteristiche sensoriali, o dove le avversità climatiche sono mitigate o dove viene favorito il loro spostamento (HEUZE *et al.*, 2005a, 2005b; KAMLER *et al.*, 2009; KIFFNER *et al.*, 2008; MYSTERUD *et al.*, 2010; NIKULA *et al.*, 2008; NOPP-MAYR *et al.*, 2011; PALMER *et al.*, 2007; PARLANE *et al.*, 2006; SCOTT *et al.*, 2009; VOSPERNIK e REIMOSER, 2008; VOSPERNIK, 2006).

La componente suolo viene valutata mediante analisi chimiche e fisiche, come il pH, la capacità di scambio cationico e la quantità di carbonio e azoto organico nella lettiera. La temperatura viene valutata sia realizzando misure dirette a piccola scala sia derivandola da dati di archivio (BELOVA, 2013, 2012; KUIJPER *et al.*, 2010b; KUPFERSCHMID *et al.*, 2014, 2013). La produttività o fertilità è prevalentemente un indicatore o un'attribuzione, desunta dall'insieme di lavori precedenti, che ingloba le caratteristiche del suolo e la presenza delle forme biologiche o di specie presenti. La superficie dei popolamenti o delle utilizzazioni forestali è un parametro valutato esplicitamente nel 4% dei casi. In questa variabile, oltre alla superficie, rientrano i rapporti dimensionali fra area e perimetro delle tessere forestali analizzate.

A scala di paesaggio sono valutate tutte quelle variabili che considerano la distanza o la vicinanza con i fattori ambientali o antropici presi in esame. Dalla distanza con i centri di foraggiamento artificiale, alla presenza o assenza dell'attività venatoria e della sua modalità di realizzazione, alla presenza dei predatori (FICHTNER *et al.*, 2011; KUIJPER *et al.*, 2013; MATHISEN e SKARPE, 2011; THEUERKAUF e ROUYS, 2008; VAN BEEST *et al.*, 2010a). Per quanto riguarda le altre variabili prese in considerazione a questo livello rientrano variabili proprie dell'ecologia del paesaggio utilizzate nell'implementazione di Modelli (SCHIPPERS *et al.*, 2014).

Nell'ultima casistica, definita "altro", rientrano le tecniche utilizzate per valutare la presenza di altre componenti biotiche e del loro rilevamento diretto (MUÑOZ *et al.*, 2009; SUOMINEN *et al.*, 2008; VESTERLUND *et al.*, 2012), la valutazione delle caratteristiche meccaniche e strutturali del legname in funzione della presenza delle ferite della scorfeccatura (WELCH e SCOTT, 2008), e lo sviluppo di nuove metodologie. Queste sono realizzate sia a scala di dettaglio,

come lo studio del *Environmental DNA* per identificare quale specie animale abbia utilizzato le piante (NICHOLS *et al.*, 2012), sia su aree vaste, con l'uso delle immagini satellitari per la valutazione della biomassa disponibile per gli animali selvatici e la sua variazione stagionale (BOROWIK *et al.*, 2013).

L'utilizzo dell'analisi del DNA ambientale rilevato sulle piante per identificare la specie animale secondo NICHOLS *et al.* (2012) potrebbe essere un valido strumento per delienare le relazioni pianta-erbivoro. Questa metodologia può sopperire alle limitazioni delle indagini tradizionali come le osservazioni dirette, l'analisi delle tracce, delle pillole fecali o delle analisi istologiche. Questi Autori ricordano, ad esempio, come le osservazioni dirette, oltre che ad essere elaboriose, non sono replicabili o controllabili. L'analisi delle tracce degli animali può consentire solo di individuare la presenza o assenza dell'animale e non sono fenomeni duraturi. L'uso delle tecnologie per il monitoraggio dei movimenti non consentono di valutare le scelte alimentari, infine l'uso delle pillole fecali raramente è utilizzato per valutare la dieta e selezione alimentare.

BOROWIK *et al.* (2013) sostengono che l'uso delle immagini satellitari può essere un efficace strumento per valutare la biomassa disponibile per gli animali. Infatti, la metodologia classica della raccolta della biomassa presente utilizzata per stimare la capacità portante attraverso il metodo del raccolto di Odum, è molto laboriosa e a volte insufficiente. Per mitigare queste problematiche l'ausilio di dati satellitari o di indici derivati, come l'NDVI (*Normalized difference vegetation index*), può essere uno strumento utile per la stima della Produzione Primaria Netta. Gli Autori ricordano che questa metodologia rimane condizionata da rilievi a terra e deve essere perfezionata, soprattutto per le superfici forestali, per la stima degli strati inferiori durante il periodo estivo (BOROWIK *et al.*, 2013).

Le variabili sopra descritte sono utilizzate e integrate fra loro avvalendosi delle metodologie citate. La maggior parte di lavori utilizza nell'analisi mediamente 4 o 5 variabili (Fig. 13).

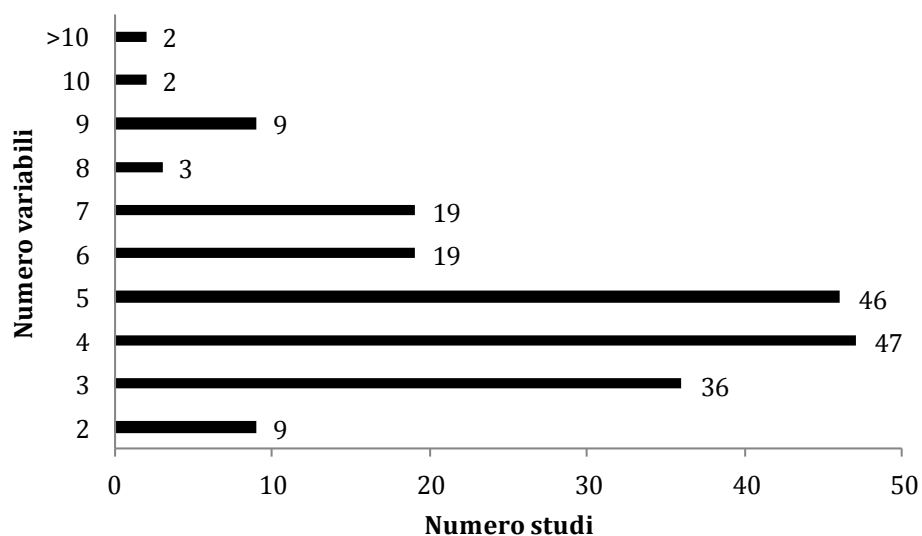


Figura 13 - Numero di variabili utilizzate negli studi.

3.3.6 La componente animale

Alla variabilità della componente vegetale si aggiunge la variabilità e la complessità insita nelle popolazioni animali. Le metodologie applicate per avere stime di densità sia assoluta sia relativa sono molteplici (Fig. 14). Il 29% degli articoli esaminati non riporta indicazioni sulle consistenze o sulle densità animali. Più spesso vengono riportati esclusivamente dati provenienti da altri lavori realizzati nei siti di studio (38%) o integrando le informazioni derivanti da studi precedenti con i dati scaturiti dalle metodologie impiegate nel lavoro. Spesso la componente animale viene valutata esclusivamente mediante la loro esclusione con le aree di confronto. Negli altri casi le metodologie applicate hanno scopi diversi: dallo studio sulla frequentazione di un determinato sito alla ricerca di relazioni fra la densità, assoluta o relativa, degli animali e l'impatto misurato sulla componente vegetale.

In questi casi il principale metodo applicato è il rilevamento delle pillole fecali mediante il *Fecal Standing Crop* (BELOVA, 2013, 2012; EDENIUS *et al.*, 2014; HEGLAND *et al.*, 2013; KAMLER *et al.*, 2009; MÅNSSON e JARNEMO, 2013; MATHISEN e SKARPE, 2011; MONZÓN *et al.*, 2012; MYSTERUD *et al.*, 2010; PALMER *et al.*, 2007; THEUERKAUF e ROUYS, 2008; WARD *et al.*, 2008). Segue l'utilizzo dei dati derivanti dall'attività venatoria, o meglio indici cinegetici, basati prevalentemente sul numero di capi abbattuti (BOULANGER *et al.*, 2009; KIFFNER *et al.*, 2008; MÅNSSON e JARNEMO, 2013; MYSTERUD e ØSTBYE, 2004;

MYSTERUD *et al.*, 2010; NIKULA *et al.*, 2008; SPEED *et al.*, 2013; WAM *et al.*, 2010). Seguono i censimenti degli animali in battuta e il *Faecal Accumulation Rate* (HEINZE *et al.*, 2011; KUIJPER *et al.*, 2009; MÅNSSON, 2009; PALMER e TRUSCOTT, 2003; PALMER *et al.*, 2004; PEREA e GIL, 2014a, 2014b) per valutare la frequentazione degli ambienti anche a livello temporale. Meno frequenti è l'utilizzo di dati scaturiti da operazioni di Cattura Marcatura e Ricattura (CHEVRIER *et al.*, 2012; MORELLET *et al.*, 2001), dall'uso del radio collare o del GPS (CUTINI *et al.*, 2011; LOVARI *et al.*, 2007; VAN BEEST *et al.*, 2010b), dall'analisi con le fotocamere o telecamere sensibili al movimento (KUIJPER *et al.*, 2009; KUPFERSCHMID *et al.*, 2014, 2013; VAN GINKEL *et al.*, 2013) o in base alle tracce di passaggio (KAMLER *et al.*, 2009; KUIJPER *et al.*, 2009). Da alcune di queste metodologie possono essere desunte la struttura e la densità delle popolazioni (BELOVA, 2013, 2012).

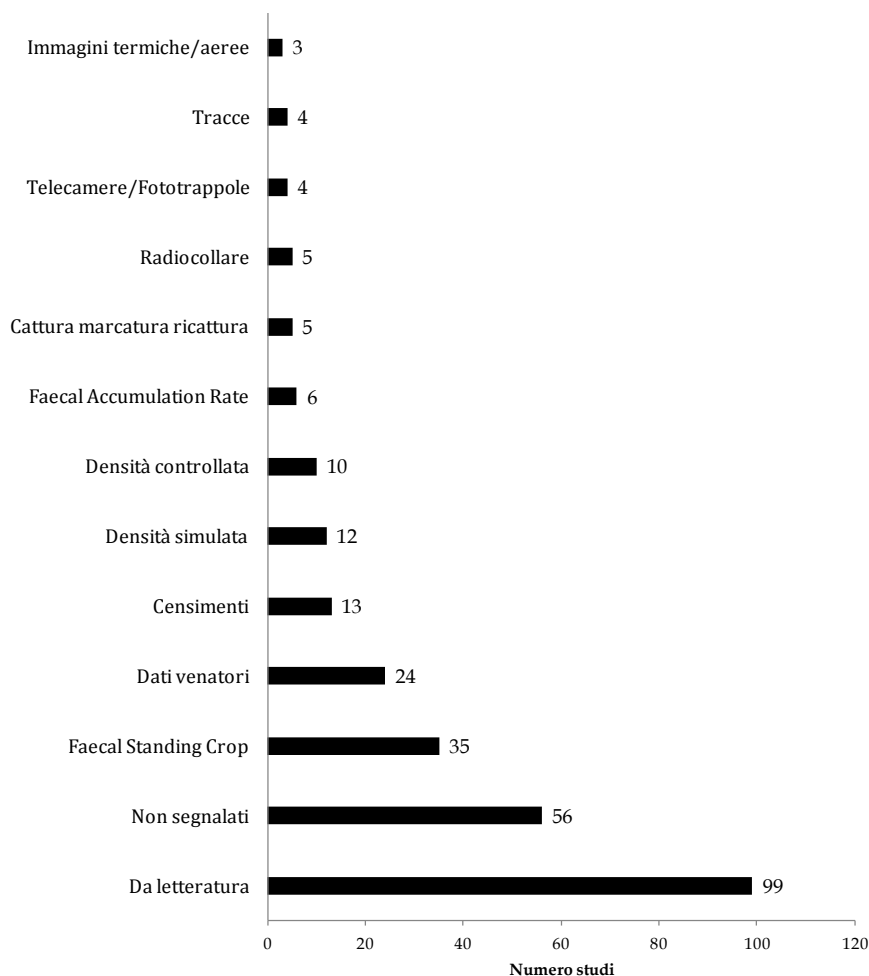


Figura 14 - Metodologie di rilevamento delle densità o della frequenza degli animali.

L'utilizzo del conteggio delle pillole fecali, oltre a consentire di stimare la frequenza o la densità, è un valido strumento per studiare la dieta degli animali, insieme alle analisi del contenuto ruminale. È così possibile studiare la capacità di dispersione dei semi (BARANČEKOVÁ, 2004; HÄSLER e SENN, 2012; HOMOLKA e HEROLDOVÁ, 2003; JAROSZEWICZ *et al.*, 2013; STORMS *et al.*, 2006; WAM *et al.*, 2010).

Metodologie molto sofisticate sono l'utilizzo di immagini termiche e aeree, impiegate esclusivamente nel Regno Unito e nei Paesi della Fennoscandia, prevalentemente per l'Alce (HARMER *et al.*, 2010; HÖRNBERG, 2001b; MÅNSSON, 2009).

Questi metodi descritti possono essere applicati anche solo una volta per avere un andamento monotemporale, ma la presenza storica di queste informazioni può consentire di valutare l'andamento nel tempo dell'impatto in funzione delle densità e delle fluttuazioni animali (KLOPCIC *et al.*, 2010; KUIJPER *et al.*, 2010b). I metodi di rilievo presuppongono un'accurata conoscenza della specie in quel determinato ambiente. Una assoluta conoscenza degli animali è necessaria per le prove sperimentali basate sulla *densità simulata* o sulla *densità controllata*. Per la prima sono necessarie le conoscenze dell'attività fisiologica degli animali (Tassi di urinazione defecazione e di movimento) oltre all'esatta conoscenza della selettività alimentare (MATHISEN e BUHTZ, 2010; PEDERSEN *et al.*, 2011; PERSSON *et al.*, 2009; SUOMINEN *et al.*, 2008; VESTERLUND *et al.*, 2012). Gli studi realizzati con una densità controllata di animali in aree recintate prevedono di valutare il tempo necessario per consentire agli animali di ambientarsi. Inoltre, la conoscenza del comportamento in natura è necessaria per comprendere quanto ciò che viene osservato sia frutto di deviazioni del comportamento in situazione di cattività. Questa metodologia è principalmente applicata negli studi sul comportamento alimentare degli individui (PÉPIN *et al.*, 2006; RENAUD *et al.*, 2003).

In molti casi si rileva l'integrazione delle diverse metodologie di rilievo. Ad esempio vengono valutati contemporaneamente la frequentazione degli ambienti mediante il conteggio delle pillole fecali e il movimento degli animali con l'utilizzo di collari GPS (MATHISEN *et al.*, 2014). MÅNSSON e JARNEMO (2013) utilizzano il *Fecal Standing Crop* per la frequentazione dei popolamenti

analizzati e i dati dei capi abbattuti per valutare la presenza di una relazione con il grado di scortecciamento. WAM *et al.* (2010) integrano l'uso delle pillole fecali per l'analisi della dieta dell'Alce e il numero di capi abbattuti o provenienti dai censimenti per identificare il tasso di natalità e di mortalità. Anche MYSTERUD *et al.* (2010) utilizzano contemporaneamente l'analisi delle pillole fecali e il numero di capi abbattuti per valutare la densità a scala locale del Cervo. KUIJPER *et al.* (2009) per valutare la selettività e la frequentazione da parte degli animali di aree poste all'interno del bosco sotto copertura e nei *gap*, integrano, con monitoraggi settimanali, il *Feacal Accumulation Rate*, con dati da foto trappole e dall'analisi delle tracce.

3.3.7 Impatti rilevati

Fra gli impatti che i Cervidi possono esercitare sulla componente vegetale quello maggiormente rilevato è la brucatura, segue la scortecciatura, la sfregatura e infine la stroncatura delle piante (Fig. 15). Oltre a questi tipi di impatto viene valutato l'effetto indotto dal camminamento sul suolo (MOHR e TOPP, 2005). Nella prevalenza dei casi è valutato il singolo impatto (88%), nei restanti sono invece valutati complessivamente.

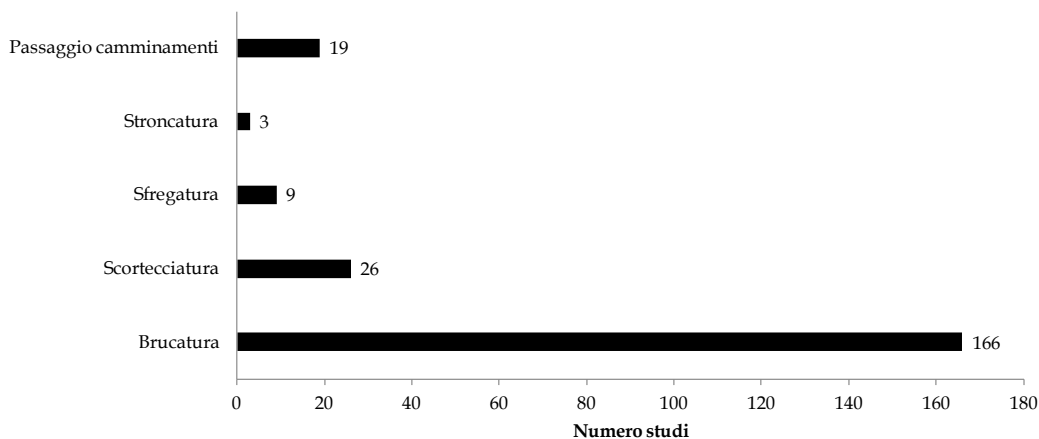


Figura 15 - Impatti analizzati.

Per quanto riguarda la modalità di quantificazione e di rilievo dei vari impatti sono diverse le tipologie di classificazioni soprattutto della brucatura: dalla semplice valutazione della presenza o assenza del fenomeno, alla localizzazione dell'impatto sulla pianta, con particolare riferimento alla brucatura apicale soprattutto nel caso delle conifere (FICHTNER *et al.*, 2011; GÓMEZ *et al.*,

2001; HÄSLER e SENN, 2012; HERRERO *et al.*, 2011; HOTHORN e MÜLLER, 2010; MONZÓN *et al.*, 2012; MOTTA, 1996; NIKULA *et al.*, 2008; PALMER *et al.*, 2004; WARD *et al.*, 2008; ZAMORA *et al.*, 2001). Altre metodologie valutano anche la reazione della pianta in seguito all'impatto come modifica morfologica, chimica e di accrescimento (HÄSLER e SENN, 2012; KUPFERSCHMID *et al.*, 2014, 2013; MATHISEN *et al.*, 2014). Particolarmente utilizzata è la classificazione della biomassa o fitomassa asportata. Questa è rilevata sia attraverso le aree di confronto, quantificando la biomassa presente nelle due situazioni (HERNÁNDEZ e SILVA-PANDO, 1996; HOLT *et al.*, 2014; KUITERS e SLIM, 2002; PAJUNEN *et al.*, 2012), sia mediante la stima visiva realizzata dagli operatori o supportata dal calcolo del peso secco della biomassa presente o utilizzabile (EDENIUS *et al.*, 2014; MONZÓN *et al.*, 2012; WALLGREN *et al.*, 2013). Nella maggioranza dei casi la valutazione organizza i dati in classi ordinali o come valutazione percentuale della biomassa asportata, soprattutto quando vengono valutate piante caratterizzate una crescita policormica.

Il rilievo della presenza della brucatura è funzionale alla definizione di diversi caratteri dell'impatto come ad esempio l'intensità, la selettività e la disponibilità. L'intensità spesso è qualificata ponderando l'entità della brucatura realizzata recentemente e la brucatura passata, inglobando la ripetizione dell'evento, che produce effetti visibili sul fusto o sulla modificazione della forma architettónica, spesso definita come bonsai (BOBIEC *et al.*, 2011; BOULANGER *et al.*, 2009; ESPELTA *et al.*, 2006; HERRERO *et al.*, 2011; KENDERES *et al.*, 2008; KUIJPER *et al.*, 2013; MIRSCHEL *et al.*, 2011). In altri casi l'intensità della brucatura è un parametro derivato dalla classificazione dell'impatto rapportando il grado di brucatura e l'altezza delle piante (HEGLAND *et al.*, 2005, 2013). Oppure l'intensità è valutata in funzione della presenza della brucatura e la sua localizzazione in relazione alla riduzione dell'accrescimento delle piante (WEISBERG *et al.*, 2005), come rapporto fra i getti brucati e non brucati (BELOVA, 2013, 2012; HOMOLKA e HEROLDOVÁ, 2003; KAMLER *et al.*, 2009; MOSER *et al.*, 2008) o come mortalità (PEREA e GIL, 2014a). Spesso la severità e l'intensità possono essere considerati come sinonimi.

In alcuni studi oltre all'intensità viene rilevata specificatamente la cronicità della brucatura, valutata come il numero di getti apicali persi in rapporto

con l'età delle piante, metodo applicato soprattutto per le conifere (GÓMEZ *et al.*, 2001; HERRERO *et al.*, 2011; ZAMORA *et al.*, 2001) o con approcci dendrocronologici (KUPFERSCHMID e BUGMANN, 2007; MOTTA, 2003). Dalla rilevazione della presenza e degli effetti della brucatura viene analizzata la selettività nei confronti delle specie (BARANČEKOVÁ *et al.*, 2007; BOULANGER *et al.*, 2009; KATONA *et al.*, 2013; KENDERES *et al.*, 2008; KUIJPER *et al.*, 2010b; LOVARI *et al.*, 2007; MOSER *et al.*, 2008; MOTTA, 1996; MYSTERUD *et al.*, 2010) e definite soglie percentuali ritenute critiche a seconda della specie. BELOVA (2013, 2012) utilizza come soglie critiche per le latifoglie il 40-50% di getti asportati dalla brucatura, mentre nelle conifere le soglie critiche per l'asportazione scendono al 20-30%.

Dalle rilevazioni dell'impatto sulle piante e dei loro effetti possono essere realizzate funzioni di probabilità che predicano, a seconda delle specie vegetali, il livello di intensità della brucatura oltre la quale si hanno forti effetti negativi sullo sviluppo (NIKULA *et al.*, 2008; SPEED *et al.*, 2013). Per valutare nella maniera più precisa possibile la reazione delle piante all'impatto della brucatura una metodologia utilizzata è la sua simulazione (ESPELTA *et al.*, 2006; MATHISEN e BUHTZ, 2010; PALACIO *et al.*, 2013, 2011; PEDERSEN *et al.*, 2011; PERSSON *et al.*, 2009; SUOMINEN *et al.*, 2008; VESTERLUND *et al.*, 2012). Il metodo della simulazione è stato applicato anche nel caso della scortecciatura (METS LAID *et al.*, 2013). Questa tecnica, che prevede l'asportazione mediante il taglio del getto vegetale o di specifici organi vegetali (foglie, gemme), presuppone un'accurata conoscenza e definizione dell'alimento. Sebbene l'utilizzo di questa tecnica non replichi esattamente l'azione dei Cervidi, ad esempio per l'assenza della saliva, è generalmente accettato che le reazioni registrate sulle piante, dove è stata simulata la brucatura, non differiscano significativamente da quelle date dalla brucatura naturale.

Secondo PALMER *et al.* (2004) la vera incidenza della brucatura è sconosciuta. Questi Autori valutano la proporzione fra la probabilità nota della brucatura stimata sulla base delle piante impattate almeno una volta, e la probabilità massima data dalle piante molto impattate e da quelle perse. La brucatura reale secondo gli Autori dovrebbe collocarsi fra questi due estremi.

L'Inventario Forestale Nazionale Svedese prevede uno specifico protocollo per rilevare la brucatura da Cervidi. Questo protocollo definisce il grado di brucatura attraverso: la stima di quanti getti disponibili sono stati utilizzati nella porzione vegetale presente fra 0.3 e 2.5 m dal suolo, considerando anche la presenza della brucatura avvenuta in passato. Da queste valutazioni viene poi classificata l'incidenza della brucatura sulla pianta come: assente o insignificante; leggera; moderata; severa (HÖRNBERG, 2001a, 2001b).

La scortecciatura è un impatto maggiormente osservabile e quantificabile. In genere sono valutate, oltre alla presenza o assenza, la stagionalità dell'evento, se invernale o estiva, la ripetizione sulla stessa pianta, la superficie o dimensione della ferita, la risposta della pianta come produzione di tessuto cicatriziale o la presenza e la diffusione di patogeni fungini (BELOVA, 2013; BORKOWSKI e UKALSKI, 2012; ČERMÁK e STREJČEK, 2007; ČERMÁK *et al.*, 2004a, 2004b; KIFFNER *et al.*, 2008; KUITERS *et al.*, 2006; MÅNSSON e JARNEMO, 2013; VASILIAUSKAS e STENLID, 1998; VOSPERNIK, 2006; WELCH e SCOTT, 1998).

Sporadiche sono invece le indagini specifiche per caratterizzare gli altri impatti come la sfregatura o la stroncatura delle piante (HEROLDOVÁ *et al.*, 2003; MONZÓN *et al.*, 2012; MOTTA e NOLA, 1996; RAMOS *et al.*, 2006).

3.4 SINTESI DEI PRINCIPALI RISULTATI DELLE RICERCHE

3.4.1 Relazioni densità impatto

Oltre ai confronti e alla valutazione degli effetti a densità note, simulate e controllabili, sono molteplici gli sforzi per individuare una relazione fra la densità degli animali e l'impatto provocato. Queste valutazioni variano in funzione degli indicatori utilizzati per entrambe le componenti e per le scale spaziali e temporali di indagine. I risultati non sempre sono concordi o sono capaci di individuare una relazione significativa. Molte delle relazioni studiate sono specie-specifiche, mentre molte meno sono le analisi complessive che tengano conto della sovrapposizione di diverse specie animali.

MORELLET *et al.* (2001) indicano come il livello della brucatura su alcune specie arboree abbia una relazione lineare con l'indice chilometrico di abbondanza del Capriolo, evidenziando come l'indice di brucatura da loro

elaborato e monitorato per 6 anni segue la fluttuazione della popolazione monitorata per 18 anni. Anche CHEVRIER *et al.* (2012) hanno analizzato la presenza di una relazione fra l'impatto della brucatura, in questo caso sulle Querce, e la densità della popolazione del Capriolo. Gli Autori trovano, per un periodo di 8 anni, una chiara relazione lineare fra la densità del Capriolo e l'indice di brucatura. Gli Autori riconoscono comunque che la linearità di questa relazione è imputabile alla sola presenza di questa specie animale e al controllo sui movimenti di questa popolazione nel sito di studio, dove sono presenti barriere che ne limitano l'emigrazione e l'immigrazione. Ipotizzano inoltre che tale relazione non sia efficace quando le densità superano una certa soglia, poiché sarebbe molto probabile la completa brucatura delle piante. Sottolineano infine come la presenza di una relazione fra le densità degli animali e l'impatto sia una relazione ecosistemicamente dipendente da molteplici fattori e la sua previsione al variare di questi non sarebbero più veritieri.

Una indagine sulla relazione specie-specifica in funzione della presenza del Capriolo è stata realizzata in Norvegia (MYSTERUD e ØSTBYE, 2004). Questi Autori hanno evidenziato come la diminuzione della densità del Capriolo abbia condizionato il numero e l'impatto della brucatura sul Tasso (*Taxus baccata*). Sulla base dei rilievi sulla specie realizzati dal 1988 al 2003 e dei dati di densità e di abbattimento del piccolo Cervide, essi evidenziano una riduzione del numero di ferite sul Tasso e un aumento del numero di giovani piantine al diminuire della densità animale.

WARD *et al.* (2008) all'interno di rimboschimenti di *Picea sitchensis*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii* e *Tsuga heterophylla*, con un'età inferiore a 5 anni, trovano una relazione fra la probabilità di brucatura del getto apicale e il numero di fatte del Capriolo.

MONZÓN *et al.* (2012) in Portogallo, investigando un comprensorio forestale nel quale sono presenti pinete di Pino marittimo e boschi misti di latifoglie mediterranee, mettono in relazione la densità del Cervo stimata da letteratura o con i dati derivanti dalle pillole fecali, con l'incidenza dell'impatto della brucatura. La brucatura è stata stimata come biomassa utilizzata dagli animali, valutata come percentuale, e nel caso della rinnovazione come numero totale di getti apicali e laterali brucati. Gli Autori evidenziano che l'impatto non

segue una semplice relazione casuale con le densità animali o con la loro abbondanza.

HEINZE *et al.* (2011) realizzano una regressione lineare fra l'impatto osservato sulla rinnovazione forestale e l'abbondanza delle diverse specie animali, stimata con il *Faecal Accumulation Rate*. I popolamenti forestali analizzati sono Faggete pure e miste con altre latifoglie, come Carpino bianco e Querce, pinete di Pino silvestre pure e boschi misti di Pino silvestre e Faggio. Gli Autori trovano che la proporzione delle piante di Faggio e delle latifoglie brucate aumenta all'aumentare delle abbondanze del Capriolo in tutti gli ambienti forestali analizzati. Per le altre specie forestali presenti, come il Pino silvestre, o le altre specie di animali (Cervo, Daino, Alce) tale correlazione non è stata trovata.

MOTTA (1996), in comprensori alpini dove sono presenti boschi misti a vario grado di mescolanza composti da Abete rosso, Abete bianco, Larice, Pino silvestre, Pino cembro e latifoglie, identifica una relazione fra l'impatto e la densità degli animali. Evidenzia come all'aumentare della densità dei Cervidi, espressa in questo caso con la *Deer Density Index*, indice che pondera la presenza di specie diverse con la loro mole, aumenta la letalità dovuta allo sfregamento e al danno della brucatura sulla rinnovazione forestale.

KAMLER *et al.* (2010) utilizzano come specie indicatrice il Sorbo degli uccellatori, analizzando sia il grado di brucatura sia l'altezza della specie, in rapporto alla densità relativa del Cervo e del Capriolo valutata attraverso le pillole fecali. Gli Autori non trovano una relazione fra questi parametri anche se il Sorbo è severamente utilizzato e non sono presenti piante più alte di due metri nelle aree analizzate. L'unica relazione che trovano è che la riduzione della densità degli animali, realizzata nei venti anni precedenti allo studio, ha ridotto l'utilizzo delle specie non appetibili come l'Abete rosso.

In Germania HOTHORN e MÜLLER (2010) analizzano l'efficacia delle indicazioni gestionali in ambito venatorio sulla pressione della brucatura. In particolare valutano se le indicazioni di concentrare o aumentare gli sforzi di abbattimento degli animali in determinate aree abbia un effetto positivo sulla riduzione dell'impatto. Gli Autori riscontrano, nel triennio analizzato (2006-2009), una riduzione delle piante brucate nelle aree dove le indicazioni prevedevano di

ridurre il numero di animali. La mancanza di dati numerici della densità e dei capi abbattuti non ha consentito di indicare una relazione fra densità e livello di impatto.

La presenza di una relazione è stata valutata sulla vegetazione anche in seguito alla riduzione delle densità dei Cervidi (KUITERS e SLIM, 2002). Gli effetti della riduzione del numero di animali sono stati positivi in termini di densità e di accrescimento della rinnovazione forestale e dell'aumento delle specie più appetite.

Ricercando uno strumento di monitoraggio dell'impatto della brucatura in funzione della selettività alimentare, nel caso del Cervo, MYSTETUD *et al.* (2010) individuano una relazione fra la frequenza della brucatura del Mirtillo e il numero di capi abbattuti. Gli Autori, consapevoli della necessità di quantificare direttamente la pressione della brucatura sulle piante e della difficoltà dello studio delle popolazioni animali, propongono una misurazione della frequenza della brucatura messa in relazione con l'appetibilità delle piante. Gli Autori ipotizzano come per le specie altamente appetibili si ha un'elevata frequenza di impatto indipendentemente dalla densità degli animali. Diversamente specie mediamente o poco appetibili dovrebbero non avere impatti a basse densità, ma presentarli quando queste divengono elevate per l'ambiente. Questa assunzione rende le specie poco appetibili uno strumento utile per il monitoraggio. Lo studio ha identificato tre specie che possono essere analizzate a diverse scale e con un diverso grado di appetibilità. Tutte le specie, Sorbo degli uccellatori, Mirtillo e Betulla, mostrano una frequenza della brucatura positivamente correlabile alla presenza delle pillole fecali, ma solo il Mirtillo ha una relazione con i capi di Cervo abbattuti. Anche nella spiegazione della variabilità della frequenza della brucatura le tre specie hanno diverse variabili esplicative. Il Sorbo, il più appetibile e selezionato, ha una frequenza di brucatura determinata da molteplici fattori (tipo forestale, produttività, copertura, esposizione, pendenza e distanza da zone agricole), la Betulla è condizionata dalla produttività dell'*habitat* e dall'altitudine, mentre per il Mirtillo le variabili sono il tipo forestale, la produttività, l'altitudine e la distanza dalla costa del mare. Gli Autori, ponderando la maggiore o minore variabilità, identificano nel Mirtillo la specie *target* per il monitoraggio data la sua

ampia distribuzione, la sua appetibilità intermedia e il suo collegamento con indici cinegetici.

La definizione di relazioni fra l'impatto e la densità degli animali può prevedere anche l'elaborazione dei dati cinegetici e l'integrazione fra i parametri vegetali e animali. Un esempio è il lavoro di SPEED *et al.* (2013) i quali hanno valutato la relazione della biomassa metabolica dell'Alce e la percentuale media dei getti brucati delle latifoglie. La biomassa metabolica deriva dai capi abbattuti e dalle osservazioni che gli Autori hanno realizzato nei tre anni di indagine, integrati con i dati sulla morfologia e fisiologia della specie presenti in letteratura. Il risultato della relazione indica una correlazione fra la capacità di accrescimento in altezza delle piante, soprattutto nel caso del Pino silvestre, anche se questa è fra le specie analizzate è la meno appetita. Gli Autori sottolineano i limiti della relazione nella non considerazione della presenza dei roditori e dalla presenza della neve.

Per valutare se la variazione delle densità del Cervo può spiegare la variazione della ricchezza specifica delle specie vegetali, HEGLAND *et al.* (2013) propongono un indice realizzato sul Mirtillo composto dal rapporto fra il grado di brucatura e la sua altezza valutando anche il conteggio ottenuto dalle pillole fecali. Questo indice è stato poi messo in relazione con i diversi gruppi funzionali vegetali presenti. Gli Autori osservano come questi gruppi rispondano diversamente a quest'indice di densità. Le specie arboree e arbustive diminuiscono all'aumentare dell'indice, mentre gli altri gruppi funzionali rispondono positivamente. Queste relazioni, individuate all'interno di un bosco vetusto, fanno ipotizzare che la densità favorisca la diversità specifica vegetale, avvalorando l'*Intermediate disturbance hypothesis*, quando siamo all'interno di ambienti naturali. Gli Autori hanno valutato queste relazioni anche in funzione della presenza di un centro di foraggiamento artificiale. In questo caso le relazioni individuate sono del tutto modificate ed evidenziano una relazione negativa fra la densità degli animali e la diversità specifica.

Alcuni lavori hanno esaminato come variano l'incidenza della brucatura e la frequentazione degli ambienti, valutata con il *Fecal standing group*, e come queste variabili siano correlabili a livello di *habitat* (PALMER e TRUSCOTT, 2003; PALMER *et al.*, 2007). In Scozia vi sono molte preoccupazioni per la

conservazione dell'*habitat* di importanza comunitaria "*Caledonian pinewood*" a causa degli animali. Questi ricercatori, sulla base 10 anni di osservazioni hanno trovato che sia il Cervo sia il Capriolo frequentano maggiormente le Pinete mature, caratterizzate da aperture nella copertura, e i soprassuoli adulti di Pino nella fase di diradamento o di utilizzazione. Meno frequentate sono risultate le aree di aperte e le brughiere. Per quanto riguarda la frequenza delle fatte ritrovate nei vari ambienti, nel caso del Cervo, non sono presenti variazioni correlate all'altitudine, al tipo di suolo o alla pendenza. Per il Capriolo è stata invece evidenziata una relazione negativa con le esposizioni a nord. L'uso dell'*habitat* nel caso del Capriolo sembra essere negativamente influenzato dalla vicinanza e dalla presenza del bestiame domestico. A livello temporale il conteggio delle pillole fecali evidenzia una diminuzione dei gruppi fecali del Capriolo durante tutto il periodo analizzato mentre per il Cervo, dopo una iniziale diminuzione, il numero di pillole fecali aumenta. Questo è particolarmente evidente nelle Pinete mature caratterizzate da aperture nella copertura. L'indice della brucatura diminuisce all'aumentare della quota ed è molto variabile all'interno degli *habitat*. L'indice è più elevato all'interno delle Pinete mature rispetto a tutti gli altri *habitat* analizzati, ma complessivamente è stata osservata la mancanza di un'associazione fra la brucatura e l'uso dell'*habitat* valutato attraverso le pillole fecali. Questo fa ipotizzare agli Autori che questo metodo non sia applicabile per analizzare la brucatura a livello temporale perché la frequentazione degli ambienti e l'azione della brucatura sono fenomeni che avvengono a diversa scala temporale.

A scale spaziali più ampie BELOVA (2013, 2012), utilizzando dati provenienti da più di 1000 aree di saggio, desume dal conteggio delle pillole fecali la densità e la struttura dell'Alce e la mette in relazione con il consumo percentuale dei getti delle piante. In entrambi i lavori l'Autore trova una relazione positiva fra l'aumento delle densità dell'Alce e il consumo dei getti di Pino silvestre.

In Svezia MÄNSSON (2009) con uno studio decennale relaziona la percentuale di brucatura sulle specie forestali alla densità delle Alci. L'Autore nota come la pressione della brucatura a livello di paesaggio aumenta per il Pino silvestre con l'aumentare della densità dell'Alce e diminuisce con l'aumento della

disponibilità alimentare. La brucatura sulle due Betulle *spp.* rimane invece sempre elevata indipendentemente dalla densità e dalla disponibilità.

HÖRNBERG (2001b) evidenzia a livello nazionale in Svezia come la percentuale di superficie danneggiata di popolamenti di Pino silvestre diminuisca al diminuire del numero di Alci.

Esistono relazioni anche di lungo periodo come quelle identificate in Polonia da KUIJPER *et al.* (2010b) e in Slovenia da KLOPICIC *et al.* (2010). Questi studi sono quelli con la maggiore durata temporale in questa *review* bibliografica, e sono stati realizzati entrambi in boschi vetusti. KUIJPER *et al.* (2010b) mettono in relazione per un periodo di 70 anni il processo di affermazione della rinnovazione forestale delle diverse specie con i dati storici delle densità animali. KLOPICIC *et al.* (2010) analizzano specificatamente la dinamica della rinnovazione in funzione delle fluttuazioni dei Cervidi, desunte dai capi abbattuti, per un periodo che va da 1907 al 2004. Entrambi gli studi individuano un processo di fluttuazione reciproco e condizionante fra le densità animali e la rinnovazione delle specie arboree.

I rapporti fra l'impatto e la densità degli animali sono state analizzate anche per la scorstecciatura. MÅNSSON e JARNEMO (2013) mettono in relazione il grado di scorstecciamento in popolamenti di Abete rosso, ponderando la stagionalità dell'impatto, se le ferite erano vecchie o recenti e la loro dimensione, con i dati derivanti dagli abbattimenti. Gli Autori non hanno trovato nessuna relazione fra queste variabili e il livello del danno non è collegabile né agli indici cinegetici né alla frequentazione delle aree desunta con il conteggio delle pillole fecali.

KIFFNER *et al.* (2008) in Germania invece trovano che l'indice derivato dai capi abbattuti è funzionale a spiegare l'aumento della scorstecciatura in popolamenti di Abete rosso.

ČERMÁK *et al.* (2004), monitorando il danno dello scorstecciamento per 10 anni, hanno dimostrato una relazione generale fra questo danno sull'Abete rosso e il numero di Cervi abbattuti l'anno precedente anche se non rispettata tutti gli anni.

3.4.2 Fattori abiotici

Le condizioni stazionali e la presenza di un diverso gradiente luminoso sono strettamente correlate agli effetti e alla risposta delle piante all'impatto dei Cervidi. Nel caso dell'Abete bianco all'aumentare della luminosità, passando dall'interno del bosco verso zone prive di copertura (*gaps*), le piante brucate hanno una modalità di accrescimento simile alle piante non brucate. Tuttavia in queste situazioni di maggiore disponibilità di luce la mortalità delle piante sembra aumentare complice, molto probabilmente, la scarificazione del suolo realizzata per la sperimentazione (KUPFERSCHMID *et al.*, 2014, 2013). Ovviamente l'effetto della luce sulla reazione delle piante dipende dal carattere delle specie arboree. ISZKUŁO *et al.* (2014) notano che l'affermazione e la crescita del Tasso sono condizionate prima di tutto dalla quantità di luce. I diversi livelli di luminosità utilizzati nella sperimentazione hanno determinano effetti sulla successiva crescita e sopravvivenza anche in funzione della brucatura. L'effetto della brucatura determina una scarsa mortalità, ma è presente soprattutto nelle condizioni di maggiore luminosità, dove si hanno anche forti effetti sull'accrescimento in altezza.

I fattori abiotici (a es. luce, clima, neve) non influenzano solo la componente vegetale ma anche quella animale. Ad esempio, le temperature medie possono condizionare la presenza e la distribuzione spaziale delle popolazioni animali. BELOVA (2013) evidenzia una relazione fra l'aumento della temperatura e l'aumento della densità dell'Alce nei siti esaminati in Lituania. L'effetto delle temperature ha favorito indirettamente la presenza di densità di Alci aggregate e concentrate in determinati siti soprattutto, nei popolamenti di Pino silvestre nelle prime fasi di sviluppo.

PERSSON *et al.* (2009) osservano un forte impatto delle alte densità di Alci sul tasso di respirazione del suolo, dovuto prevalentemente dalla riduzione della lettiera, con effetti maggiori nei siti con minore produttività. I caratteri chimico-fisici del suolo non sembrano essere influenzati dalle densità degli animali, tuttavia questi favoriscono un aumento della temperatura al suolo.

MOHR e TOPP (2005) mediante aree di confronto in di cedui abbandonati di Rovere, trovano un'alterazione dei principali caratteri chimici fisici del suolo indotto dai Cervidi. Questi Autori evidenziano però che queste alterazioni,

principalmente la presenza di carbonio organico e di azoto e la compattazione, sono presenti in aree esposte a vento e con elevate pendenze. La presenza degli animali può accentuare la compattazione e il dilavamento in situazioni già fortemente predisposte.

HARRISON e BARDGETT (2004), analizzando aree con rinnovazione impattata e non impattata dagli animali per 14 anni, osservano che le condizioni chimico fisiche del suolo differiscono molto fra le due situazioni. Trovano un effetto significativo sul pH, che si abbassa nella situazione non impattata. Per quanto riguarda le proprietà microbiche, l'unica variabile influenzata è il rapporto C:N. Questo rapporto aumenta nell'area impattata indicando una qualità scadente della materia organica. Per quanto riguarda la disponibilità dei nutrienti nell'area in cui i Cervidi hanno avuto libero accesso c'è una diminuzione del contenuto di carbonio organico, della mineralizzazione dell'azoto e anche la concentrazione dell'ammonio e del nitrato si riduce sensibilmente. Gli Autori concludono evidenziando come nel loro caso di studio l'effetto degli animali sia negativo sulla disponibilità di azoto nel sistema, a differenza di altri studi realizzati prevalentemente in sistemi aperti. Con questo meccanismo di alterazione dell'azoto si ha una riduzione della produttività del sistema. Questo dato è supportato, in questo studio, anche dalla riduzione dell'accrescimento delle Betulle nelle aree impattate. L'effetto dei Cervidi sulla diminuzione del *turnover* dei nutrienti si esplica non solo attraverso la rimozione istantanea della biomassa, ma anche attraverso il cambiamento indotto alla pianta che aumenta la concentrazione di metaboliti secondari e ha effetti successivi sulla composizione chimica della lettiera. Sicuramente l'insieme di queste alterazioni possono indurre una diminuzione o cambiamento della comunità edafica e microbica sia nello strato superiore sia all'interno del suolo (HARRISON e BARDGETT, 2004).

3.4.3 Diversità e abbondanza delle specie vegetali

3.4.3.1 Selettività

L'effetto dei Cervidi sulla distribuzione delle specie e sulla loro abbondanza è condizionato prevalentemente dalla selettività alimentare. La comprensione di quali sono le specie maggiormente colpite è un punto fondamentale per la gestione e la conservazione dei sistemi forestali.

Analizzando questo carattere dell'impatto in diverse tipologie forestali in Ungheria KATONA *et al.* (2013) osservano come la maggiore selettività è nei confronti di specie che non hanno rilevanza economica come la *Robinia pseudoacacia* o il Sambuco. Le specie che rivestono un'importanza maggiore in termini economici e di conservazione, e suscettibili ad un'alterazione dell'areale per i cambiamenti climatici, come le Querce e il Faggio non sono selezionate dagli animali.

SPEED *et al.* (2013) osservano un effetto importante dato dalle alte densità sulla composizione specifica per la selettività animale. In questo studio realizzato in Norvegia, che ha visto l'attuazione del metodo di confronto con numerose aree e repliche in popolamenti artificiali di Pino silvestre e Abete rosso, gli Autori evidenziano una diminuzione della densità del Sorbo degli uccellatori e della Betulla, mentre meno selezionate sono il Pino silvestre e l'Abete rosso.

La selettività delle specie forestali da parte dei Cervidi non ha però gli stessi caratteri in tutte le situazioni ambientali.

Ad esempio in Spagna il Pino silvestre è positivamente selezionato dai Cervidi soprattutto se messo in paragone con il Pino nero, che è invece poco appetito e presenta anche una maggiore capacità di reazione come accrescimento in seguito alla brucatura. Il diverso grado di appetibilità e capacità di reazione dei due Pini può essere un fattore rilevante nelle aree dove il Pino silvestre è al limite del suo areale meridionale. Complici anche i cambiamenti climatici nell'area mediterranea questa conifera potrebbe risentire fortemente dell'effetto sinergico della brucatura e della modificazione dell'ambiente, con una maggiore facilitazione invece per il Pino nero (HERRERO *et al.*, 2011).

Il processo di selezione non è valutabile solo a livello di specie o di assemblaggio della comunità, ma è condizionato dalla stagionalità che influenza la diversa disponibilità trofica durante le stagioni e la composizione chimica dei tessuti.

Il fattore stagionalità incide prevalentemente sulle conifere e fra queste su una delle specie più soggette all'impatto, ovvero l'Abete bianco. Analizzando la dieta degli animali, HÄSLER e SENN (2012) hanno valutato come l'utilizzo dell'Abete bianco sia condizionato dalla sua abbondanza nell'ambiente o dalla

presenza di altre fonti alimentari e concludono quanto segue. L'Abete bianco prevale solo nella dieta invernale, mentre in quella estiva prevale il rovo che aumenta passando dall'inverno alla primavera. L'utilizzo delle piante con un'altezza > 185 cm non è in funzione della disponibilità della specie ma della proporzione di specie erbacee alternative presenti nelle vicinanze dei singoli individui in tutte le stagioni. Sempre a livello di individuo il peso degli aghi riveste un ruolo importante nella selezione, perché le piante brucate e non brucate presentano differenze significative per questo carattere, che non sono correlate alla presenza di cibi alternativi. Gli Autori infine suggeriscono che l'Abete bianco è utilizzato quando le risorse alternative mancano e che fornisce una riserva di zuccheri, contenuta negli aghi, che proprio in inverno aumenta. Il fatto però che il consumo dell'Abete bianco non sia correlabile con la sua disponibilità nell'ambiente fa supporre che la specie non sia attivamente cercata. HÄSLER e SENN (2012) ipotizzano che l'Abete bianco non sia realmente fra le specie più appetibili ma lo diventa solo quando è consociato ad esse.

STOLTER *et al.* (2013), con lo scopo di valutare le caratteristiche stagionali morfologiche e chimiche del *Salix phylicifolia*, analizzano la selettività alimentare stagionale della Renna. Gli Autori evidenziano come le due caratteristiche ricoprano un diverso ruolo nelle stagioni. In inverno è la composizione chimica dei tessuti vegetali a modificarne il processo di selezione, andando ad agire sulla digeribilità dell'alimento, allungando i tempi di assunzione e digestione. In estate, è invece la dimensione dei getti che, al aumentando, favoriscono la selezione alimentare.

Alla selettività specifica e stagionale si aggiungono le caratteristiche proprie delle specie vegetali a reagire all'impatto degli animali selvatici. Queste capacità sono conferite principalmente dalla storia evolutiva delle specie. Soprattutto nell'area mediterranea le specie vegetali sono state condizionate dalla presenza di molteplici disturbi di origine naturale o antropica come il fuoco, le utilizzazioni forestali (prevalentemente ceduzioni) e il pascolo, soprattutto degli animali domestici. Questi disturbi principali, e i loro effetti, sono stati molto analizzati e interpretati, mentre le conseguenze dei "disturbi secondari", in cui sono compresi gli erbivori selvatici, sono stati meno analizzati (ESPELTA *et al.*, 2006). L'importanza del fuoco in ambito mediterraneo è nota per le diverse

strategie di adattamento che le specie vegetali hanno realizzato per garantire la loro sopravvivenza a un regime di disturbo episodico, moderato ma frequente. Le principali caratteristiche delle specie per reagire a questo disturbo sono la capacità di rigenerazione delle piante dalle porzioni non impattate dal fuoco o la capacità di germinazione dei semi solo in seguito agli incendi. Queste caratteristiche di resilienza possono essere inficiate e ritardate dalla presenza e dall'intensità dell'impatto degli animali selvatici. La capacità di ricaccio è la strategia di adattamento che consente il recupero della biomassa persa in seguito al disturbo. ESPELTA *et al.* (2006) hanno confrontato come querce sempreverdi e caducifoglie reagiscono all'impatto dei Cervidi in ambiente mediterraneo. Dopo 4 anni di studio in aree di confronto realizzate in una zona percorsa da incendio, gli Autori trovano una forte incidenza della brucatura sul *Quercus cerrioides* rispetto al *Quercus ilex*. Nonostante l'elevata incidenza della brucatura, essi non osservano mortalità delle piante e nessuna differenza fra le aree di confronto per quanto riguarda il numero di polloni. La presenza o assenza dell'impatto della brucatura ha invece effetti significativi per l'altezza e lo sviluppo della chioma a livello di specie. Queste differenze sono presenti soprattutto per il *Quercus cerrioides* che raggiunge un'altezza che è la metà nei siti soggetti all'impatto rispetto a quelli nell'area di esclusione. Realizzando anche la simulazione della brucatura, gli Autori hanno rilevato effetti significativi solo sulla proiezione della chioma. Negli individui analizzati, di entrambe le specie, è la brucatura invernale a condizionare negativamente l'accrescimento della chioma, inficiandone anche la capacità di recupero successivo, rispetto agli altri momenti stagionali analizzati. Gli altri caratteri morfologici rilevati non sono influenzati dall'impatto simulato e limitate variazioni sono osservabili a livello stagionale. È stata inoltre osservata una diversa capacità di risposta delle specie nelle stagioni. La specie decidua ha una buona capacità di recupero in estate e in primavera, mentre il Leccio la ha in autunno. Gli Autori osservano infine come i polloni presenti sulle ceppaie analizzate fossero utilizzati fino a quando gli animali trovano facilità di accesso. In altre parole fino a quando la pianta non assume una fisionomia molto contorta e lignificata, che fondamentalmente è una risposta estrema di auto protezione della fitomassa da parte delle piante (ESPELTA *et al.*, 2006).

L'importanza dell'adattamento evolutivo reciproco fra la vegetazione e gli animali in ambito mediterraneo è sostenuta anche da FOCARDI e TINELLI (2005) che riconoscono come l'interazione fra gli animali selvatici e la vegetazione in questi ambienti sia ancora poco nota. Analizzando la selettività degli animali nei confronti delle specie della macchia mediterranea, e la capacità di reazione, evidenziano alcune strategie di adattamento. Il *Rubus ulmifolius*, *Cistus salvifolius* e *Phillyrea latifolia* sono le specie maggiormente selezionate con variazioni a livello stagionale. Il rovo è sempre molto utilizzato, soprattutto in autunno, mentre nei restanti periodi stagionali è meno utilizzato. Lo stesso schema è presente per la *Phillyrea latifolia*, sempre altamente utilizzata tranne che in inverno. Il Cisto è selezionato in estate e in primavera. Il Leccio, meno selezionato rispetto alle altre specie, è più utilizzato in primavera. Il *Juncus acutus* e l'Erica arborea sono le specie che non vengono quasi mai selezionate. Per quanto riguarda la capacità delle piante di tollerare l'impatto e di compensare il tessuto perso, il rovo sembra non essere danneggiato a livello di biomassa, mentre nella *Phillyrea* e nel Cisto il fenomeno della compensazione non è così evidente. Nel caso del Leccio, non sembra esserci una riduzione della biomassa sottolineando la strategia di compensazione del tessuto perso (FOCARDI e TINELLI, 2005).

3.4.3.2 Dinamica temporale

Le conseguenze della selettività si ripercuotono sulla diversità specifica, sull'abbondanza delle specie e sull'alterazione della dinamica temporale della successione vegetale.

In un'area mediterranea caratterizzata da una vegetazione post incendio SILVA *et al.* (2013) hanno osservato come la presenza e la persistenza dei Cervidi produca effetti significativi sull'abbondanza relativa soprattutto di alcune specie arbustive come il cisto e il rovo, alterando il loro insediamento e lo sviluppo della copertura. L'effetto complessivo altera la composizione floristica in termini di abbondanza, ma non direttamente di ricchezza di specie, soprattutto di quelle arboree. L'effetto maggiore osservato è il ritardo temporale dello sviluppo della vegetazione soprattutto per quanto riguarda la copertura del suolo.

Nonostante il meccanismo con cui i Cervidi alterano l'abbondanza e la composizione specifica sia sempre lo stesso, l'effetto provocato è diverso a seconda dell'ambiente.

Ad esempio quando sono analizzati gli effetti dell'esclusione dei Cervidi in ambienti artici o al limite della vegetazione arborea, la rimozione degli animali può compromettere la ricchezza specifica tipica di questi ambienti. PAJUNEN *et al.* (2012), mediante aree di confronto in Finlandia, evidenziano che nell'area di esclusione l'aumento della componente erbacea e arborea ha ridotto la presenza di specie legate al suolo per i cambiamenti di temperatura e di luce. Inoltre, gli Autori suggeriscono che i Cervidi, e gli erbivori in generale, possono avere un ruolo importante nella mitigazione degli effetti dei cambiamenti climatici sull'espansione del bosco nelle regioni artiche.

I parametri di diversità specifica e abbondanza delle specie sono modificate prevalentemente quando elevatissime densità (30-60 capi/km²) persistono per molto tempo - circa 30-40 anni - nell'ambiente. In queste situazioni è stata osservata una minaccia per la conservazione della biodiversità e della dinamica dei sistemi ambientali. L'effetto di questa presenza e persistenza induce una drastica riduzione delle specie più appetibili, che spesso sono le specie indicatrici di fasi successionali più avanzate. A questo si aggiungono una maggiore persistenza delle specie generaliste, ruderali e pioniere in molti ambienti. L'effetto macroscopico è una omogeneizzazione della componente vegetale anche in condizioni ecologiche ed ambientali molto diversificate. Questo può essere uno dei maggiori effetti ereditari lasciati dai Cervidi nell'ambiente (PEREA *et al.*, 2014).

La dinamica della rinnovazione naturale nel lungo periodo, e quindi la variazione delle specie come numero e abbondanza, è condizionata da molteplici *driver* come i cambiamenti climatici, la creazione di aperture e la presenza di disturbi antropici o naturali come possono essere gli erbivori.

Come questi animali condizionano la composizione specifica nel tempo è il risultato della relazione dinamica fra la selettività degli erbivori e la tolleranza delle specie vegetali. La diminuzione della presenza e dell'abbondanza delle specie appetibili nella fase di rinnovazione è un fenomeno ormai comune, tuttavia

sono presenti studi che evidenziano come le specie più appetibili possono aumentare anche con la presenza della brucatura. Questo meccanismo è presente quando le specie appetibili sono anche tolleranti all'impatto. Analizzando il processo di affermazione della rinnovazione forestale per quasi 70 anni KUIJPER *et al.* (2010b) hanno identificato diversi fattori a cui le specie forestali rispondono in modo diverso, soprattutto nei confronti delle fluttuazioni di densità delle specie animali. Analizzando contemporaneamente i dati storici dei piani di assestamento, che identificavano il numero e le specie rilevate nel corso degli anni, i dati storici sulle popolazioni animali e i dati meteorologici KUIJPER *et al.* (2010b) hanno evidenziato un processo di fluttuazione. In questa analisi gli Autori hanno identificato quattro gruppi di specie arboree. L'Abete rosso, la Farnia e l'Acero riccio hanno visto la massima affermazione nel primo periodo (anni '30 del XIX secolo), corrispondente con il declino delle popolazioni animali. Dopo questo periodo la loro affermazione è diminuita nei successivi 70 anni. *Betula* spp., *Populus* spp. e *Salix* spp., specie legate ai primi stadi successionali, hanno avuto un'elevata affermazione in corrispondenza con le due seconde guerre mondiali, dopo di che hanno avuto un leggero declino. Le specie del terzo gruppo, identificabili con *Fraxinus*, *Tilia* e successivamente *Ulmus*, hanno raggiunto la massima affermazione nel secondo rilievo, fra il 1937 e 1957, declinando successivamente. L'ultimo gruppo è costituito da *Alnus glutinosa*, che ha un alto insediamento sia all'inizio sia alla fine dei rilievi, e il *Carpinus betulus* che mostra affermazione e insediamento costanti durante tutto il periodo. Correlando questi processi di affermazione delle specie con le fluttuazioni delle densità animali, gli Autori trovano per la totalità delle specie arboree, che la massima affermazione numerica della rinnovazione c'è stata in coincidenza con la minor densità dei Cervidi. Nel complesso il tasso di affermazione della rinnovazione era correlata negativamente con le densità. *Betula* spp. e *Populus tremuloides* mostrano una correlazione negativa con le densità animali, mentre il Carpino bianco ha una correlazione positiva sia con le densità di Cervo sia con le densità di tutte le specie animali. Il Frassino maggiore mostra una correlazione negativa con l'insieme delle specie animali. Gli Autori evidenziano come gli animali, e soprattutto il Cervo siano il principale *driver* nella rinnovazione, rispetto ai cambiamenti climatici e alle aperture nella copertura forestale. Nella situazione esaminata la traiettoria della rinnovazione vede il costante aumento del Carpino

bianco, specie appetita ed utilizzata dagli animali ma con elevata tolleranza alla brucatura. Questo meccanismo potrebbe essere un *feedback* positivo che gli animali esercitano sull'ambiente con il quale aumentano la capacità di carico del sistema (KUIJPER *et al.*, 2010b).

La maggiore tolleranza del Carpino bianco all'impatto, nonostante la sua appetibilità, è tuttora presente. KUIJPER *et al.* (2010a), dopo sette anni dall'istituzione di aree di confronto, trovano che questa betulacea è l'unica specie arborea che predomina come numero e sviluppo in altezza nell'area accessibile agli animali. Il Carpino bianco è invece inferiore come abbondanza e sviluppo nell'area recintata. Gli Autori rilevano però che la rinnovazione forestale è sottoposta all'azione degli animali solo quando le piante superano i 50 cm di altezza. Al di sotto di questa soglia sono le condizioni microstazionali a modularne l'affermazione e lo sviluppo (KUIJPER *et al.*, 2010a).

L'altro studio che ha valutato ad ampie scale temporali l'interazione fra la presenza dei Cervidi e i cambiamenti delle specie forestali e della loro abbondanza è quello realizzato da KLOPCIC *et al.* (2010) in Slovenia. L'azione dei Cervidi si inserisce prevalentemente in situazioni ambientali già profondamente alterate dall'uomo. In questa situazione, a partire dalla fine del XVIII secolo, l'azione antropica ha avviato una sostituzione delle latifoglie con le conifere, in particolare l'Abete bianco. La predominanza delle sempreverdi sembra mantenersi nel tempo, anche se con strutture cronologiche molto invecchiate, che all'inizio del XIX secolo evidenziavano il loro effetto per la diminuzione della fruttificazione. A partire da questo periodo si ha una progressiva e costante affermazione del Faggio che culmina, andando a sostituire in molti casi le conifere negli strati superiori delle foreste, negli anni '70 del XX secolo. Nel caso dell'Abete rosso l'analisi storica del numero di piante passate a fustaia ne evidenzia l'aumento parallelo alla diminuzione dell'Abete bianco. A questo processo contribuisce la presenza dei Cervidi. Storicamente le popolazioni di animali erano ridotte al minimo, se non assenti, fino all'inizio del novecento (1906) quando il Cervo fu reintrodotta con successo nell'area. Il picco massimo di densità è stato stimato intorno agli anni '70 con densità di circa 6 capi/100 ha, ridotta successivamente mediante abbattimenti fino alla densità attuale (3 capi/100 ha). L'analisi storica evidenzia come il passaggio a fustaia dell'Abete bianco sia in

relazione con l'espansione o diminuzione degli animali, ma l'impatto non è esattamente relazionato con la densità. Dopo la riduzione degli animali, avviata nel 1976, il tasso di brucatura era ancora molto alto sull'Abete bianco, così come era limitato il numero di piante passate a fustaia. Effetti positivi sulla diminuzione dell'impatto erano visibili nel Faggio e nell'Acero. Le correlazioni fra la densità dell'Abete bianco in rinnovazione, il tasso di brucatura e la densità del Cervo, realizzati con i dati reperiti da questa data, evidenziano l'effetto negativo sul numero di piante di rinnovazione. KLOPCIC *et al.* (2010) osservano inoltre come il tasso di brucatura aumenta anche in seguito alla riduzione numerica degli animali. Gli Autori sottolineano come la questione rimane sempre aperta, ovvero capire a quale densità l'Abete bianco può rinnovarsi e affermarsi nel soprassuolo adulto. A supporto di questa non prevedibilità citano studi realizzati sempre in Slovenia che evidenziano come la relazione fra le densità dei grandi erbivori e il grado di brucatura non è esplicitamente lineare ed è molto debole. In questi lavori da loro citati è indicato come una grande riduzione del grado di brucatura è stato osservata solo quando le densità erano inferiori a 1 capo ogni 100 ha ma comunque non per l'Abete bianco. La difficoltà nel predire il *target* di riferimento nasce dalla diversità dei siti e dei fattori biotici e abiotici che possono interagire diversamente sulla rinnovazione forestale anche di Abete bianco. Infatti, KLOPCIC *et al.* (2010) ricordano come vi siano siti, sempre in Slovenia, dove a densità di animali simili l'Abete bianco sembra affermarsi e svilupparsi in maniera soddisfacente.

Indagini realizzate su un periodo temporale inferiore sono state realizzate in Francia da HEUZE *et al.* (2005a, 2005b). Utilizzando un approccio sincronico questi Autori hanno valutato la modificazione compositiva di popolamenti misti composti da Abete bianco, Abete rosso e Faggio negli ultimi trenta-quaranta anni. Gli Autori osservano come in questo lasso temporale vi sia stata una notevole riduzione dell'Abete bianco che è passato dal 70-80% al 30-50% nei popolamenti attuali. Complice l'istituzione della Riserva di caccia "Belbriette" nelle vicinanze dell'area di studio all'inizio del periodo considerato, le popolazioni di Cervidi sono notevolmente aumentate. Questo aumento, secondo gli Autori, ha condizionato la dinamica compositiva attuale con differenze di carattere stagionale imputabili ai Cervidi. Ad esempio, essi osservano come i popolamenti

dove attualmente l'Abete bianco ha una frequenza minore e prevale l'Abete rosso, sono maggiormente localizzati nelle esposizioni sud, dove i Cervi prediligono stazionare soprattutto nei mesi invernali. Nelle altre esposizioni la diminuzione dell'Abete bianco nei popolamenti non è così evidente. Tuttavia essi osservano che, nonostante il forte condizionamento da parte degli animali, l'Abete bianco non è del tutto scomparso e l'Abete rosso, che ha visto un notevole incremento numerico, non ha sempre preso il sopravvento. Gli Autori attribuiscono questo fenomeno alle caratteristiche sciafile dell'Abete bianco che gli hanno permesso di accrescersi soprattutto quando la densità dello strato arbustivo era elevata, sopravvivendo anche con limitatissimi accrescimenti. La presenza della componente arbustiva ha contemporaneamente limitato la crescita del peccio, mitigando quindi la sua espansione. Le condizioni di crescita presenti nel 1960 hanno quindi favorito la persistenza dell'Abete bianco grazie ai "rifugi biotici" dati dalle piante adulte e dallo strato arbustivo, conferendo un vantaggio a queste piante in presenza degli animali. Questo fenomeno non è stato osservato quando la composizione dello strato superiore era dominata dall'Abete rosso, il quale per la sua folta chioma non consente all'Abete bianco di accrescersi per l'assenza totale di luce e per la limitazione delle risorse idriche. A livello gestionale gli Autori indicano come attraverso appropriate misure selvicolturali si possa mitigare l'impatto sull'Abete bianco. Principalmente dovrebbe essere favorito l'insediamento di latifoglie, soprattutto nelle aree esposte a sud. Per tutelare l'Abete bianco e questi popolamenti misti, bisognerebbe mantenere il più possibile l'Abete bianco nello strato dominante a densità tali da permettere lo sviluppo degli strati inferiori. Inoltre, per limitare l'espansione dell'Abete rosso propongono la creazione di piccole aperture, dove questa conifera non riesce ad accrescersi bene come l'Abete bianco. Essi ricordano infine come la gestione degli animali non dovrebbe focalizzarsi sul mantenimento di densità fisse e costanti, ma prevedere delle fluttuazioni per creare delle finestre di opportunità per le specie più appetibili.

3.4.3.3 Dinamica spaziale

I Cervidi, e gli Ungulati in generale, possono modificare la comunità vegetale anche attraverso l'attività di dispersione dei semi.

Le specie di Ungulati contribuiscono sensibilmente alla dispersione dei semi nelle foreste europee, soprattutto quelle vetuste. Analizzando la germinazione dei semi e identificando le specie vegetali dalle fatte rilevate all'interno della *Bialowieza Primeval Forest*, dove è presente uno dei più ricchi assemblaggi animali, JAROSZEWICZ *et al.* (2013) osservano come il Cervo sia un vettore che contribuisce alla dispersione del numero maggiore di specie, mentre il Bisonte è quello che disperde le specie più vulnerabili e specifiche dei sistemi vetusti. Gli Autori suggeriscono che la dispersione delle piante è stata notevolmente impoverita in seguito alla diminuzione dei Cervidi nel secolo passato. Sostengono, infatti, che prima dell'eradicazione delle specie selvatiche e quando la copertura forestale interessava la gran parte del paesaggio, gli Ungulati selvatici erano vettori fondamentali. Fungevano da vettori specializzati nella dispersione delle specie vegetali sia di quelle con adattamento morfologico alla dispersione zoofila sia delle specie senza adattamenti alla dispersione a lunga distanza (JAROSZEWICZ *et al.*, 2013).

Evidenze sulla capacità di dispersione delle specie vegetali realizzate dai Cervidi non sono presenti solo in Polonia. Anche in Francia BOULANGER *et al.* (2010), realizzando un monitoraggio floristico trentennale, notano che in corrispondenza dell'aumento delle popolazioni di Cervo e Capriolo c'è stato un aumento di una specie che in Francia è considerata di interesse prioritario come il *Cynoglossum germanicum*. Gli Autori associano questa espansione alle popolazioni animali confrontando aree dove i Cervidi erano presenti e assenti. Questo effetto positivo, e testimone dell'effetto ereditario che i Cervidi lasciano all'ambiente, è avvenuto perché questa specie vegetale ha due caratteristiche in questo caso vincenti: la presenza contemporanea di un'elevata tossicità, per l'elevato contenuto di alcaloidi, e l'adattamento alla dispersione zoocora. Ovviamente queste due caratteristiche possono essere funzionali anche, se non prevalentemente, alla dispersione di specie alloctone o aliene (BOULANGER *et al.*, 2010).

3.4.3.4 Accrescimento

La valutazione sulla diversità e abbondanza delle specie si basa anche sulla valutazione del loro accrescimento soprattutto nel caso di specie appetibili.

SPEED *et al.* (2013), mettendo in relazione l'intensità di brucatura sulle diverse specie e l'altezza raggiunta dalle piante, individuando diverse soglie di altezza e di intensità di brucatura che possono limitarne lo sviluppo. Nel caso del Pino silvestre, quando raggiunge le altezze di 1 metro la crescita viene inibita se la brucatura interessa più del 30% dei getti. Nell'Abete rosso alla stessa altezza la soglia si alza al 60% dei getti. Nel caso delle latifoglie, maggiormente appetite, lo sviluppo di altezza si annulla quando a un metro di altezza sono brucate per più del 45% dei getti presenti.

Il fenomeno dell'accrescimento delle specie arboree così come la sua valutazione sono legati al fattore tempo. L'impatto immediato della brucatura provoca una diminuzione dello sviluppo in altezza, una deformazione del fusto e possibilmente anche la morte dell'individuo. Tuttavia, sebbene queste conseguenze nel breve termine siano note, gli effetti nel lungo periodo sono molto speculativi (SCOTT *et al.*, 2009).

CUTINI *et al.* (2011) analizzando nel tempo due tipologie forestali sottoposte a ceduazione osservano come la presenza dell'impatto e i suoi effetti sullo sviluppo siano specie-dipendente. Dopo quattro anni dall'utilizzazione le due specie analizzate, Castagno e Cerro, mostravano differenze sia nella presenza dell'impatto sia dei suoi effetti. Dopo questo periodo il Castagno non mostrava più segni di impatto mentre nel Cerro la metà dei polloni era ancora interessata dalla brucatura. Per quanto riguarda lo sviluppo dei polloni, il Castagno non mostrava differenze di altezza fra le aree di confronto già dopo un anno, mentre nel Cerro la differenza persiste per tutti gli anni considerati. Simili differenze e andamenti sono presenti nello sviluppo diametrico dei polloni e di biomassa la quale differisce notevolmente fra le due specie. Nel Cerro sono maggiori nell'area recintata rispetto a quella non recitata, mentre nel Castagno non ci sono differenze (CUTINI *et al.*, 2011).

In uno dei primi studi europei di lungo periodo (20 anni), svolto in Germania, AMMER (1996) evidenzia una notevole alterazione della composizione e della struttura dei popolamenti. Avvalendosi del metodo di confronto egli trova che in tutti i siti esaminati l'Abete bianco e il Platano erano severamente impattati, mentre l'Abete rosso e il Faggio mostravano un minore impatto. L'Autore osserva che sono maggiormente impattate le piante più vecchie rispetto a quelle giovani.

L'effetto dell'impatto è rilevante sulla struttura delle altezze della rinnovazione con i maggiori effetti nelle specie selezionate, portando all'assenza di piante in alcune classi di altezza particolarmente utilizzate dagli animali. L'effetto si ripercuote ovviamente anche sulla biomassa delle piante. L'Autore indica come i Cervidi, e in questo caso anche il Camoscio, abbiano un ruolo fondamentale nella struttura e nella dinamica dei boschi misti delle Alpi bavaresi. In assenza degli animali la crescita e la composizione specifica sono condizionate dalle condizioni di luce modificate dai trattamenti selvicolturali.

Avvalendosi di un monitoraggio lungo 25-30 anni, a seconda dei siti, realizzato in popolamenti artificiali di *Picea sitchensis* anni in Scozia, SCOTT *et al.* (2009) evidenziano che l'impatto della brucatura è strettamente correlato alla formazione di fusti policormici e che questo si ripercuote nell'accrescimento diametrico delle piante anche dopo che hanno superato l'altezza critica. Il rallentamento dello sviluppo diametrico deriva dall'azione della brucatura realizzata nei primi anni che condiziona inizialmente lo sviluppo in altezza e in seguito quello diametrico. Modificazioni sull'accrescimento nel medio periodo sono imputabili anche alla reazione della pianta quando forma fusti policormici. Questa modifica strutturale è maggiormente riscontrabile nelle piante brucate nei primi 5 anni di età. Questa modificazione, osservano gli Autori, condiziona lo sviluppo diametrico fino a 26 anni, anche se il fattore principale modificato è l'altezza della pianta. Essi osservano inoltre che durante i primi anni di sviluppo la presenza di questa modifica morfologica favorisce la ripetizione della brucatura da parte degli animali. Evidenziano infine che vi sono caratteristiche a livello di popolamento che possono modularne la presenza. Nei popolamenti analizzati dove era presente una densità di piante maggiore, l'impatto della brucatura, e la successiva modificazione strutturale delle piante, è relativamente inferiore. Anche la localizzazione delle piante sembra influire nella maggiore o minore brucatura. Gli Autori rilevano una maggiore incidenza nelle piante poste al margine, ma negli anni successivi, per la minore competizione, la reazione delle piante è migliore. Citando un lavoro da loro svolto precedentemente, SCOTT *et al.* (2009) propongono di integrare alla stima dell'impatto della brucatura, valutato come ritardo di accrescimento, la stima dell'incidenza negativa della presenza di fusti policormici sul legname.

Sempre nelle stesse aree di studio, continuando il monitoraggio, WELCH *et al.* (2013) osservano come la presenza di questa “malformazione” è un fenomeno visibile fino ai 15-16 anni di età dei popolamenti. Successivamente, per la diminuzione della ramificazione delle piante e della mortalità, la visibilità esterna si riduce, ma la presenza nella struttura anatomica e strutturale di queste alterazioni rimane nella pianta. Questo può avere notevoli conseguenze sia da un punto di vista tecnologico sia di stabilità delle piante (SCOTT *et al.*, 2009; WELCH *et al.*, 2013).

Per quanto riguarda l'effetto sull'accrescimento imputabile alla scortecciatura, la sua simulazione sul Pino silvestre non sembra condizionare la crescita in altezza e di diametro almeno nel medio periodo (METS LAID *et al.*, 2013).

WELCH e SCOTT (2008) valutando l'effetto della scortecciatura sul deprezzamento tecnologico, sottolineano come il deprezzamento tecnologico sia inferiore a quello inizialmente valutato. Gli Autori sostengono che il deprezzamento qualitativo del legname, in questo caso di *Picea sitchensis*, si ha quando le ferite sono di grande dimensione. La dimensione, oltre che a ridurre la qualità legnosa, condiziona la possibilità di insediamento di patogeni e agenti di marciume e di decolorazione. Nel caso analizzato gli Autori osservano che la minore perdita finanziaria è dovuta alla bassa incidenza di ferite di grandi dimensioni (WELCH e SCOTT, 2008).

3.4.4 Presenza e vicinanza delle altre specie vegetali

La presenza di specie arbustive esercita un importante ruolo nella mitigazione dell'impatto dei Cervidi.

Il Tasso trae beneficio dalla presenza del rovo e dall'accrescersi in associazione con esso. La specie arbustiva sembra limitarne la mortalità e l'impatto fungendo da barriera fisica sia per gli animali sia migliorando le caratteristiche microstazionali (ISZKUŁO *et al.*, 2014).

Le specie arbustive rivestono un ruolo funzionale sulla sopravvivenza delle specie arboree anche nella mitigazione degli effetti climatici soprattutto nelle aree mediterranee. Ad esempio la sopravvivenza dei semenzali di querce è spesso

favorita dalle specie arbustive come il rovo o il rosmarino, dotate la prima di strategie di difesa fisica e la seconda di difesa chimica. Queste, oltre ad esercitare un effetto dissuasivo nei confronti dell'animale, contribuiscono a mitigare l'effetto della siccità quando non è estrema. Complessivamente la difesa fisica data dal rovo ha un maggiore effetto nel prevenire la mortalità dovuta alla brucatura, ma in condizioni di limitato *stress* ambientale la difesa chimica, data dalle sostanze aromatiche del rosmarino ha migliori capacità protettive (PEREA e GIL, 2014a).

La presenza di altre specie vegetali o forme biologiche assume particolare importanza nelle successioni secondarie di aree agricole. In Polonia, nelle vicinanze di un'area protetta utilizzata da Cervo, Capriolo, Bisonte e Alce, BOBIEC *et al.* (2011) hanno valutato la capacità di sviluppo della Farnia. Gli Autori trovano le maggiori densità all'interno delle aree cespugliose e nella zona di margine in confronto con le aree aperte. Osservano come la maggior parte della rinnovazione, però non sia posta nelle vicinanze di altre specie vegetali e quando sono associate ad esse sono vicine a specie più appetibili. L'analisi dell'età della rinnovazione mostra un gradiente continuo di rinnovazione, da 11 a 37 anni, indicando come il processo sia continuo. Per quanto riguarda l'impatto degli Ungulati selvatici questo, seppur presente, non sembra impedire la rinnovazione nonostante la similitudine della modalità di accrescimento delle querce caratterizzate da una forma a bonsai che evidenzia un forte impatto passato. Gli Autori enfatizzano sul fatto che le querce in realtà non sono specie particolarmente appetibili soprattutto in questi ambienti, a differenza di aree forestali con maggiore copertura. Evidenziano una forte plasticità e adattabilità della specie arborea in questa situazione, deducibile anche dalla presenza di piante che fruttificano in fase giovanile anche se molto stressate dall'impatto (BOBIEC *et al.*, 2011).

Valutazioni specifiche sul ruolo della presenza del rovo nella facilitazione dello sviluppo della rinnovazione forestale sono state svolte anche da HARMER *et al.* (2010). Analizzando, mediante le aree di confronto, all'interno di Faggete sottoposte a diradamenti l'effetto della presenza del rovo sullo sviluppo di Salice e Betulla gli Autori riscontrano un generale effetto positivo. Questo però ha un diverso grado secondo la specie e il momento del loro insediamento. La copertura

e l'altezza del rovo sono positivamente correlate con lo sviluppo di altezza e di diametro della rinnovazione. Alla fine dello studio la Betulla ha però raggiunto altezze maggiori rispetto al Salice, il quale ha subito sia una maggiore brucatura sia una maggiore mortalità durante il periodo. Gli Autori sottolineano un effetto positivo per lo sviluppo dei semenzali con la presenza del rovo per la protezione delle brucatura. Osservano però che questa associazione positiva ci sia solo per le piante che si sono sviluppate subito in seguito al diradamento e parallelamente all'insediamento della specie arbustiva.

3.4.5 Relazioni con altre componenti animali

L'effetto sulle altre componenti animali dipende a quale maglia o punto della rete trofica viene fatta la valutazione.

L'esclusione dei Cervidi ha indotto una risposta positiva per molte specie di uccelli migratrici e stanziali aumentandone la frequenza negli ambienti sia in estate sia in inverno. Questo aumento, rispetto alle aree dove i Cervidi non erano esclusi, sembra essere dovuto al cambiamento della struttura della vegetazione, soprattutto negli strati inferiori. Vi è fondamentalmente un miglioramento della copertura termica, della disponibilità di siti per la nidificazione e della protezione dai predatori (FULLER e ROTHERY, 2013; HOLT *et al.*, 2014).

Analizzando ad esempio la presenza e la frequentazione del *Luscinia megarhynchos* in aree precluse ai Cervidi in confronto con le aree accessibili, dopo 9 anni HOLT *et al.* (2010) notano forti differenze. Gli Autori indicano come in assenza dei Cervidi l'Usignolo comune ha una densità maggiore di 15 volte rispetto ai siti dove i Cervidi sono presenti. Anche il tempo dedicato dall'uccello alla frequentazione dell'ambiente, e quindi alla sua alimentazione, è notevolmente maggiore in assenza degli erbivori. Gli Autori concludono indicando come la riduzione di questa specie, che è stata osservata nel Regno Unito negli ultimi anni, sia imputabile all'aumento dei Cervidi e ai loro effetti indotti negli areali dell'Usignolo.

L'effetto dei Cervidi sul popolamento di uccelli non è però sempre negativo. Analizzando l'effetto a cascata che l'Alce induce sull'avifauna nelle vicinanze dei centri di foraggiamento MATHISEN e SKARPE (2011) non

individuano una diminuzione dell'abbondanza delle specie. Confrontando l'impatto sulla vegetazione fra questi siti e aree dove non erano presenti i centri di foraggiamento le caratteristiche vegetazionali e di impatto che differivano erano le seguenti. La brucatura sulla Betulla e sull'Abete rosso era elevata nei primi, così come la frequentazione dell'Alce stimata con il conteggio delle pillole fecali. Il Pino silvestre era soggetto a un'elevata incidenza della brucatura in entrambi i siti. Oltre alle specie arboree nelle siti dove erano presenti i centri di foraggiamento la copertura delle erbe era molto inferiore. L'effetto complessivo di questi cambiamenti però non ha indotto una variazione della comunità ornitica a livello di abbondanza. Questo perché, secondo gli Autori, nelle vicinanze dei centri di foraggiamento l'effetto negativo dato dall'alta brucatura, soprattutto a carico della Betulla, era compensato dagli *input* di nutrienti dati dall'alimentazione artificiale e dall'elevata presenza di fatte. Invece, nei siti di controllo la sola presenza della brucatura è correlata negativamente con le specie di uccelli. Ovviamente queste considerazioni sono fatte a livello di abbondanza totale. A livello specie specifico ci sono risposte diverse. Le specie che nidificano al suolo, o al di sotto della linea di brucatura, sono negativamente condizionate dai Cervidi. Le specie che invece nidificano al di sopra di questa soglia sono positivamente correlate come presenza e abbondanza alla presenza dell'Alce. Questo è dovuto al maggiore apporto di nutrienti che indirettamente consentono il mantenimento di una migliore comunità di artropodi.

Alterazioni e modificazioni sull'abbondanza degli insetti legati alle specie arboree sono state riscontrate in Svezia. Qui VESTERLUND *et al.* (2012) simulando quattro diverse densità di Alce, riscontrano nel caso di elevate densità una diminuzione dell'afide *Schizolachnus pineti*, anche se questa variazione è condizionata anche dalla stagionalità. Gli Autori evidenziano però che l'effetto complessivo delle densità dell'Alce su questo insetto sia mediata dalla produttività ambientale, stimata in base l'analisi floristica. Riscontrano come nei siti a produttività inferiore la presenza e l'abbondanza dell'afide non sono condizionate dalla densità animale, mentre lo sono quando vengono analizzati siti ad elevata produttività. Secondo gli Autori il meccanismo di scelta alimentare delle Alci e dell'afide è il medesimo, ovvero selezionano le piante maggiormente stressate (*Plant stress hypothesis*).

Altro studio che ha valutato l'effetto a cascata dell'Alce sull'entomofauna è quello di SUOMINEN *et al.* (2008), utilizzando anche in questo caso la simulazione di diverse densità animali. Lo studio ha evidenziato come l'Alce determina cambiamenti in ricchezza e abbondanza delle specie di entomofauna a diversi livelli trofici, sia attraverso l'effetto diretto della rimozione della biomassa sia indirettamente con la modifica della lettiera presente. Tuttavia la direzione dell'impatto differisce in base alle specie presenti. I ragni, consumatori secondari, diminuiscono linearmente all'aumentare dell'Alce in tutte le situazioni esaminate, mentre gli insetti consumatori primari, qui i Rincoti, non evidenziano cambiamenti così evidenti né come abbondanza né come diversità all'aumentare dei Cervidi. Lo studio evidenzia come l'impatto dell'Alce può, a elevate densità e soprattutto nei siti con minore produttività, influenzare negativamente il funzionamento di reti trofiche distanti dalla propria e anche nel breve periodo. Per quanto riguarda la produttività, l'effetto negativo complessivo dei Cervidi, è strettamente legato alla produttività evidenziando una maggiore incidenza nei siti meno produttivi anche dove sono presenti densità inferiori.

Avvalendosi della stessa metodologia di sperimentazione, la simulazione dell'effetto di diverse densità animali, PEDERSEN *et al.* (2011) sempre in Svezia evidenziano l'effetto dell'Alce sul *Microtus oeconomus*. Osservando specificatamente l'interazione fra l'arvicola, il Mirtillo e la brucatura trovano, anche in questo caso, la presenza di un effetto a cascata dato dai Cervidi. In questa interazione riveste particolare importanza la produttività che è funzionale al tipo di strategia realizzata dalla specie vegetale per sopperire all'impatto. In aree a bassa produttività l'arvicola si alimenta meno del Mirtillo poiché la specie ricorre a strategie chimiche di difesa. In questi siti il Mirtillo è utilizzato dal *Microtus oeconomus* solo nella simulazione in assenza di Cervidi. Viceversa nelle aree a elevata produttività il Mirtillo, avendo a disposizione più risorse per l'accrescimento, favorisce la strategia di tolleranza. Qui aumenta la disponibilità per l'arvicola solo a livelli di densità intermedia.

Nel caso della presenza di specie che possono regolare la presenza dei Cervidi sono stati osservati effetti sull'intensità della brucatura indotti dalla presenza del lupo (KUIJPER *et al.*, 2013). Gli Autori hanno evidenziato come l'effetto dell'impatto sull'altezza della rinnovazione era minore per le piante

presenti all'interno del territorio del lupo in confronto con la rinnovazione analizzata nelle aree dove il canide non era presente. Anche la valutazione a lungo termine, realizzata in base al numero di piante più alte di due metri, evidenzia un effetto positivo per il numero di piante presenti dove è presente il lupo mentre nell'area senza il predatore il numero di piante più alte di due metri diminuisce (KUIJPER *et al.*, 2013).

3.4.6 Caratteri dei popolamenti forestali

Solo comprendendo quali sono le caratteristiche dei soprassuoli forestali che condizionano il processo decisionale e di alimentazione dei Cervidi possono essere prese misure di gestione, mitigazione e prevenzione (CARRADORE *et al.*, 2014).

3.4.6.1 Brucatura

Studi sulla distribuzione dell'impatto a diverse scale condotti in Svezia hanno evidenziato come l'impatto sul Pino silvestre sia irregolarmente distribuito a scale spaziali ampie. Tuttavia a scala di popolamento la variazione dell'impatto è correlabile a variazioni di densità di composizione e delle condizioni stazionali (WALLGREN *et al.*, 2013). In questo studio gli Autori hanno osservato come all'aumentare dell'età aumenta la proporzione delle piante danneggiate recentemente. Questo fenomeno può essere dovuto alla maggiore proporzione di biomassa di queste piante che incentiva la scelta alimentare a loro carico, nonostante che all'aumentare dell'età l'impatto dovrebbe diminuire. Gli Autori osservano come la presenza di danni vecchi sulle piante sia funzionale alla presenza di impatti recenti, ovvero all'interno del popolamento vengono danneggiate le piante già utilizzate. Per quanto riguarda la densità, hanno evidenziato un aumento dell'impatto, come proporzione di piante danneggiate, a bassa densità (<6.000 piante/ha) e a elevata densità (>10.000 piante/ha). A basse densità di piante gli animali sono spinti a consumarne una maggiore quantità di biomassa della stessa pianta per evitare di spendere energie nel movimento e nella ricerca. Tuttavia in queste situazioni le piante possono accrescersi anche in misura inferiore e magari investire energie metaboliche nella produzione di difese chimiche poiché non risentono molto dell'effetto della competizione per le risorse

con le piante vicine. Ad alte densità, e con una forte competizione interspecifica per le risorse, gli individui vegetali hanno una quantità minore di biomassa ma le scarse risorse alternative di cibo possono indurre gli animali ad alimentarsi di tutto quello che c'è a disposizione. In questi popolamenti monospecifici la presenza della betulla sembra aumentare l'incidenza dell'impatto sul Pino silvestre (WALLGREN *et al.*, 2013).

In Norvegia, analizzando per 4 anni il processo di rinnovazione all'interno di tagli a raso, dove è presente sia rinnovazione artificiale sia naturale, SPEED *et al.* (2013) osservano un progressivo cambiamento della composizione specifica. Prevalentemente la riduzione della densità e dello sviluppo delle latifoglie, Sorbo degli uccellatori e Betulla, favoriscono le conifere presenti. Inoltre osservano come la produttività o fertilità dei diversi popolamenti analizzati, seppur non influenzasse statisticamente la crescita della rinnovazione, influenzi l'intensità della brucatura. Trovano, infatti, come nei siti più produttivi l'intensità della brucatura tende ad essere maggiore soprattutto sulle latifoglie.

Cercando di valutare quali sono i fattori di predisposizione all'impatto nei popolamenti artificiali di Pino silvestre, NIKULA *et al.* (2008) valutano come diverse variabili di paesaggio e di popolamento influenzano l'impatto della brucatura. Da un punto di vista della gestione forestale l'unica scala alla quale può essere mitigato l'impatto è quella del popolamento, sebbene sia solo una delle scale di scelta degli animali. Il modello realizzato dagli Autori evidenzia come la probabilità di brucatura aumenta quando la densità della rinnovazione artificiale di Pino aumenta, ma non aumenta all'aumentare della densità totale delle piante presenti. A livello di composizione la probabilità di brucatura aumenta quando le latifoglie presenti sovrastano come altezza il Pino. Per questo NIKULA *et al.* (2008) indicano come possibile soluzione gestionale la rimozione delle latifoglie, non dal popolamento, ma nelle vicinanze della rinnovazione di Pino. Le altre variabili identificate nell'aumento della probabilità della brucatura sono i trattamenti realizzati al suolo, come la scarificazione e la fertilizzazione. Un elemento che invece riduce la probabilità è la paludificazione dei siti.

Analizzando sempre popolamenti artificiali di conifere, WARD *et al.* (2008) nel Regno Unito trovano fattori a scala di popolamento che modulano l'impatto del Capriolo sulle piante. Lo studio evidenzia un'associazione negativa

fra le densità del Capriolo e i siti con maggiori densità di piante, soprattutto di origine artificiale. Questo suggerisce come il piccolo Cervide preferisca siti con una minore densità di conifere per una migliore visibilità. Questo è dovuto anche al fatto che la copertura termica, elemento fondamentale, in questi popolamenti molto giovani (meno di 5 anni) ancora non è fornita per via delle altezze basse delle piante. Gli Autori hanno trovato una maggiore incidenza della brucatura apicale dove si ha la presenza della stessa specie, mentre l'impatto è minore se è presente una maggiore quantità di risorse appetibili a livello di popolamento. Questo suggerisce come il Capriolo potrebbe scegliere di alimentarsi delle specie meno appetite se queste sono maggiormente abbondanti. A livello di fattori ambientali la presenza di risorse appetibili riduce l'incidenza solo se sono presenti in modo capillare e distribuite nell'ambiente e non solo in particolari siti a protezione delle piante. Diversamente l'effetto del sito è importante per la densità delle piante impiantate. Infatti, a maggiore densità l'incidenza del danno è maggiore. Anche in questo studio emerge una relazione con la produttività dei siti e del suolo. Nel confronto fra i popolamenti nei siti meno fertili l'incidenza della brucatura è maggiore. Gli Autori concludono evidenziando come nel sito ci sia solo il Capriolo quindi i risultati non sono esportabili ad aree dove si ha la sovrapposizione di diverse specie. Infatti, la competizione fra le specie potrebbe portare a forti alterazioni del comportamento degli animali. Discutendo infine dell'approccio classico nella valutazione del danno forestale e della strategia canonica attuata, gli abbattimenti, gli Autori evidenziano come questa indicazione sia molto labile. Questo concetto, che presenta limiti etici, sociali e attuativi, è messo in discussione anche dalla tempistica alla quale la riduzione del danno si può valutare. Soprattutto in ambienti dove le risorse alimentari alternative sono scarse, la strategia di controllo rischia di ridurre le popolazioni a livelli estremamente bassi, senza vedere un effetto positivo sulla rinnovazione o sulla risorsa forestale (WARD *et al.*, 2008).

La variazione della selettività fra le stagioni, fra gli ambienti e fra la sovrapposizione di diverse specie animali contribuisce alla non linearità e prevedibilità dell'azione degli animali. Questa variabilità è amplificata soprattutto quando vengono analizzate diverse tipologie composizionali, strutturali e gestionali. Questo è particolarmente rilevante quando l'azione degli animali

inficia o condiziona processi di rinaturalizzazione in atto all'interno di sistemi forestali semplificati. HEINZE *et al.* (2011) hanno valutato quali specie animali frequentano maggiormente diverse tipologie e trattamenti forestali e come all'interno di queste la selettività alimentare agisca sulle specie. Stimando l'abbondanza delle varie specie di Cervidi e Ungulati presenti (Capriolo, Daino, Cervo, Alce, Cinghiale e Muflone) hanno analizzato la loro frequentazione nelle seguenti tipologie forestali: Boschi di Faggio non utilizzati (> 50 anni), Boschi vetusti di Faggio, Spessina di Faggio (10-20 anni), Boschi misti di Quercia e Faggio (> 50 anni), Pinete monospecifiche di Pino silvestre (> 40 anni), Pinete di Pino silvestre miste a Faggio (> 40 anni) e Spessina di Pino silvestre (5-20 anni). Gli Autori osservano una diversa abbondanza dei Cervidi a livello stagionale, più elevata in inverno che in primavera. A livello di tipologia forestale l'abbondanza di tutte le specie animali è maggiore nelle Pinete rispetto ai boschi di latifoglie e sembra aumentare con l'aumentare dell'alimentazione invernale presente in questi siti. L'abbondanza delle specie aumenta inoltre con la copertura fornita dagli arbusti mentre diminuisce con la copertura data dal piano arboreo. A livello di specie il Capriolo frequenta maggiormente le pinete più mature, sembra evitare fortemente i boschi di Faggio e in misura minore i boschi misti di Faggio e Quercia. Anche il Daino è proporzionalmente più abbondante nelle Pinete. Le Faggete e i boschi misti sono anche in questo caso evitate. Per il Cervo gli Autori non hanno trovato nessun effetto della tipologia forestale, tranne che per la correlazione negativa con la visibilità. La specie sembra però favorire i soprassuoli di origine artificiale, dove non si ha un'elevata densità dello strato arboreo. Per quanto riguarda la brucatura, il Pino silvestre e il Faggio sono complessivamente le specie meno danneggiate, mentre le altre latifoglie presenti sono altamente utilizzate dagli animali. Il Pino mostra una selezione a livello di tipologia. È selezionato quando è all'interno di popolamenti monospecifici e quando si consocia al Faggio, ma non nei popolamenti di latifoglie. Il Faggio è particolarmente danneggiato all'interno delle pinete mature rispetto alle alte tipologie. Le altre latifoglie presenti sono danneggiate in tutte le aree ad eccezione delle Faggete mature. La preferenza per le latifoglie rispetto al Pino è spiegata dagli Autori con il maggiore contenuto energetico e gusto migliore delle prime rispetto alla conifera. Il Faggio, in questo caso, è selezionato perché sono presenti elevate densità di animali, in quanto di solito è una specie evitata per il suo basso

contenuto energetico. L'elevata incidenza dell'alimentazione sulle latifoglie, e la variabilità alimentare all'interno delle tipologie, deve essere valutata e ponderata nell'ottica di rinaturalizzazione soprattutto delle Pinete che complessivamente sono gli ambienti più utilizzati (HEINZE *et al.*, 2011).

Nonostante il Faggio sia una specie notoriamente poco appetita dai Cervidi, una sperimentazione realizzata in Danimarca all'interno di Faggete coetanee (da 50 a 117 anni), sottoposte a diradamenti di diversa entità (area di controllo senza intervento e rimozione del 20% e del 50% di area basimetrica) e con la preparazione del suolo, riporta come il successo della rinnovazione ci può essere solamente ricorrendo alle recinzioni (OLESEN e MADSEN, 2008). La sperimentazione, che ha visto l'istituzione di aree di confronto nei vari trattamenti applicati, evidenzia come a 8 anni il Capriolo e la preparazione del suolo sono i fattori che hanno la maggiore influenza sulla densità e sullo sviluppo della rinnovazione di Faggio. Nei siti dove non è stata realizzata la preparazione del suolo, l'effetto del Capriolo non è presente. Questo è imputabile al fatto che il sito presentava bassissime densità di piante, indipendentemente dalla presenza o meno della recinzione. Gli Autori ipotizzano che la scarsa densità delle piante diminuisca lo stimolo visivo per gli animali portando a un minore impatto. Nei trattamenti in cui è stata realizzata una preparazione del suolo, l'effetto del Cervide è evidente, sulla densità delle piante e sull'altezza della rinnovazione, che al di fuori della recinzione è ridotta di circa la metà. Questo andamento è stato osservato in tutti i diradamenti realizzati, nessuno dei quali mostra un minore impatto del Cervide. Gli Autori ovviamente indicano come solo 8 anni di monitoraggio non consentano di ipotizzare lo sviluppo futuro del soprassuolo, ma nei casi analizzati il successo della rinnovazione non può avvenire senza la protezione delle piante (OLESEN e MADSEN, 2008).

Le modalità di preparazione del suolo e la fertilizzazione dei siti prima dell'impianto di rinnovazione artificiale sono fattori che aumentano l'attrattività delle piante nei confronti dei Cervidi (BERGQUIST *et al.*, 2003). Mettendo a confronto diversi trattamenti preparatori, protettivi e stagionali realizzati sulla rinnovazione artificiale, BERGQUIST *et al.* (2003) hanno osservato come queste caratteristiche condizionino diversamente la brucatura e la vigoria delle piante. La messa a dimora in diversi anni della rinnovazione non ha influenzato la frequenza

della brucatura delle piante. Anche il rilascio della ramaglia non ha condizionato né la frequenza dell'impatto né la vigoria delle piante, definita con il colore degli aghi. Invece lo sviluppo delle piante, valutato come lunghezza dell'ultimo getto, era leggermente maggiore nei semenzali in cui la ramaglia non era stata posta a protezione. L'applicazione del trattamento degli erbicidi sui semenzali e la preparazione del suolo sono fattori che hanno indotto una maggiore frequenza della brucatura che era positivamente correlata con il tasso di crescita in tutti i trattamenti. Anche la modalità di crescita in vivaio delle piante condiziona l'incidenza della brucatura. I semenzali che sono stati impiantati con il panetto di terra erano molto più soggetti alla brucatura rispetto ai semenzali impiantati a radice nuda. Questa differenza è presente in tutti i trattamenti applicati nella sperimentazione. Nei semenzali impiantati con il panetto di terra l'accrescimento in altezza e la concentrazione di azoto negli aghi erano maggiori, soprattutto nel primo anno. In entrambi i casi, la frequenza della brucatura era positivamente correlata con lo sviluppo delle piante e con la colorazione degli aghi. I risultati dello studio portano gli Autori a supportare la presenza di una selezione degli animali in accordo con la *Plant vigor hypothesis*, sebbene essi sottolineino la presenza anche di altri fattori che guidano il comportamento alimentare.

Analizzando e confrontando l'impatto del Cervo e del Capriolo in popolamenti artificiali con rinnovazione artificiale e in popolamenti non utilizzati composti da Latifoglie mesofile nella Repubblica Ceca, BARANČEKOVÁ *et al.* (2007) osservano diversi schemi selettivi. La brucatura, rilevata per due anni e fra le stagioni, ha una maggiore incidenza sulla rinnovazione artificiale solo durante l'inverno del primo anno di rilievo. Nel restante periodo l'incidenza nelle due tipologie di rinnovazione era invece la stessa. Generalmente l'incidenza della brucatura era maggiore in inverno rispetto all'estate. Nel secondo anno di rilievo l'incidenza si riduce in tutte le situazioni esaminate. Gli Autori hanno trovato una relazione significativa fra la densità del Cervo, desunta da dati bibliografici, e l'intensità della brucatura. L'impatto del Capriolo invece non sembra essere influenzato dalla densità. A livello di specie vegetale gli Autori trovano per le querce una correlazione positiva fra la densità di entrambi i Cervidi e la brucatura complessiva. Per quanto riguarda i caratteri della vegetazione, l'intensità della brucatura è positivamente correlata con la copertura del Corniolo, e l'intensità

della brucatura degli strati arbustivi con la copertura arborea. La discriminazione della specie animali agenti di impatto, dedotta dalla classificazione dell'altezza, evidenzia una maggiore prevalenza dell'impatto nello strato fra 1 e 1.5 m (Cervo) rispetto allo strato inferiore (Capriolo). L'incidenza delle due specie differisce nei due sistemi forestali considerati. All'interno del popolamento artificiale ci sono più getti brucati nella categoria di altezza del Cervo, mentre nei boschi naturali prevale il danneggiamento nella classe inferiore. Gli Autori concludono suggerendo come la diminuzione dell'intensità della brucatura osservata è relazionabile alla diminuzione delle densità (dati non mostrati). Essi sottolineano comunque che, nella situazione da loro analizzata, in assenza di recinzione la rinnovazione forestale non è ancora sufficiente a garantire lo sviluppo futuro dei popolamenti.

Il caso più noto e conosciuto come fattore che condiziona la maggiore o minore frequentazione degli ambienti forestali è la presenza di *gaps* all'interno della copertura. Confrontando la frequentazione e l'alimentazione degli animali all'interno di *gaps* e all'interno del bosco, seguite settimanalmente, KUIJPER *et al.* (2009) osservano l'elevato utilizzo delle aperture. Tutte le specie animali presenti (Capriolo, Cervo, Alce, Bisonte e Cinghiale) hanno una frequenza tre volte maggiore all'interno dei *gaps* rispetto alle aree sottocopertura, ad eccezione del suide. Inoltre le attività di frequentazione degli animali, valutate mediante le tracce, aumentano all'aumentare delle dimensioni delle aperture. Fra le specie è il Cervo quella che maggiormente frequenta e spende più tempo, soprattutto la notte, ad alimentarsi all'interno delle aperture. La maggiore frequentazione di queste aree è valutabile anche con la percentuale di brucatura sulle piante messe a dimora per la sperimentazione. L'impatto interessa quasi il 70% delle piante presenti all'interno dei *gaps*, mentre sotto copertura la percentuale scende al 46%. La maggiore frequentazione dei *gaps* è spiegabile, secondo gli Autori, dal fatto che gli animali compiono le proprie scelte alimentari in funzione della quantità di biomassa e non della qualità.

KENDERES *et al.* (2008), analizzando la dinamica trentennale della formazione di *gaps* in Ungheria, osservano che indipendentemente dall'età di formazione delle aperture, non sono presenti piante arboree con un'altezza che va da 1 a 2 metri. Essi trovano un'incidenza considerevole della brucatura sulla

rinnovazione esaminata. Solamente il 15% delle piante più basse di 50 cm non erano impattate e la maggior parte degli individui brucati presentavano la ripetizione dell'evento. Le piante della classe di altezza fra i 50 e i 100 cm erano impattate per il 95% dei casi. Il rilievo della brucatura ha evidenziato una forte selettività nei confronti delle specie presenti. Il Frassino maggiore e l'Acerò riccio sono le specie preferite. Il Platano occidentale e il Faggio sono le specie meno soggette all'impatto. Per quanto riguarda la composizione specifica delle varie classi di altezza gli Autori evidenziano come gli unici individui più alti di 2 metri siano Faggi.

Non giungono allo stesso risultato MOSER *et al.* (2008). Gli Autori valutano la disponibilità alimentare complessiva presente all'interno di *gaps*, formati in seguito all'uragano Lothar (1999), e quella presente sotto la copertura forestale non alterata. Essi hanno seguito stagionalmente, mediante la valutazione floristica della vegetazione, e confrontato anche *gaps* in cui sono state rilasciate le piante e osservano come l'abbondanza della vegetazione varia in funzione della stagionalità in tutte le situazioni analizzate, ed è maggiore in estate rispetto all'inverno. Durante la primavera, grazie alle geofite, l'abbondanza è leggermente maggiore all'interno del bosco rispetto alle aperture. La copertura della vegetazione varia anch'essa con le stagioni mentre il numero di brucature sulle piante rimane perlopiù costante nelle situazioni esaminate. Diversamente l'intensità della brucatura differisce notevolmente, con una minore intensità all'interno dei *gaps* in cui era ancora presente il legno degli alberi caduti. All'interno del bosco sono maggiormente utilizzate le latifoglie, mentre nei *gaps* la specie più utilizzata è il rovo. Questo schema di alimentazione è il medesimo durante la stagione. Sempre all'interno dei *gaps* le graminacee, come la *Luzula luzuloides* o le *Carex* spp. sono fortemente utilizzate. All'interno dei boschi è particolarmente utilizzata l'*Anemone nemorosa*. Gli Autori concludono, diversamente da quanto ipotizzato, che all'interno dei *gaps* la quantità di cibo non è molto maggiore di quella presente nei boschi esaminati. Essi osservano come all'interno del bosco la brucatura sia costante durante tutto l'anno e l'incidenza sia inferiore, dove si ha una maggiore densità, in altre parole dove si ha un'ostruzione alla visuale e gli animali sono più vigili. La ridotta utilizzazione delle aree aperte può essere dovuta anche alla minore qualità degli alimenti caratterizzati da una

minore quantità di azoto e una maggiore quantità di tannini. Gli Autori ritengono che la quantità di cibo, di per se, non è un indicatore affidabile per definire l'attrattività di un luogo (MOSER *et al.*, 2008).

Analizzando la stessa situazione in Svizzera creata dall'uragano Lothar, STORMS *et al.* (2006) confrontano la dieta del Cervo e del Capriolo prima e dopo la creazione dell'apertura analizzando il contenuto ruminale. L'analisi mostra come la dieta invernale del Cervo è composta prevalentemente da erbe e conifere con una buona proporzione di rovo, mentre la dieta invernale del Capriolo è composta prevalentemente dal rovo e dalle conifere. In funzione della creazione delle aperture in seguito all'uragano, nel Cervo aumenta sensibilmente l'assunzione delle erbe, con una leggera diminuzione delle altre componenti, ma l'assunzione delle conifere rimane comunque sempre elevata e predominante. Nel Capriolo aumenta la presenza delle conifere ma prevale sempre la presenza del rovo. Gli Autori discutono del fatto che l'evento di disturbo ha permesso ai due Cervidi di essere più selettivi nei confronti delle specie vegetali che assumono nella dieta. Le tipologie vegetali che nel complesso aumentano nella dieta sono le specie erbacee, mentre il rovo e le conifere rimangono costanti e sempre elevate. Essi concludono evidenziando come la presenza del rovo, e il suo cambiamento nella presenza e nell'abbondanza, sia determinante nella dieta e come alternativa alimentare per limitare il danno alle specie forestali. La presenza della rinnovazione deve però essere gestita mimando il più possibile la dinamica naturale favorendo elevate densità di piante insieme al rovo. La specie arbustiva, oltre a fornire una risorsa trofica alternativa, funge come difesa fisica, anche se deve essere ponderato l'aumento di attrattività visiva che la presenza del rovo conferisce all'ambiente.

Valutando i cambiamenti spaziali e temporali dell'idoneità ambientale dati dalla gestione forestale VOSPERNIK e REIMOSER (2008) si chiedono come possa variare la predisposizione del bosco alla brucatura. Questi Autori hanno valutato l'idoneità ambientale della foresta nel lungo periodo (50 anni) considerando contemporaneamente il comportamento alimentare, la visibilità offerta dalla vegetazione per l'effetto antipredatorio, la copertura termica fornita dai soprassuoli e come il Capriolo sfrutta gli spazi durante il giorno e nelle stagioni. Tramite una simulazione valutano come diversi trattamenti selvicolturali, assenza

di gestione, taglio a raso e taglio a scelta, modifichino questi parametri e condizionino sia l' idoneità ambientale sia la predisposizione alla brucatura. I tre scenari selvicolturali proposti mostrano diverse idoneità nell'*habitat* nel lungo periodo. Nello scenario in cui non sono realizzati gli interventi selvicolturali viene aumentata la copertura termica, mentre quella di protezione diminuisce nel tempo e così anche l'indice di vivibilità giornaliera. La quantità di risorsa alimentare rimane costante durante il periodo. Gli Autori osservano per questo scenario una diminuzione sia dell' idoneità sia della predisposizione alla brucatura. Nello scenario che prevede l'attuazione dei tagli raso la copertura termica diminuisce, mentre i fattori di protezione e l'indice di visibilità giornaliera aumentano. Questa simulazione prevede inoltre un'alta variabilità a piccola scala con diversi andamenti della qualità foraggiera. Ciò fa di questa situazione quella con maggiore idoneità ambientale e di predisposizione dalla brucatura. L'*habitat* nello scenario che prevede il taglio a scelta è simile alla situazione senza intervento, ma con una minore copertura termica e il trattamento sembra conferire una minore predisposizione alla brucatura. In tutti e tre i casi a quote superiori ai 1400 m entrambi i fattori diminuiscono indipendentemente dal trattamento. La qualità dell'*habitat* e la predisposizione alla brucatura è nel seguente ordine: taglio a raso < assenza di intervento < taglio a scelta. I tagli a raso forniscono, oltre che un'ottima qualità e quantità di alimento, date anche dalla presenza del rovo, un'alta variabilità strutturale che deriva dalla creazione di numerosi margini ecotonali. Gli Autori riconoscono come nel modello empirico da loro costruito non venga considerata la selettività delle specie vegetali presenti. Ricordano però che gli alti livelli di danno si realizzano quando: *a*) la differenza fra l'offerta alimentare estiva e invernale è innaturalmente alta, *b*) se gli stimoli dell'*habitat* sono elevati e le risorse trofiche sono basse. Concludono indicando nel taglio a scelta il trattamento che minimizza la predisposizione e l'impatto della brucatura anche se in queste situazioni la visibilità di questi animali è bassa. Questo potrebbe avere un effetto sulle modalità di controllo venatorio per la scarsa visibilità dell'animale. Quindi l'applicazione del taglio a scelta potrebbe portare a nuove pratiche di gestione degli animali (VOSPERNIK e REIMOSER, 2008).

3.4.6.2 *Scortecciatura*

Altre caratteristiche rilevanti a scala di popolamento, e modulabili con l'attività selvicolturale, sono la presenza e l'incidenza della scortecciatura, soprattutto su popolamenti monospecifici di Abete rosso. Secondo MÅNSSON e JARNEMO (2013) solo cercando di comprendere come il danno o l'impatto è relazionato alle caratteristiche morfologiche delle specie, le pratiche selvicolturali possono essere un valido strumento nella riduzione dell'impatto. Gli Autori hanno valutato se la presenza di vecchie scortecciature influenzi la suscettibilità degli Abeti alla ripetizione dell'evento e se le caratteristiche morfologiche del fusto, come la presenza di rami e la rugosità della corteccia, condizionano la presenza e la frequenza dell'evento. Gli Autori hanno osservato una grande variabilità nella distribuzione dell'impatto fra le aree esaminate, andando dal 2 al 92% delle piante colpite nei vari siti. Le caratteristiche che maggiormente differenziavano le piante colpite e non, era il diametro maggiore nelle seconde, e il numero di ramificazioni presenti nonché la maggiore rugosità. Essi osservano inoltre come la ripetizione della scortecciatura, seppure presente, sia più un fenomeno locale, influenzato dalle caratteristiche nutrizionali specifiche di alcune piante. Riscontrando che il fenomeno non è relazionabile con le densità degli animali e suggeriscono l'incidenza del contesto territoriale e della scarsa disponibilità alimentare alternativa.

Anche SAINT-ANDRIEUX *et al.* (2009) suggeriscono come la scortecciatura sia un impatto legato alle caratteristiche nutrizionali delle piante. Queste caratteristiche, sebbene ancora non chiare, possono esercitare sia un'azione antiparassitaria sia essere funzionali a sopperire alla carenza di alcuni microelementi. Queste due caratteristiche sono fondamentali soprattutto durante il periodo delle nascite e dello svezzamento dei cuccioli. Anche questi Autori suggeriscono come l'elevata incidenza di questo impatto sia legata alla scarsità di risorse pabulari alternative (SAINT-ANDRIEUX *et al.*, 2009).

Nel caso di questo impatto BORKOWSKI e UKALSKI (2012) ricordano come la scortecciatura sia un'attività realizzata prevalentemente di giorno, perciò sono fondamentali ambienti dotati di una buona copertura per garantire la sicurezza e la non osservabilità. Gli Autori spiegano in questo modo la maggiore incidenza della scortecciatura presente in aree post incendio in Polonia. Qui l'incidenza della

scortecciatura aumenta all'aumentare dello sviluppo di altezza delle piante fino a circa 2 metri di altezza, assecondando il miglioramento della copertura che sopra questa altezza non migliora ulteriormente.

Valutando quali sono le caratteristiche stazionali e di popolamenti che predispongono le foreste alla scortecciatura in Austria, NOPP-MAYR *et al.* (2011) trovano diversi fattori predisponenti e correlabili all'impatto. A livello di indicatori stazionali la frequenza relativa dello scortecciamento è positivamente correlata con la predisposizione della morfologia. Trovano una maggiore incidenza nelle aree con minore pendenza, in situazioni di bassa esposizione al vento e in aree con inversione termica. A livello di popolamento l'età incide sulla maggiore frequenza della scortecciatura individuando nei popolamenti di 20-40 anni i più suscettibili. A livello di copertura la proporzione di fusti impattati aumenta all'aumentare del grado di copertura e della proporzione di conifere presenti. La maggiore frequenza del danno è stata trovata nei popolamenti provenienti da tagli a raso rispetto agli altri trattamenti selvicolturali, come i tagli a scelta o i tagli successivi. La copertura erbacea e arbustiva influisce sulla minore presenza del danno.

Sempre in Austria, avvalendosi dei dati reperiti all'interno dell'Inventario Forestale Nazionale VOSPERNIK (2006) individua i fattori ambientali e stazionali che aumentano la probabilità dell'impatto della scortecciatura. Analizzando il *data set* inventariale, che va dal 1981 al 1996, lo studio evidenzia come la scortecciatura sia presente sul 5,4% dell'area basimetrica dei popolamenti forestali austriaci e l'incidenza del danno aumenti annualmente dello 0.13%. Le variabili che sono state trovate per spiegare la variabilità dell'impatto sono le diverse idoneità dell'*habitat* del Cervo, le specie arboree, il diametro, l'altezza media del popolamento e la quota. Inoltre, anche la densità dei popolamenti, la prevalenza dell'Abete rosso e il tipo di suolo sembrano influenzare l'incidenza del danno. Le specie più severamente impattate sono l'Abete rosso, il Frassino maggiore, il Castagno, e tutte le specie di Sorbo. Queste specie mostrano un'incidenza 11-12 volte più elevata rispetto alle altre specie forestali presenti. Un forte effetto è dato dall'idoneità dell'*habitat*. L'incidenza della scortecciatura e la sua frequenza nella ripetizione del danno sulle stesse piante sono elevate nell'*habitat* con alta idoneità. Per quanto riguarda i caratteri strutturali delle piante c'è una forte incidenza sulle

piante con diametro inferiore ai 5 cm di diametro e diminuisce drasticamente al raggiungimento dei 25 cm. Secondo l'Autore le piante divengono suscettibili quando raggiungono i 2-3 cm di diametro. Quando le piante hanno questa dimensione diametrica la corteccia ha un maggiore contenuto di acqua e di nutrienti. Anche l'altezza dei popolamenti condiziona l'impatto. L'incidenza della scortecciatura aumenta e diventa massima fino a quando i popolamenti raggiungono i 20 m di altezza diminuendo oltre questa soglia. Questo evidenzia il lungo periodo di vulnerabilità temporale. All'aumentare della densità dei popolamenti il danno aumenta, come aumenta all'aumentare della presenza dell'Abete rosso nel popolamento. A livello di caratteri ambientali le quote poste fra gli 800 e i 1200 m sono le aree più suscettibili all'impatto, così come i popolamenti posti su suoli alluvionali. L'Autore conclude osservando che a livello di specie forestali più impattate i suoi risultati concordano con altre osservazioni, ma ricorda come sia variabile l'incidenza dell'impatto in altri ambienti sulle specie. Sottolinea inoltre come la grande variabilità fra i siti e fra le specie è dovuta al diverso periodo di vulnerabilità delle specie forestali conferito principalmente dal tempo necessario per la modificazione della corteccia durante la maturazione della pianta. In specie come la Douglasia, il Pino silvestre e il Larice questo periodo è relativamente breve (5-12 anni), mentre in altre specie come l'Abete rosso o il Faggio questo periodo può durare anche fino a 60 anni. In questo periodo inoltre alcune specie hanno le capacità di reazione cicatrizzando la ferita, che diviene non più visibile come nel caso del Faggio. Diversamente specie come l'Abete rosso non presentano questa capacità. A livello di indicazioni operative per la riduzione dell'impatto l'Autore suggerisce: *a)* di utilizzare specie non suscettibili in aree dove sono note l'idoneità ambientale e la presenza degli animali, *b)* la riduzione della densità potrebbe limitare la suscettibilità dei soprassuoli, ma queste operazioni dovrebbero essere realizzate molto presto (3-5 cm di diametro) per favorire anche la formazione di rami basali nelle piante.

In Germania i fattori identificati nella spiegazione della variabilità della scortecciatura sull'Abete rosso sono forniti da KIFFNER *et al.* (2008). Gli Autori osservano una maggiore incidenza della scortecciatura nei siti con pendenze maggiori del 50%, ed è anche nei siti con pendenza fra il 21 al 50% rispetto ai siti pianeggianti. Nei siti dove il manto nevoso supera i 150 cm l'incidenza è

nettamente maggiore rispetto a aree dove la profondità del manto nevoso è inferiore ai 60 cm. Per quanto riguarda la posizione della pianta all'interno dei popolamenti, quelle poste all'interno hanno una maggiore probabilità di essere scortecciate rispetto a quelle poste al margine. Anche per quanto riguarda l'esposizione, lo scortecciamento diminuisca nelle zone esposte a est, mentre aumenta in quelle esposte a nord dove vi è una maggiore protezione dal vento. Per quanto riguarda fattori legati agli individui trovano una maggiore incidenza negli Abeti con una minore presenza di ramificazioni.

3.4.7 Relazioni con fattori di mitigazione

Fra le operazioni comunemente realizzate per minimizzare l'impatto dei Cervidi sui popolamenti forestali nella fase più vulnerabile, in altre parole quella dopo l'utilizzazione, il rilascio di scarti di utilizzazione, di ramaglia o di legno morto è molto praticato. Queste operazioni sono realizzate anche con lo scopo di migliorare l'offerta alimentare per gli animali.

L'efficacia di questa tecnica sembra essere molto condizionata dalle caratteristiche strutturali del soprassuolo e dal tipo di trattamento applicato. EDENIUS *et al.* (2014) confrontano l'utilizzo degli scarti di utilizzazione da parte dell'Alce in popolamenti di Pino silvestre in due tipi di trattamenti: Taglio di maturità e diradamento. Gli Autori osservano come nonostante la maggiore quantità di biomassa presente nel taglio di sgombro l'assunzione di alimento è maggiore all'interno del taglio intercalare, forse per le migliori condizioni di copertura fornite da quest'ultima struttura. Tuttavia il trattamento della ramaglia non ha prodotto effetti significativi sull'assunzione di foraggio. Il tempo di esposizione dell'alimento produce effetti diversi sull'assunzione, infatti, aumenta drasticamente dopo 4-5 mesi dall'intervento, soprattutto nel taglio di sgombro, mentre poca biomassa è assunta dopo 2 mesi dal trattamento. Per quanto riguarda l'utilizzo dell'ambiente da parte degli animali solo l'Alce ha frequentato questi popolamenti soprattutto quelli trattati con il diradamento rispetto ai popolamenti in cui è stato realizzato il taglio di sgombro. E' possibile che la maggiore frequentazione e assunzione di alimento all'interno dei tagli di diradamento sia dovuta alla migliore qualità dell'alimento degli aghi per le differenze fisiche e chimiche (EDENIUS *et al.*, 2014).

La presenza del legno morto a terra, specialmente quello di grandi dimensioni, oltre a essere una fonte trofica per un limitato periodo può essere una fonte di impedimento al movimento per questi animali, in particolare per la fuga dal pericolo perché ostruisce i passaggi. KUIJPER *et al.* (2013), nella Foresta vetusta di Bialowieza in Polonia, hanno osservato come all'interno dell'areale dove è presente il Lupo all'aumentare della presenza del legno morto l'intensità della brucatura diminuisce.

Sempre nella stessa foresta SMIT *et al.* (2012) hanno analizzato l'efficacia del legno morto, confrontando aree dove non vengono realizzati interventi selvicolturali e aree dove sono effettuati interventi fitosanitari. Essi mostrano come la presenza di legno morto di grandi dimensioni facilita la presenza e lo sviluppo della rinnovazione affermata con altezze superiori ai 50 cm, nonostante registrino l'incidenza della brucatura.

Anche DE CHANTAL e GRANSTRÖM (2007) osservano un effetto positivo dato dalla presenza di legno morto sullo sviluppo della rinnovazione forestale. Analizzando un bosco vetusto di Pino silvestre e Abete rosso percorso da incendio in Svezia essi indicano nell'aggregazione di legno morto un rifugio protettivo molto efficiente. Quattro anni dopo l'incendio, analizzando lo sviluppo in altezza e la densità del Pioppo e del Salice, trovano valori di altezza 3 volte superiori nella rinnovazione posta all'interno degli agglomerati legnosi rispetto alle piante che si sono sviluppate in assenza della protezione. Le differenze nella crescita sono visibili anche nello sviluppo diametrico delle specie. Nel Pioppo 10.5 mm vs 7.5 mm e nel Salice 13.2 mm vs 8 mm delle aree con e senza legno. Anche il rapporto fra l'altezza e il diametro delle piante era più basso nelle aree aperte, conferendo a queste uno *status* più aduggiato e compresso. Lo studio evidenzia inoltre una notevole differenza nell'incidenza della brucatura fra le due situazioni in termini di numero di ferite visibili sulla pianta. Nelle aree aperte entrambe le specie hanno almeno 3 ferite passate su ogni pianta, mentre con la presenza del legno morto il numero di ferite rilevabili sulle piante scende sotto l'unità. Anche la brucatura attuale, realizzata durante l'ultima stagione vegetativa, è maggiore nelle aree aperte (83% e 97% di Pioppi e di Salici con questo impatto). Lo studio conclude evidenziando come le chiome degli alberi morti e rilesciati in loco dopo l'incendio sono un'ostruzione fisica, e molto probabilmente anche visiva. Dopo quattro anni

la presenza del legno morto ha consentito alla rinnovazione di avvicinarsi all'altezza di sicurezza. Gli Autori osservano come questi siti siano molto utilizzati dalle lepri e presentino una maggiore incidenza della brucatura all'interno degli aggregati rispetto a quelli posti nelle aree aperte. Gli Autori concludono osservando come l'impatto sulla rinnovazione forestale dato da queste densità "innaturali" di Cervidi potrebbe essere anche dovuto alla mancanza di barriere naturali date da grandi piante morte all'interno del bosco. Al fine di promuovere la rinnovazione in aree con alte densità il rilascio del legno di grandi dimensioni, realizzato a larga scala, dovrebbe essere considerato all'interno delle pratiche selvicolturali (DE CHANTAL e GRANSTRÖM, 2007).

Non da tutti gli Autori il rilascio del legno morto è stato valutato positivamente sia come protezione delle piante sia sulla diversità complessiva della componente vegetale. PELLERIN *et al.* (2010), utilizzando le aree di confronto in cui hanno messo come fattore di studio anche la presenza del legno morto, trovano che il suo rilascio ha un effetto negativo sulla ricchezza specifica delle specie erbacee sia nelle aree recintate che nei siti di controllo. Inoltre, per quanto riguarda l'effetto protettivo, secondo gli Autori la presenza del legno morto favorisce l'impatto e ne aumenta l'effetto sulle specie più appetite. Suggestiscono che l'effetto del legno morto non sia protettivo, ma anzi in situazioni con limitata produttività le poche piante che riescono ad affermarsi divengono più visibili aumentandone la suscettibilità. L'effetto del legno morto è positivo per i semenzali ma negativo sulla rinnovazione affermantata soprattutto per l'Abete bianco e le quercie. Concludendo gli Autori evidenziano come i loro risultati, in contraddizione con altri studi che hanno visto un effetto protettivo, possano essere collegati alla bassa produttività del sito. La scarsa produttività non consente la creazione di condizioni microstazionali utili per l'affermazione di specie appetibili alternative con una numerosità sufficiente per il loro sviluppo sotto la pressione dei Cervidi.

Risultati contrastanti derivano anche dall'analisi dell'effetto della presenza del legno morto sulla protezione dei semi e dei semenzali, soprattutto quando oltre ai Cervidi sono considerate altre specie come i roditori e il cinghiale. VAN GINKEL *et al.* (2013) trovano che la presenza del legno morto condizioni negativamente la presenza di semi e semenzali di Quercia favorendone la predazione da parte dei

roditori e del cinghiale in quanto trovano dei siti rifugio molto utilizzati. Tuttavia evidenziano la capacità dispersiva dei roditori che hanno favorito l'insediamento della latifolia all'interno di popolamenti monospecifici di Abete rosso deperienti, favorendo un processo di rinaturalizzazione di questi ultimi.

Altre misure di prevenzione valutate per mitigare l'impatto, senza il ricorso all'uso di recinzioni, sono l'applicazione di repellenti naturali sulle piante. BERGVALL *et al.* (2013) individuano nell'estratto della corteccia di Betulla un utile repellente per la protezione delle piante. Principalmente questo repellente agisce sulla modificazione della scelta alimentare, in questo caso del Daino.

Queste sono solo alcune delle misure attuate nell'ottica di prevenzione o mitigazione dell'impatto. La misura più comune ed utilizzata è sicuramente il ricorso alle recinzioni, in alcuni Paesi imposte per legge quando sono realizzati tagli a raso (APOLLONIO *et al.*, 2010a). L'efficienza di queste difese attive è controversa per motivazioni economiche, per la durata temporale dell'azione ma anche per la tutela della biodiversità (CARRADORE *et al.*, 2014). Alcuni Autori segnalano infatti che queste strutture possono avere un effetto negativo sulla presenza di altre specie importanti per la conservazione, come *Tetrao urugallus* e il *Tetrao tetrix* (PALMER e TRUSCOTT, 2003).

3.4.8 Relazioni con fattori gestionali

La presenza e l'incidenza dell'impatto dei Cervidi sui sistemi forestali è modulata non solo dalle densità degli animali o dai cambiamenti strutturali e compositivi dei boschi ma anche da diverse attività antropiche.

Ad esempio la presenza di centri di foraggiamento artificiali modifica il comportamento alimentare degli animali e la loro selettività in funzione della loro localizzazione. In un caso di studio (MATHISEN *et al.*, 2014) la densità degli animali e l'impatto della brucatura diminuivano all'aumentare della distanza dai centri di foraggiamento. Tuttavia l'incidenza sul Pino silvestre, specie prevalente, era sempre elevata. Inoltre l'Abete rosso, di norma non appetito, vicino alle stazioni di alimentazione era fortemente brucato. Medesima alterazione della selettività in funzione dei centri di foraggiamento è stata individuata da VAN BEEST *et al.* (2010a) i quali evidenziano un peggioramento della qualità pabulare

della vegetazione per la riduzione della fertilità dopo un periodo di 10 anni. Anche il già citato lavoro di HEGLAND *et al.* (2013) evidenzia come la presenza di centri di foraggiamento determina un diverso effetto indotto dagli animali sulla diversità specifica.

Una delle maggiori attività capaci di modellare il comportamento degli animali è la caccia. Analizzando il comportamento alimentare del Cervo, mediante una sperimentazione controllata, per valutarne come diversi trattamenti alimentari condizionino la scortecciatura, RAJSKÝ *et al.* (2008) trovano che l'impatto è molto collegabile a fattori di *stress*. Un fattore che raddoppia l'assunzione della corteccia da parte degli animali è la ristrettezza temporale, realizzata per simulare il disturbo di caccia, evidenziando come questa attività modifichi il comportamento alimentare indipendentemente dal tipo di foraggio artificiale fornito (fieno, *pellet* concentrati) (RAJSKÝ *et al.*, 2008).

La caccia può però avere un effetto positivo sulla riduzione dell'impatto degli animali sulla rinnovazione forestale. FICHTNER *et al.* (2011), valutando l'impatto della brucatura in due regimi venatori, uno sportivo o privato gestito esclusivamente dai cacciatori e uno sotto stretto controllo dell'amministrazione forestale, evidenziando l'efficienza del secondo sistema. Lo studio non trova differenze sulla densità della rinnovazione o sulla composizione specifica, ma riscontra un effetto significativo sull'incidenza della brucatura, soprattutto per le latifoglie.

Anche THEUERKAUF e ROUYS (2008) individuano un effetto dell'attività venatoria. In Polonia gli Autori hanno analizzato, lungo un gradiente di protezione e di predazione artificiale e naturale, come i Cervidi modifichino la loro selettività nei confronti dell'*habitat*. I risultati indicano che il Cervo è principalmente influenzato dall'attività venatoria e dalla presenza della gestione forestale attiva. Le densità sono maggiori all'interno della riserva integrale, in assenza di utilizzazioni e di caccia. Il Capriolo invece raggiunge densità maggiori nelle aree fuori dalla riserva, ma è condizionato dalla gestione forestale attiva. I comportamenti distributivi delle specie hanno un leggero cambiamento stagionale. Nel caso del Cervo le aree fuori riserva sono più frequentate in inverno per la ricerca del cibo. Molto interessante è la loro presenza e densità delle specie riguardo alle strade principali. I due Cervidi non mostrano una diminuzione di

densità in queste aree, dove di solito la caccia non è consentita. Gli Autori concludono come le due principali caratteristiche che influenzano le densità degli animali a larga scala sono le utilizzazioni forestali e l'attività venatoria.

La presenza di infrastrutture come le strade può avere un ruolo diverso nell'incidenza dell'impatto. La presenza della rete viaria aumenta l'accessibilità degli animali ai siti (BELOVA, 2013). MONZÓN *et al.*, (2012) osservano però che l'incidenza della sfregatura delle piante diminuisce nelle vicinanze delle strade. Per quanto riguarda la scortecciatura invece NOPP-MAYR *et al.* (2011) trovano una maggiore incidenza del fenomeno nelle vicinanze delle strade fino ai 50 m per poi diminuire drasticamente dopo questa distanza.

Fra le azioni gestionali e antropiche possono rientrare le operazioni di utilizzazione selvicolturale, non tanto per i trattamenti applicati ma per l'attrattività che i lavori forestali possono avere. Avvalendosi dell'uso del radio collare, CUTINI *et al.* (2011), in boschi cedui seguiti sin dalla ceduzione, osservano una maggiore frequentazione da parte del Capriolo. Tale frequentazione è particolarmente attiva durante l'utilizzazione e durante la notte nei primi anni. Questi risultati contraddicono la comune opinione che gli Ungulati rifuggono le superfici dove è in corso un'utilizzazione forestale, ma piuttosto le identificano e con il comportamento notturno riescono a limitare il disturbo antropico.

Un fattore che è noto come capace di modificare l'uso degli ambienti da parte degli animali è il turismo. LOVARI *et al.* (2007), analizzando i movimenti stagionali e le caratteristiche degli *home range* del Cervo sardo, osservano come questa attività più che condizionare l'attività del Cervide ne aumenta l'*home range*.

3.5 CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Lo studio dell'interazione fra Cervidi e bosco, e la valutazione dell'impatto, vede un costante aumento di interesse da parte del mondo scientifico. Tuttavia questo interesse sembra focalizzarsi in determinate aree Europee. La localizzazione degli studi, e la presenza di molteplici informazioni presentate nei contributi, indicano come le elevate conoscenze, sia sugli animali sia sui loro impatti, si sono sviluppate costantemente nel corso degli anni. Queste

conoscenze sono presenti soprattutto per le foreste boreali e continentali. In queste situazioni gli studi si sono concentrati sulle tipologie forestali più rappresentative da un punto di vista distributivo e di interesse economico e gestionale.

I risultati scaturiti da queste indagini sono legati ad ambienti profondamente diversi da quelli mediterranei, sia per le specie animali presenti sia per le caratteristiche della vegetazione. La valutazione di molti parametri, come ad esempio la produttività ambientale, sono prevalentemente condizionate da regimi climatici del tutto diversi. Inoltre, gli effetti provocati sulla vegetazione possono essere positivi o negativi a seconda dell'ambiente analizzato. I caratteri di coevoluzione con gli animali che hanno caratterizzato la vegetazione delle aree mediterranee (ESPELTA *et al.*, 2006; FOCARDI e TINELLI, 2005) non sono riscontrabili nelle aree temperate o boreali. Questo è particolarmente rilevante quando si fanno considerazioni sulle densità degli animali. Come ricordano LOVARI *et al.* (2007) secondo i diversi ambienti e le rispettive capacità portanti, gli effetti di queste specie sono molto diversi così come la definizione delle densità “troppo elevate”. In molti ambienti dell'Europa centrale le densità di questi animali sono considerate preoccupanti per gli impatti quando arrivano a 5 capi/100 ha. Invece, nel loro lavoro, realizzato in Sardegna da LOVARI *et al.* (2007) gli Autori osservano come densità di più di 20 capi ogni 100 ettari non producono effetti negativi sulla vegetazione.

Dall'altro lato la mancanza di studi realizzati in ambito mediterraneo, o presenti in numero minore rispetto ad altre aree ecologiche, pone l'accento sulla non conoscenza dell'azione sinergica di questi animali con i cambiamenti climatici in corso. In questi ambienti dove gli *“impatti consistenti del cambiamento climatico sulla biodiversità delle biocenosi forestali sono ipotizzabili soprattutto nelle zone mediterranee e negli ambienti di alta quota”* (BORGHETTI *et al.*, 2012) questi possono essere favoriti dall'azione dei Cervidi.

Anche alcuni fattori individuati come utili alla mitigazione dell'impatto, quale il rilascio del legno morto, nei nostri ambienti devono essere valutati più specificatamente sia in funzione degli incendi sia in funzione della protezione idrogeologica. Bisogna porre quindi molta attenzione a esportare valutazioni e risultati delle ricerche, pratica molto diffusa in quest'ambito (CARRADORE *et al.*, 2014), agli ambienti mediterranei.

Dall'analisi bibliografica svolta emerge anche l'importanza di avere a disposizione siti sperimentali o situazioni di studio specifiche per poter valutare nel tempo e nella maniera più esatta possibile l'ecologia dell'interazione. A titolo di esempio si ricorda come alcune sperimentazioni realizzate nel Regno Unito (SCOTT *et al.*, 2009; WELCH e SCOTT, 2008, 1998; WELCH *et al.*, 2013) sono tutte frutto di un'attività di monitoraggio trentennale istituita in un sito sperimentale. Queste indagini sono fra le poche a dare indicazioni non speculative sulla riduzione e alterazione della produzione legnosa in funzione dei Cervidi. Alla presenza di siti sperimentali si aggiunge il lungo monitoraggio realizzato in situazioni ambientali uniche, come la *Bialowieża Primeval Forest*, che hanno fornito risultati e indicazioni fondamentali a livello Europeo sull'ecologia dell'interazione fra Cervidi e bosco (JAROSZEWICZ *et al.*, 2013; KUIJPER, 2011; KUIJPER *et al.*, 2013, 2010a, 2010b, 2009).

Per quanto riguarda le metodologie di studio applicate, quella maggiormente utilizzata è la valutazione osservazionale dell'impatto sulla rinnovazione forestale. Questa metodologia è funzionale all'individuazione delle dinamiche successionali e all'individuazione dei fattori ambientali o stazionali che modulano l'impatto. E' molto funzionale alla ricerca delle relazioni fra l'impatto e le densità degli animali a larga scala. Quando però si vogliono valutare gli effetti a cascata indotti dai Cervidi non ci si può esimere dalla realizzazione delle aree di confronto. Molto interessante in questo contesto è l'applicazione della simulazione delle densità animali e del loro impatto. La realizzazione di questa metodologia, prevalentemente in Svezia, ha fornito molteplici risultati e indicazioni: dall'effetto sui cicli biochimici, all'effetto sull'avifauna, microfauna ed entomofauna.

Nonostante la variabilità delle metodologie, delle situazioni ambientali e degli obiettivi, il parametro strutturale più utilizzato per valutare l'impatto è l'altezza delle piante. L'importanza di questo parametro è dovuta alla sua capacità di inglobare contemporaneamente l'impatto passato, la suscettibilità presente e lo sviluppo futuro delle piante. All'utilizzo dell'altezza si aggiunge l'importanza della specie vegetale. E' molto interessante l'utilizzo di questa variabile, oltre che per descrivere i siti e l'evoluzione compositiva, per valutare la selettività degli animali. In molti studi emerge come la conoscenza del gradiente di selettività

possa essere funzionale al monitoraggio dell'impatto. La conoscenza delle "preferenze" alimentari degli animali è basilare per valutare l'effetto sull'ambiente. Per questo carattere, che nella ricerca sta aumentando sempre più di importanza, sono necessarie indagini specifiche negli ambienti e per le diverse specie animali. Infatti, purtroppo non è una scala esportabile in tutte le situazioni poiché i Cervidi hanno un comportamento alimentare sì selettivo, ma molto opportunistico e adattabile alla specifica situazione ambientale.

Dall'analisi bibliografica emerge una grande variabilità per quanto riguarda le metodologie applicate per lo studio integrato della presenza e della densità degli animali e il loro impatto. Molti studi non presentavano quest'indicazione, spesso perché non funzionale in quanto erano realizzati avvalendosi della simulazione dell'impatto. In altri casi il dato deriva da studi scientifici realizzati nella medesima area di studio. Anche qui è importante l'accumulo delle conoscenze realizzato nel tempo. Per quanto riguarda le metodologie applicate direttamente per stimare le densità degli animali, le più importanti, come frequenza, sono quelle inerenti il conteggio delle pillole fecali (*FSC* o *FAR*). Entrambe le metodologie richiedono, per la loro attuazione, più o meno speditiva, la conoscenza del tempo di decadimento e di defecazione delle diverse specie. Questi parametri sono largamente condizionati dalle condizioni ambientali e stazionali. Molte altre metodologie rispecchiano quelle che sono le più applicate e conosciute nei vari Paesi (MORELLET *et al.*, 2011). Metodo molto applicato e trasversale ai Paesi analizzati è l'utilizzo del numero di capi abbattuti provenienti dall'attività venatoria. Questa informazione, seppur con i limiti conosciuti (MORELLET *et al.*, 2011), è probabilmente l'unico dato che consente di stimare la vera densità minima presente in un ambiente. Inoltre, poiché spesso l'attività venatoria è realizzata in distretti o aree amministrative che hanno una scala spaziale nota, il numero di capi abbattuti è il dato più collegabile all'impatto rispetto alla densità assoluta degli animali.

La brucatura è l'impatto più studiato con una elevata variabilità nei metodi di rilievo. Sebbene codificata nella sua definizione (GILL, 1992a) e nei suoi principali caratteri di selettività nei confronti delle specie, dello stadio evolutivo e della struttura verticale delle piante (CARRADORE *et al.*, 2014), non c'è un metodo univoco nel metodo di rilievo. Molto più codificata nei suoi caratteri fondamentali

è la rilevazione della scortecciatura in quanto, forse, è un impatto più quantitativo e con un'entità valutabile nell'immediato e persistente nel tempo.

Per quanto riguarda l'individuazione delle relazioni fra le densità animali e l'impatto sul bosco, sono stati trovati molti esempi. Prevalentemente sono relazioni specie-specifiche. La "linearità" della relazione è stata osservata quando sono valutate situazioni in cui si ha la presenza di un'unica specie, prevalentemente il Capriolo. Altre relazioni specie-specifiche evidenziano la presenza di tale relazione ma non riscontrano la sua linearità. In alcuni casi, utilizzando indicatori simili in aree diverse, non si giunge allo stesso risultato. Come suggeriscono CHEVRIER *et al.* (2012) la relazione fra le densità e l'impatto è una relazione ecosistemicamente dipendente da molteplici fattori e i suoi risultati al variare di questi fattori non sono più veritieri. Secondo TANENTZAP *et al.* (2013) la semplice relazione fra la densità degli animali e gli impatti è problematica perché spesso ignora che gli effetti sulle comunità vegetali sono non lineari e che la densità degli animali valutata come numero quantitativo non ha molto senso.

Le considerazioni finali che questa attività di ricerca bibliografica ha prodotto sono le seguenti. Emerge la necessità di aumentare le conoscenze dell'interazione fra Cervidi e sistemi forestali in ambito mediterraneo. Queste conoscenze devono essere realizzate sia per quanto riguarda la selettività alimentare degli animali sia avviando sperimentazioni di lungo periodo per conoscere la vera entità dell'impatto prodotto. Può essere funzionale alla ricerca esaminare situazioni in cui i fattori storico-sociali hanno portato alla presenza di determinate consistenze e sovrapposizioni di specie. Potrebbero essere molto importanti studi realizzati in ambienti dove le densità e le specie animali sono conosciute, come nel caso delle Aziende Faunistico Venatorie e Aziende Agrituristiche Venatorie. E' fondamentale poi proseguire studi realizzati in diverse forme di governo e nelle diverse tipologie forestali. Questo anche perché la ricerca a livello Europeo ha evidenziato la presenza di fattori funzionali alla modulazione dell'impatto attraverso la selvicoltura, come la densità e la composizione specifica. Per quanto riguarda le popolazioni animali bisogna ricercare metodologie e dati il più possibile legati alla scala della gestione forestale e non avere timore a utilizzare dati provenienti dall'attività venatoria.

4 ANALISI DELL'IMPATTO DEI CERVIDI SUI SISTEMI FORESTALI: TRE CASI DI STUDIO

L'analisi ha valutato l'impatto dei Cervidi sulla rinnovazione forestale presente in soprassuoli trattati con tre diverse forme di gestione. Le tre forme gestionali analizzate rivestono notevole importanza per la produzione legnosa, per la conservazione della biodiversità e per la conservazione di paesaggi storici e culturali. In ciascun caso esaminato la presenza e la persistenza delle popolazioni di Cervidi possono indurre cambiamenti sull'accrescimento, sulla struttura e sulla composizione dei soprassuoli forestali. Come esposto nei Capitoli precedenti, questi cambiamenti possono alterare e compromettere lo sviluppo della rinnovazione forestale in qualsiasi forma selvicolturale e gestionale, rendendo vane le attività colturali, assestamentali e di pianificazione (CAUDULLO *et al.*, 2003; MOTTA, 2003).

L'impatto che i Cervidi possono arrecare allo sviluppo e alla perpetuazione del bosco dipende anche da fattori selvicolturali, amministrativi e storici. Secondo la scuola austriaca (REIMOSER e GOSSOW, 1996; REIMOSER e PUTMAN, 2011; REIMOSER, 2003; REIMOSER *et al.*, 1999) l'impatto dei Cervidi sul sistema forestale e la reazione del sistema agli impatti dipendono da: *a*) il tipo di disturbo, ossia la natura, l'intensità, la severità e la durata dell'impatto a cui il sistema è sottoposto; *b*) la capacità di reazione del sistema data dal suolo e dalle piante. La capacità di reazione del sistema forestale, o resilienza, è influenzata a sua volta dallo stato iniziale in cui si trovano le piante al momento dell'impatto ed è condizionato dalla fertilità del suolo, dalle condizioni di germinabilità, dalla densità delle piante, dalla composizione specifica, dall'attrattività, dalla predisposizione a essere brucate e dalla capacità di reazione delle piante stesse in seguito alla brucatura. La situazione iniziale, e così la predisposizione all'impatto, è data dal tipo di assetto e di gestione territoriale. L'azione antropica, con le modifiche che apporta all'ecosistema, a esempio mediante la gestione forestale, fornisce gli *input* per il cambiamento degli effetti che l'impatto può avere sia sugli ecosistemi naturali sia su quelli modificati dall'uomo. La severità dell'impatto sui sistemi forestali è quindi correlabile alla predisposizione del bosco ad essere danneggiato. Tale predisposizione è subordinata alla forma di governo e al

trattamento applicato. A volte quindi il danno è una conseguenza della selvicoltura (REIMOSER e GOSSOW, 1996; REIMOSER e PUTMAN, 2011).

Alle caratteristiche indotte dalla selvicoltura sulla predisposizione del bosco all'impatto, si aggiunge la storia gestionale e demografica delle popolazioni animali. Se è vero che vi sono casi in cui a elevate condizioni di predisposizione del bosco all'impatto è anche vero che "basse densità" di animali possono generare il "danno" (REIMOSER e GOSSOW, 1996). Inoltre, vi possono essere ambienti caratterizzati da una sovrabbondanza delle popolazioni animali protratta nel tempo (CÔTÉ *et al.*, 2004). Quest'ultimo caso è tipico delle Aree protette, dove le specie animali si concentrano in determinati periodi dell'anno e in cui hanno stabilito areali e home range ormai consolidati nella memoria della popolazione animale.

Come citato nel Capitolo 1 la sovrabbondanza dei Cervidi è un fenomeno diffuso nel nostro Paese e soprattutto in Toscana. Questa Regione ha una lunga tradizione forestale e a partire dal secondo dopo guerra sono state eseguite in Toscana introduzioni e reintroduzioni di specie animali all'interno delle Aree protette (APOLLONIO *et al.*, 2010b; CARNEVALI *et al.*, 2007; CASANOVA *et al.*, 1982; MATTIOLI *et al.*, 2001; NICOLOSO *et al.*, 2007; VADI, 2013). I dibattiti inerenti la gestione integrata delle risorse animali e forestali evidenziano difficoltà sul piano attuativo e operativo (CIANCIO e NOCENTINI, 2009a). Inoltre, *"sono esemplari della difficoltà di pervenire a una definizione di gestione forestale sostenibile realmente condivisa dai molteplici attori coinvolti"* (CIANCIO e NOCENTINI, 2009a).

In questo lavoro sono state esaminate tre tipologie forestali e colturali che presentano contemporaneamente: *a)* un'elevata predisposizione all'impatto per le caratteristiche selvicolturali e/o compositive, *b)* una sovrabbondanza dei Cervidi di origine storica e amministrativa, *c)* un notevole interesse economico e/o conservativo.

Il fine ultimo dei lavori di seguito esposti è caratterizzare la situazione attuale e valutare se è possibile raggiungere gli obiettivi attraverso il mantenimento degli attuali indirizzi di gestione sia forestale sia delle popolazioni animali.

4.1 BOSCO CEDUO

4.1.1 Premessa

La “questione ceduo e Cervidi” sta assumendo sempre di più aspetti drammatici e di difficile previsione. La gravità dell’impatto prodotto dai Cervidi sullo sviluppo della rinnovazione agamica è ormai ben nota e tale da mettere in dubbio le caratteristiche essenziali del bosco ceduo: la sicurezza della rinnovazione, la facilità di gestione e la sicurezza di una produzione nel breve periodo (CIANCIO e NOCENTINI, 2004).

Le sperimentazioni svolte fino ad oggi hanno evidenziato come sia facilmente ipotizzabile che nel lungo periodo gli effetti possano essere importanti sullo sviluppo della rinnovazione agamica, con ripercussioni sia a livello produttivo sia per la stabilità e la resilienza del bosco ceduo (BIANCHI *et al.*, 2014; CARRADORE *et al.*, 2014; CUTINI *et al.*, 2011, 2009, 2007; GENGHINI *et al.*, 2011; GIOVANNINI, 2010, 1991; GIOVANNINI *et al.*, 2003).

Gli effetti indotti sulla rinnovazione agamica sono sempre i medesimi con i quali i Cervidi possono alterare la struttura, la dinamica successionale e la composizione dei boschi (CARRADORE *et al.*, 2014; GILL, 1992). La brucatura ripetuta sull’apice vegetativo dei polloni ne riduce lo sviluppo in altezza, prolungandone il periodo di suscettibilità all’impatto fino a quando i polloni non raggiungono altezze non più accessibili per gli animali. Il costante utilizzo delle piante può indurle ad assumere forme contorte e cespugliose come strategia di difesa per preservare la poca fitomassa presente (ESPELTA *et al.*, 2006). La riduzione dell’apparato fotosintetizzante può comportare l’esaurimento delle riserve immagazzinate nell’apparato radicale, soprattutto nelle Querce, limitando le capacità di risposta e di recupero del sistema forestale (DREXHAGE e COLIN, 2003). La ripetizione dell’impatto sulla ceppaia può favorirne la mortalità (CARRADORE *et al.*, 2014; GIOVANNINI, 2010). La conformazione di una fisionomia arbustiva nei primi anni di sviluppo può essere prolungata dal parallelo sviluppo della componente arbustiva. Nelle situazioni più impattate le specie arbustive, soprattutto se non appetibili o dotate di strategie di difese chimiche o fisiche, possono istaurare fenomeni di competizione con le specie arboree e spesso predominare su di esse (AUGUSTINE e MCNAUGHTON, 1998; CARRADORE *et al.*, 2014). La fisionomia arbustiva, oltre che ad allungare i tempi necessari alle specie

arboree per insediarsi nel piano superiore, può contribuire alla mortalità delle ceppaie, soprattutto delle specie eliofile.

Queste situazioni ambientali, dotate di un'elevata copertura nei primi strati della vegetazione, possono favorire la persistenza degli animali. La presenza contemporanea di risorse pabulari e di copertura (sia termica sia di sicurezza), determina la creazione di condizioni ottimali per i Cervidi. Inoltre, divengono ambienti molto attrattivi poiché spesso collocati in aree dove la presenza degli stimoli alimentari e non alimentari sono molto bassi, accentuandone il contrasto e appunto l'attrattività (PARTL *et al.*, 2002; REIMOSER e GOSSOW, 1996). Da un certo punto di vista i boschi cedui sono situazioni ambientali ottimali nelle quali i Cervidi possono indurre *feedback* positivi per migliorare il loro ambiente (KUIJPER *et al.*, 2010b). Nel tempo si possono formare associazioni recalcitranti, composte da specie con una forte capacità di persistenza e diffusione nell'ambiente, limitando spesso la possibilità di attuare operazioni di ripristino delle condizioni iniziali (TANENTZAP *et al.*, 2012a).

Oltre agli effetti indotti sulla comunità vegetale a livello complessivo, con una stasi dello sviluppo, una riduzione della densità delle specie arboree, un rafforzamento delle relazioni di competizione fra le piante, e una graduale riduzione della fertilità, vi possono essere effetti anche a livello individuale. A livello di ceppaia, o meglio dei polloni presenti sulla stessa ceppaia, l'azione della brucatura può alterarne i rapporti sociali e di dominanza. Infatti, oltre che ridurre la numerosità, l'azione di brucatura può essere a carico dei polloni più vigorosi, che in assenza di impatto diventerebbero i polloni dominanti delle ceppaie. L'azione della brucatura tende a favorire non tanto i polloni più vigorosi, ma quelli meno impattati, che non sempre corrispondono ai più vigorosi (CARRADORE *et al.*, 2014; GENGHINI *et al.*, 2011; GIOVANNINI, 2010).

Ovviamente gli impatti dei Cervidi sui boschi cedui non si esauriscono con la brucatura, anche se è l'impatto più diffuso e pericoloso. Altri impatti come la scortecciatura e la sfregatura possono contribuire a compromettere soprattutto la stabilità dei boschi cedui. La scortecciatura è un impatto con il quale i Cervidi possono condizionare i boschi cedui non solo nei primi anni, ma in tutte le fasi di sviluppo (CARRADORE *et al.*, 2014). Questo impatto ha un'ampia scala temporale di incidenza, anche se molto selettivo in funzione delle specie forestali e delle

dimensioni delle piante (VOSPERNIK, 2006). La sfregatura, invece, al pari della brucatura è più legata alle prime fasi di sviluppo anche se è meno frequente, poiché connessa al comportamento territoriale, fisiologico e riproduttivo e non a quello alimentare. Gli effetti di questo impatto sono però perlopiù letali per le piante colpite (CARRADORE *et al.*, 2014).

Anche se sono note le principali criticità che si verificano nei soprassuoli cedui in presenza di elevate consistenze animali sono poche le esperienze che hanno monitorato tali criticità sull'intero ciclo produttivo di un ceduo sottoposto ad impatto nelle prime fasi di sviluppo. GIOVANNINI, analizzando aree realizzate in cedui composti da specie mediterranee (Leccio, Corbezzolo, Orniello) nel Parco della Regionale della Maremma con il metodo del confronto (GIOVANNINI, 1991), al 2012 osserva come unico effetto la riduzione della densità di polloni fra le aree impattate e non (GIOVANNINI, 2012 *com. pers.*). L'Autore ricorda però come questa valutazione non sia molto attendibile poiché nel corso del periodo considerato si è verificata una forte riduzione numerica degli animali (Daino e Capriolo). Inoltre, secondo FOCARDI e TINELLI (2005) non sono molto note le interazioni fra gli animali selvatici e la vegetazione mediterranea, dotata di notevoli capacità di compensazione e reazione all'impatto.

Dunque un aspetto ancora poco conosciuto è l'effetto della pressione degli animali sulla capacità di recupero nel lungo periodo delle specie forestali quando si rigenerano per via agamica. Questo aspetto è fondamentale per valutare l'impatto sui sistemi forestali (REIMOSER e PUTMAN, 2011) e nel caso del ceduo è importante considerare la presenza di “*alberi originati dalle ceppaie per rinnovazione agamica*” (CIANCIO e NOCENTINI, 2004) in quanto può essere considerato il meccanismo principale con cui le specie arboree rispondono all'azione degli erbivori (TANENTZAP *et al.*, 2012b). La fisionomia assunta dai polloni è ideale per l'alimentazione degli animali, poiché in un unico luogo e su un'unica pianta trovano elevate quantità di cibo (RENAUD *et al.*, 2003). Si deve anche ricordare che i cedui sono stati storicamente utilizzati sin dai tempi dei romani, e in alcuni Paesi lo sono ancora (PAPACHRISTOU e PLATIS, 2011), per l'alimentazione del bestiame domestico soprattutto durante le stagioni calde (CIANCIO e NOCENTINI, 2004). Capire se questo processo storico e adattativo delle specie vegetali all'alimentazione può in qualche modo aver condizionato le

strategie di risposta e di adattamento delle specie forestali all'azione degli erbivori mammiferi non è semplice. Sicuramente l'azione degli animali domestici è diversa dall'azione selettiva operata degli animali selvatici (BENGTSSON *et al.*, 2000). Tuttavia, l'insieme di questi fattori può far attribuire, a livello generale, una maggiore resilienza del bosco ceduo nei confronti dell'azione dei Cervidi (MOTTA *et al.*, 2014).

Secondo JOYS *et al.* (2004) la mancanza, o la scarsità, di informazioni di lungo periodo è dovuta anche al diverso sviluppo storico ed evolutivo delle popolazioni di animali che ha coinciso con il ritorno dell'interesse di alcuni trattamenti selvicolturali come il ceduo. I boschi governati a ceduo sono particolarmente legati alle necessità economico, sociali e storiche della società umana e “*permanentemente in bilico fra espansione e abbandono*” (NOCENTINI, 2014). Forma di governo presente fin dall'antichità nell'area mediterranea, il bosco ceduo ha subito una forte contrazione e una successiva riscoperta del suo utilizzo negli ultimi decenni. Arrivando a coprire l'84% del fabbisogno energetico con la produzione di legna da ardere nel Nostro Paese, durante il XIX secolo (CIANCIO e NOCENTINI, 2004) l'utilizzo del ceduo si è ridotto con il progressivo spopolamento delle aree rurali e montane a partire dal secondo dopoguerra (CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003). Al suo abbandono, corrisponde temporalmente l'aumento storico delle popolazioni animali (APOLLONIO *et al.*, 2010b), spesso proprio favorito anche dall'invecchiamento delle piante che hanno aumentato, con la loro fruttificazione, l'offerta pabulare disponibile (CARRADORE *et al.*, 2014; CASANOVA e SORBETTI GUERRI, 2003). L'aumento negli ultimi anni sia dei prezzi dei carburanti fossili sia dell'interesse per la produzione di biomasse come fonte energetica alternativa, hanno fatto recuperare al bosco ceduo il suo valore storico sociale. Secondo l'ISPRA (2008) fra il 1948 e il 2006 la superficie dei boschi cedui semplici è aumentata del 23.6%, mentre la superficie del ceduo composto è diminuita di circa il 31.5%. Il ritorno all'attuazione di questa forma di governo lo porta, secondo le stime dell'INFC (2005) a ricoprire il 58% della superficie forestale italiana (BOTTALICO *et al.*, 2014a).

In questa situazione di profondo cambiamento da un punto di vista economico, gestionale e sociale e in presenza di un aumento dei popolamenti selvatici i ricercatori hanno avviato le prime sperimentazioni sullo studio

dell'impatto dei Cervidi sul sistema ceduo. Queste ricerche hanno un interesse prevalentemente Nazionale e sono localizzate soprattutto nell'area Appenninica. Le indagini realizzate in altri Paesi si concentrano soprattutto nel Regno Unito, dove il bosco ceduo ha un grande valore dal punto di vista conservazionistico per la biodiversità ad esso legata, piuttosto che un interesse produttivistico (JOYS *et al.*, 2004). Nelle Isole Britanniche sono stati svolti vari studi. In un primo momento per osservare l'impatto dei Cervidi sulla rinnovazione agamica (KAY, 1993; PUTMAN, 1994), per valutare l'efficienza delle recinzioni elettrificate per mitigare l'impatto (COOKE e LAKHANI, 1996) e per analizzare lo sviluppo della copertura arborea e arbustiva e come queste variavano nel tempo fra diverse tipologie gestionali in funzione dei Cervidi (JOYS *et al.*, 2004). Gli studi più recenti, realizzati all'interno di boschi cedui, sono volti prevalentemente allo studio della modificazione dell'*habitat* dell'avifauna, valutando quindi l'effetto a cascata dei Cervidi (FULLER e ROTHERY, 2013; HOLT *et al.*, 2014, 2010).

A livello Italiano le indagini all'interno dei boschi cedui sono state realizzate, come già detto, principalmente lungo l'arco appenninico. Il primo studio italiano sull'indagine dell'impatto dei Cervidi sulla rinnovazione agamica è quello svolto da BORGHETTI e PIUSSI (1982) per valutare l'impatto del Capriolo sui polloni di ceppaie di Rovere e Cerro, all'interno di un ceduo composto. Mediante l'esclusione di alcune piante dalla brucatura con recinzioni individuali gli Autori hanno comparato le altezze dei polloni e la presenza di impatti sulle ceppaie protette e non protette. I risultati indicano un notevole impatto sulle specie quercine con effetti sull'accrescimento futuro dei polloni, secondo gli Autori, di difficile quantificazione. Nel Parco Regionale della Maremma GIOVANNINI (1991) e GIOVANNINI *et al.* (2003) hanno avviato due sperimentazioni in boschi cedui composti da specie mediterranee soggette all'impatto del Daino e del Capriolo. Nel primo studio (GIOVANNINI, 1991), mediante il confronto fra un'area recintata e una priva di recinzione, l'Autore rileva una preferenza alimentare a carico di alcune specie (Orniello, Fillirea, Corbezzolo e Leccio) rispetto ad altre con alto contenuto di sostanze aromatiche come il Lentisco e il Mirto. Inoltre, l'Autore evidenzia come gli effetti della brucatura si ripercuotono sullo sviluppo in altezza dei polloni e che la severità dell'impatto può indurre una stasi vegetativa sullo sviluppo con un cambiamento

nell'aspetto fisionomico della ceppaia, soprattutto nelle specie più appetite. Nel secondo studio GIOVANNINI *et al.* (2003) evidenziano come l'intensità dell'impatto dei Cervidi possa essere influenzato dalla superficie della tagliata e dalla posizione dalla ceppaia all'interno dell'area percorsa dal taglio. I risultati scaturiti fanno ipotizzare che la severità dell'impatto tende a diminuire con l'aumento della superficie utilizzata e che l'impatto sia maggiore sulle piante poste al margine della tagliata rispetto a quelle presenti al centro. Gli Autori osservano che il rilascio della ramaglia sul terreno possa svolgere un effetto positivo sulla protezione dei polloni dalla brucatura. CASANOVA *et al.* (2005b) hanno analizzato l'impatto e la selettività del Capriolo in alcune tagliate nei primi anni di sviluppo collocate in un'area posta nel versante romagnolo dell'Appennino settentrionale. Gli Autori hanno osservato una selettività del Cervide nei confronti delle specie quercine presenti (Roverella e Cerro) e nei confronti del Castagno mentre non state impattate specie come il Carpino nero il Sorbo degli uccellatori e l'Orniello. L'incidenza dell'impatto è risultata molto variabile fra le tagliate analizzate. Questa variabilità, secondo gli Autori, è imputabile alla presenza o assenza di nuclei di Capriolo con un maschio dominante. Osservano inoltre che la presenza di utilizzazioni cedue contigue o poste nelle vicinanze di quelle esaminate contribuisce alla diminuzione della pressione della brucatura che invece ha una maggiore incidenza sulle piante che si accrescono al margine delle utilizzazioni. Nella Comunità Montana delle Colline Metallifere CANTIANI *et al.* (2006), in cedui a prevalenza di Cerro, stimano l'impatto della brucatura sulla rinnovazione agamica per i primi cinque anni successivi al taglio dovuto al Capriolo. Rilevano una forte selettività nei confronti del Cerro rispetto alle altre specie presenti. Gli Autori evidenziano come la brucatura dei getti sui polloni abbia *“influito direttamente sulla sopravvivenza e sullo sviluppo delle ceppaie negli anni successivi”* al taglio. Hanno rilevato che l'86% delle ceppaie di Cerro soggette a brucatura nella prima stagione vegetativa non è sopravvissuto allo sviluppo successivo. Agli studi esposti si aggiungono le sperimentazioni avviate all'interno della Comunità Montana del Casentino da CUTINI e collaboratori (2007, 2009, 2011) volte a valutare gli effetti della brucatura da parte del Capriolo sui polloni in cedui di Cerro e Castagno. Attraverso il metodo del confronto è stato monitorato lo sviluppo dei polloni nei primi quattro anni di sviluppo (CUTINI *et al.*, 2007; CUTINI *et al.*, 2011) e a sette

anni dall'utilizzazione (CUTINI *et al.*, 2009). Lo studio ha quantificato l'incidenza della brucatura, le variazioni del numero di polloni, di area basimetrica, di altezza media e di volume, imputabili alla brucatura. Gli Autori hanno osservato che la frequenza e la severità della brucatura diminuiscono con il passare degli anni, ma con modalità diverse per le specie forestali. Nel Castagno al terzo anno la brucatura sui polloni è minima, a differenza di quanto osservato per il Cerro dove la frequenza e la severità della brucatura sui polloni, anche se è diminuita nel corso degli anni, risulta sempre molto elevata. Gli effetti registrati sono specie specifici. Il Castagno, seppur brucato nei primi anni, non mostra riduzioni significative di area basimetrica e di volume. Il Cerro, invece, presenta diminuzioni significative nell'altezza media, nel diametro e nel volume fra le aree di confronto. Le differenze di accrescimento per questa specie sembrano “*consolidarsi e addirittura accrescersi nel tempo*” (CUTINI *et al.*, 2007), arrivando a sette anni dall'utilizzazione ad avere perdite di accrescimento in area basimetrica e di volume del 50% a causa della brucatura (CUTINI *et al.*, 2009). BIANCHI *et al.* (2014) osservano l'impatto sulla rinnovazione agamica di cedui di misti o a prevalenza di Cerro, Castagno, Faggio e altre latifoglie in un'area dell'Appennino settentrionale dove al Capriolo si aggiunge il Cervo con densità stimate di 10 capi/100 ha. Osservano che l'impatto della brucatura interessa severamente il 90% delle ceppaie presenti. Anche in questo caso rilevano una selettività degli animali nei confronti del Cerro a cui segue il Carpino nero e il Castagno. L'Orniello è la specie meno danneggiata. Sottolineano un forte effetto sullo sviluppo dei polloni di Cerro, il quale sembra ridursi sensibilmente all'aumentare dell'età. Per quanto riguarda la superficie delle utilizzazioni, gli Autori trovano che l'incidenza dell'impatto sia minore nelle tagliate con superfici maggiori, ma non osservano differenze significative.

A questi studi si devono aggiungere le ricerche avviate in Sardegna sul Cervo sardo (CASULA *et al.*, 2014) e nell'Appennino ligure dove è presente il Capriolo (MOTTA *et al.*, 2014), i cui risultati sono stati esposti ad Arezzo nel mese di maggio 2014 durante il Convegno Nazionale “*Selvicoltura e Ungulati selvatici: una convivenza possibile?*”. Nello studio svolto in Sardegna, CASULA *et al.* (2014) osservano che il Cervo sardo si aggrega nelle aree ceduate e trovano anche qui una selettività nei confronti delle specie. La selettività è spiccata per quanto

riguarda la Fillirea e il Leccio, mentre l'Erica, il Corbezzolo e il Cisto sono evitati. Indicano inoltre nella presenza di rifugi biotici costituiti da specie non selezionate una riduzione della brucatura sulle specie appetibili. MOTTA *et al.* (2014) hanno presentato i risultati di una ricerca realizzata mediante l'istituzione di aree di confronto su cedui di Castagno e cedui misti di Roverella ed Orniello monitorati per 6 anni dall'utilizzazione. Essi osservano principalmente una riduzione del numero di polloni sulle ceppaie e sullo sviluppo delle altezze dei polloni, anche se questi cambiamenti non sono stati riscontrati in tutte le aree. Questi Autori osservano comunque che i Cervidi tendono a preferire i nuovi ricacci rispetto ai polloni già ripetutamente brucati e che il ritardo della copertura al suolo da parte delle chiome, permette l'ingresso di specie pioniere come il Pino silvestre, la Betulla, il Salicome e a livello arbustivo rovi ed ericacee.

In generale, negli studi esaminati è stata evidenziata una differente suscettibilità delle specie forestali che si ripercuote sullo sviluppo e sulla vitalità delle piante. La severità dell'impatto osservato, e i cambiamenti registrati, fanno ipotizzare la necessità di un prolungamento del turno dei boschi cedui e sorgere molta preoccupazione per quanto riguarda la capacità di queste formazioni di fornire nel tempo un'adeguata copertura al suolo.

Tuttavia le indagini svolte fino ad oggi, come già esposto, hanno interessato la fase maggiormente vulnerabile all'impatto della brucatura, ossia i primi anni di sviluppo in seguito al taglio e in situazioni ambientali dove è presente solo o prevalentemente il Capriolo (BORGHETTI e PIUSSI, 1982; CANTIANI *et al.*, 2006; CASANOVA *et al.*, 2005b; CUTINI *et al.*, 2011, 2009, 2007; MOTTA *et al.*, 2014). Meno analizzate sono le situazioni ambientali in cui si ha la sovrapposizione di diverse specie di Cervidi (GIOVANNINI, 1991; GIOVANNINI *et al.*, 2003), o dove si ha la presenza di specie animali di maggiori dimensioni e di diverso comportamento come il Cervo (BIANCHI *et al.*, 2014; CASULA *et al.*, 2014). A differenza del Capriolo, la presenza del Cervo può provocare, oltre che un impatto maggiore nei primi anni di sviluppo del ceduo, per la sua mole e per il comportamento gregario, un prolungamento della suscettibilità dell'impatto dei boschi cedui. Il prolungamento della vulnerabilità è sia dovuto alla maggiore incidenza della brucatura, che come evidenziano BIANCHI *et al.* (2014) sembra aumentare con la presenza del Cervo e all'aumentare dell'età, sia interessare con

lo scortecciamento soprassuoli di età di solito non analizzate. In funzione di quest'ultimo impatto non siamo a conoscenza di lavori specifici volti a indagarne la diffusione e l'incidenza della scortecciatura sui boschi cedui.

Negli studi citati, ad eccezione dei lavori di CUTINI *et al.* (2011) e CASULA *et al.* (2014), le indicazioni delle densità o consistenze numeriche dei Cervidi derivano da fonti bibliografiche. I risultati sono quindi perlopiù associati a un'indicazione numerica e non è valutato l'impatto, o gli effetti da esso derivanti, al variare delle densità degli animali. Inoltre, seppur conosciuto l'impatto arrecato dal Capriolo, sono ancora poche le osservazioni e le indagini riguardanti il Cervo all'interno dei boschi cedui. A questo si aggiunge la non conoscenza della proporzionalità dell'impatto in funzione delle diverse specie.

In questo contesto, il presente studio vuole cercare di contribuire a colmare tali lacune. In particolare, con questo lavoro si vuole quantificare l'impatto dei Cervidi sui boschi cedui di Castagno e nei cedui misti a prevalenza di specie quercine e esaminare i seguenti aspetti:

a) se e come diverse densità e sovrapposizioni di specie di Cervidi (Cervo e Capriolo) condizionano la presenza, la frequenza e la severità dell'impatto sulla rinnovazione agamica;

b) se e come diverse densità e sovrapposizioni di specie influiscono nello sviluppo della rinnovazione agamica impattata in confronto con lo sviluppo "normale";

c) se la variabilità dello sviluppo della rinnovazione agamica è influenzata dalla densità degli animali e quale indicatore di densità o di abbondanza delle popolazioni animali può essere applicato nella valutazione dell'impatto sulla rinnovazione agamica.

4.1.2 Materiali e metodi

4.1.2.1 Aree sperimentali

Al fine di rispondere agli obiettivi preposti sono state selezionate e investigate aree di studio che rispondessero alle seguenti condizioni: *a)* la sicura presenza o assenza del Cervo; *b)* disponibilità di dati sulle densità rilevate con le stesse metodologie di stima ritenute comparabili e affidabili. Queste condizioni

sono state verificate grazie alle informazioni fornite da ORLANDI *et al.* (2014) reperite nel corso del Progetto di Ricerca GEFORUS (*Gestione forestale sostenibile e Ungulati selvatici*), di cui sia il lavoro citato che questo sono parti integranti.

In funzione di queste indicazioni sono state selezionate tre aree di studio in cui erano presenti le Tipologie forestali oggetto di indagine. In funzione delle informazioni fornite sulle popolazioni animali la scelta delle aree di studio in funzione delle Tipologie forestali è proseguita avvalendosi di diversi strati informativi. Tra questi si ricordano in particolare il *database* ARTEA della Regione Toscana, inerente le dichiarazioni e le autorizzazioni di taglio per il periodo 2004-2010 e la serie storica di ortofoto digitali disponibile sul Portale Geoscopio della Regione Toscana. Sulla base di questi strati informativi e di una serie di verifiche a terra sono state individuate le aree di studio idonee per effettuare la sperimentazione.

Complessivamente sono state identificate tre aree di studio (Tab. 23 e Fig. 16). Nella prima area si ha la presenza documentata del Cervo e del Capriolo e la contemporanea presenza sia di cedui di Castagno sia di cedui misti di specie quercine. Nelle altre due aree, in cui è presente solo il Capriolo con densità simili, in una vi sono solo cedui di Castagno, nell'altra cedui misti a prevalenza di specie quercine.

Tabella 23 - Corrispondenza delle condizioni ricercate fra le specie animali e la tipologia forestale.

Area	Specie animale	Tipologia forestale	Ambito Territoriale di Caccia	Comuni
1	Cervo e Capriolo	Cedui di Castagno Cedui misti a prevalenza di specie quercine	ATC PT 16	Pistoia e Montale (PT)
2	Capriolo	Cedui di Castagno	ATC PT 16	Pescia e Marliana (PT)
3	Capriolo	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	ATC FI 5	Montaione e Gambassi Terme (FI)

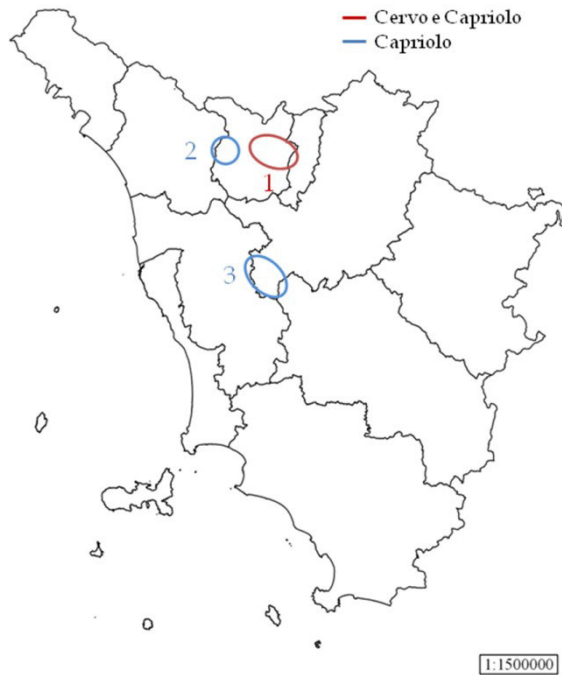


Figura 16 - Localizzazione delle aree sperimentali.

4.1.2.1.1 Caratteri morfologici, climatici e vegetazionali

L'indagine è stata svolta in un'area pedemontana dell'Appennino Settentrionale in Provincia di Pistoia e in un'area collinare in Provincia di Firenze. La prima area di studio è situata nei Comuni di Pistoia e Montale. La seconda area, selezionata per i cedui di Castagno in assenza del Cervo, si trova nei Comuni di Pescia e Marliana. La terza area, utilizzata per analizzare i cedui misti a prevalenza di specie quercine in assenza di Cervo è ubicata nei Comuni di Gambassi Terme e Montaione. La prima e la seconda area analizzata sono poste in una zona che riscopre un gradiente altitudinale che va dai 350 ai 1100 metri s.l.m. La terza area di studio è collocata invece in una zona prevalentemente collinare con quote che vanno dai 100 ai 400 m s.l.m.

Nella prima e nella seconda area sperimentale il substrato geologico è costituito da arenarie che determinano la presenza di suoli a carattere acido con una profondità media a tessitura prevalentemente sabbiosa. L'esposizione dell'area è prevalentemente meridionale e la morfologia restituisce versanti in cui sono presenti valli e impluvi sub-paralleli. E' caratterizzata da versanti pendenti e molto scoscesi, soggetti a erosione idrica. La terza area di studio è posta in un sito con un substrato geologico eterogeneo costituito principalmente da alternanze di

arenarie calcaree, calcari marnosi e marne. I suoli sono mediamente profondi, con carattere alcalino e tessitura limosa. La rocciosità e la pietrosità sono superficiali. La morfologia è caratterizzata da versanti lineari, con pendenze che vanno da moderate a scoscese. Il territorio è soggetto a fenomeni di erosione (VINCI e GARDIN, 2002).

Nell'area pedemontana il regime climatico ha caratteri continentali, caratterizzato da un clima temperato freddo con forti escursioni termiche sia annuali sia giornaliere. La temperatura media annua in queste aree è di 10-12 °C, quella di gennaio è di circa 4-6 °C, mentre quella di luglio è mediamente inferiore ai 20°C. Le precipitazioni medie annue vanno dai 1051 ai 1450 mm distribuite in 101-120 giorni. I gradi giorno¹ nelle aree sono di 1700-1799 GG. Per quanto riguarda le precipitazioni nevose, l'area investigata è interessata mediamente da 20 a 100 cm di neve, a seconda dell'altitudine, che persiste dai 10 ai 50 giorni l'anno. Nell'area collinare in Provincia di Firenze le temperature medie annue sono di 12-14 °C, quelle di gennaio di 4-6°C mentre quella di Luglio è di 22-24°C. Le precipitazioni medie annue sono di 650-850 mm, distribuite mediamente in 80-100 giorni durante l'anno. I gradi giorno nelle aree esaminate sono di 2300-2400 GG . In quest'area la durata media del manto nevoso è meno di 10 giorni con precipitazioni medie massime di 5 cm (www.sir.toscana.it).

L'ampio gradiente altitudinale dell'area pedemontana della Provincia di Pistoia determina la presenza di un gradiente vegetazionale. L'altitudine, il clima e la vegetazione presente possono far ricadere l'area di studio nelle zone fitoclimatiche del *Fagetum* e del *Catanetum* nel caso dell'area montana. L'area collinare è ascrivibile invece alla zona del *Lauretum*. Nell'area montana alle quote maggiori domina il Faggio (*Fagus sylvatica*) e conifere come l'Abete bianco (*Abies alba*) e l'Abete rosso (*Picea abies*), derivanti prevalentemente da impianti di origine artificiale. Alle quote inferiori predomina il Castagno, diffuso storicamente nell'area per la produzione del carbone e per la coltivazione del frutto. A queste specie arboree principali sono associate specie erbacee legate alle praterie mesofile secondarie e specie arbustive come il Brugo (*Calluna vulgaris*) e la Ginestra dei carbonai (*Sarothamnus scoparsi*) insieme alla Felce aquilina

¹ Indice di severità climatica invernale utilizzato per la classificazione del territorio nazionale. Valuta l'andamento della temperatura media esterna e ne fa una differenza, cumulata nel periodo di riscaldamento, con una temperatura interna (20°C). Misura inversamente proporzionale alle Temperature medie (RUBINI *et al.*, 2009).

(*Pteridium aquilinum*). Nel piano submontano si trovano boschi composti prevalentemente da specie quercine come il Cerro (*Quercus cerris*), consociate con Carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) e alle quote più basse con il Frassino minore (*Fraxinus ornus*) (NICOLOSO *et al.*, 2007). L'abbandono delle pratiche agricole, e soprattutto pastorali, hanno favorito una notevole diminuzione delle aree aperte che ad oggi sono interessate da successioni secondarie (ACCIAIOLI *et al.*, 2010; NICOLOSO *et al.*, 2007). L'attività agricola, prevalentemente dedicata all'olivicoltura e all'attività vivaistica, è concentrata nei fondo valle e in prossimità dei centri abitati. Anche nell'area collinare predominano come usi del suolo le superfici forestali, seguono aree agricole, dove sono presenti coltivazioni permanenti, soprattutto vigne, seminativi e aree a vegetazione arbustiva. Le formazioni forestali prevalenti sono boschi di latifoglie a prevalenza di querce caducifoglie o sempreverdi in maggioranza utilizzate a ceduo. Diffusi sono anche i popolamenti di conifere costituiti da Pino marittimo, mentre sporadici sono i popolamenti di Pino domestico. Sono presenti aree a pascolo naturale e praterie caratterizzate da bassa produttività, prevalentemente situate in zone accidentate (ROSSI, 2006).

4.1.2.1.2 Cervidi

La Provincia di Pistoia è interessata storicamente dalla presenza del Cervo. E' infatti all'interno della Riserva Biogenetica dell'Acquerino (ex A.S.F.D.) che nel 1958 e nel 1965 furono reintrodotti complessivamente 7 individui di Cervo provenienti dalle Foreste Demaniali di Tarviso (CASANOVA *et al.*, 1982; MATTIOLI *et al.*, 2001). Da queste operazioni, ripetute nel tempo, le popolazioni di questo grosso Cervide si sono accresciute numericamente anche grazie alle condizioni ambientali favorevoli. MATTIOLI *et al.* (2001), nell'analisi sulla dinamica delle popolazioni di Cervo in Italia, indicano nella popolazione di Cervo dell'Acquerino, per il numero raggiunto e per areale occupato, la più importante popolazione di Cervo dell'Appennino. Questa popolazione interessa a oggi le Provincie di Pistoia, Prato e Bologna ed è gestita all'interno del Comprensorio interregionale ACATE (Areale Cervo Appennino Tosco-Emiliano) istituito nel 1999 (NICOLOSO *et al.*, 2007).

Per quanto riguarda nello specifico la Provincia di Pistoia la popolazione è presente sul 34% della superficie amministrativa con il limite meridionale dell'areale posto nei Comuni di Pistoia e Montale (NICOLOSO *et al.*, 2007). Le indagini sulla consistenza e distribuzione della popolazione di Cervo, realizzate dalla Provincia di Pistoia e dall'Ambito Territoriale di Caccia Pistoia 16, identificano aree dove la popolazione è presente in modo stabile almeno dal 1999, che è divenuto anche areale riproduttivo della popolazione almeno dal 2005 (NICOLOSO *et al.*, 2007). Nella restante parte della Provincia si osserva un gradiente di densità che diminuisce andando verso ovest, dove vi sono aree in cui la presenza del Cervo non è stata accertata, anche nelle indagini più recenti (ORLANDI *et al.*, 2014) (Fig. 17).

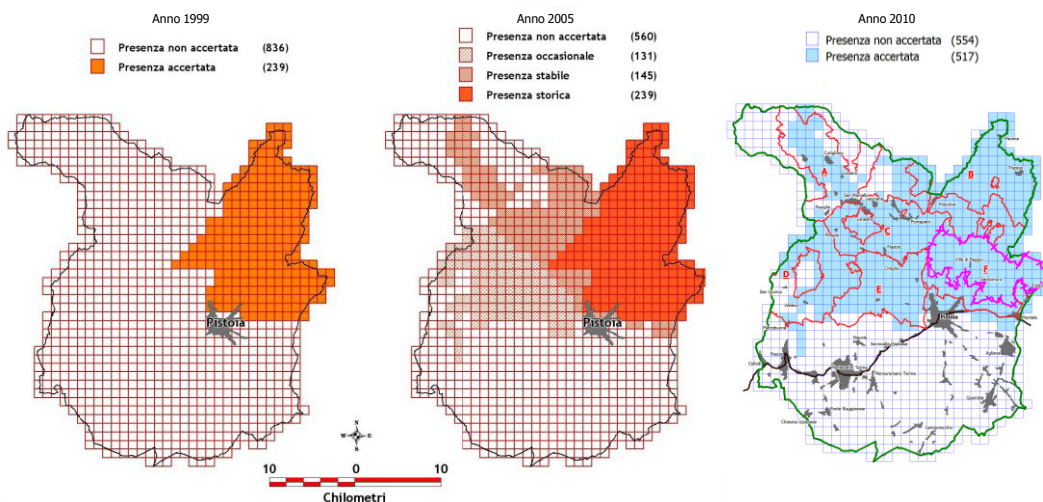


Figura 17 - Areale del Cervo in Provincia di Pistoia nel 1999, 2005 (NICOLOSO *et al.*, 2007) e 2010 (ORLANDI *et al.*, 2014).

Nell'Area 1, ricadente nell'areale storico e stabile della popolazione di Cervo (NICOLOSO *et al.*, 2007; ORLANDI *et al.*, 2014) le densità assolute delle popolazioni di Cervo, stimate mediante il conteggio al bramito all'interno dell'areale storico, sono state di 4.56 capi/100 ha nel 2009, 8.06 capi/100 ha nel 2010 e 7.47 capi/100 ha nel 2011 (ORLANDI *et al.*, 2014). Per quanto riguarda le altre specie di Cervidi presenti nella prima area di studio ORLANDI *et al.* (2014) segnalano la presenza del Capriolo. Gli Autori hanno osservato che la popolazione di Capriolo "ha visto la stessa dinamica di espansione del Cervo, ma in tempi più recenti". Sempre secondo questi Autori il Capriolo nell'areale di presenza storica e stabile del Cervo "ha raggiunto consistenze rilevanti solo negli ultimi anni,

fenomeno che ha consentito l'avvio della gestione faunistico venatoria nel 2009". Per quest'area le densità di Capriolo, stimata mediante censimenti in battuta, sono di 26.3 capi/100 ha, 21.8 capi/100 ha e 26.5 capi/100 ha, rispettivamente per il 2009, 2010 e 2011. Nell'Area 2 di studio ORLANDI *et al.* (2014) indicano la presenza del Capriolo a elevate densità, ma escludono la presenza del Cervo. Segnalano la presenza erratica del Daino dal 2009, ma con consistenze limitate e non quantificate. Per quanto riguarda le densità del Capriolo, rilevate con le stesse metodologie di conteggio della prima area di studio, i valori indicati sono di 40.3 capi/100 ha, 45.5 capi/100 ha e 54 capi ogni 100 ha per gli stessi anni di riferimento. Infine, nell'Area 3 i dati indicano la totale assenza del grosso Cervide e la presenza esclusiva del Capriolo. Anche in questa situazione ORLANDI *et al.* (2014) indicano che vengono applicate da anni le medesime metodologie di monitoraggio adottate nelle prime due aree di studio. Le indicazioni fornite sulle densità del Capriolo riguardano solamente i conteggi realizzati nell'anno 2013, ma i tecnici indicano che tale valore di densità è similmente lo stesso anche per gli anni precedenti. L'insieme dei dati sulle densità degli animali disponibili per questo studio sono riportate in Tabella 24.

Tabella 24 - Densità media e deviazione standard delle popolazioni di Cervo e di Capriolo delle aree investigate (da ORLANDI *et al.*, 2014).

Area	Specie	N/100 ha	N/100 ha	N/100 ha	N/100 ha	N/100 ha	N/100 ha	
		2009	2010	2011	2012	2013	Media	Dev. St
1	Cervo	4.6 (5.42)	8.1 (1.26)	7.5 (9.16)			6.7	1.9
	Capriolo	26.3 (7.8)	21.8 (12.7)	26.5 (13.1)			24.8	2.7
2	Capriolo*	38.8	40.1	30.1	37.4		36.6	4.5
3	Capriolo*					16.2	16.2	

*Deviazione standard non fornita o non calcolabile

4.1.2.2 Metodologia di rilievo e di analisi

4.1.2.2.1 Raccolta dati

Per l'indagine sono stati analizzati sia boschi cedui nei primi anni di sviluppo sia boschi cedui con età prossima al turno.

La selezione delle zone dove eseguire i rilievi nelle tre aree sperimentali è stata realizzata estraendo le richieste di autorizzazione e le dichiarazioni di taglio

del ceduo dal *database* ARTEA della Regione Toscana per il periodo 2004-2010 relative ai Comuni oggetto di studio. Da questo strato informativo sono state selezionate le richieste di taglio nei cedui di Castagno e nei cedui misti di specie quercine. In seguito, sulla base dei riferimenti catastali contenuti nel *database* ARTEA è stato possibile estrarre dai particellari catastali in formato digitale la distribuzione spaziale dei confini delle particelle catastali per le quali era stata presentata la richiesta di taglio del ceduo. I confini delle particelle sono stati poi sovrapposti alla serie storica di ortofoto digitali disponibili sul Portale Geoscopio della Regione Toscana per verificare l'effettiva superficie utilizzata a ceduo, l'anno in cui è stata eseguita l'utilizzazione e la presenza/assenza di contiguità con altre utilizzazioni del ceduo realizzate in differenti annate. La numerosità delle utilizzazioni cedue nei diversi anni che non presentavano contiguità con altre utilizzazioni hanno portato a esaminare tagliate realizzate nell'anno silvano 2006/2007 e nell'anno silvano 2009/2010. I soprassuoli così selezionati al momento del rilievo (primavera 2012) avevano rispettivamente 5 e 2 anni di età. Questa procedura è stata svolta avvalendosi del *software Quantum GIS 1.8.0* Lisboa.

In seguito le informazioni così reperite sono state ulteriormente verificate e accertate mediante indagini di campagna. Principalmente questa fase ha verificato: *a*) la corrispondenza con la composizione specifica ricercata (Castagno, Cerro o Misti), *b*) la non contiguità con altre utilizzazioni, *c*) la reale superficie della tagliata misurata mediante perimetrazione con GPS. Nelle utilizzazioni che presentavano queste caratteristiche, sono stati realizzati i rilievi (Tab. 25).

In ciascuna tagliata selezionata sono state realizzate aree di saggio di saggio di forma circolare di 6 metri di raggio poste a distanze regolari lungo le due diagonali della tagliata in modo da avere aree di saggio posizionate sia nella zona centrale sia ai margini della tagliata. Fra le tre aree sperimentali la numerosità delle aree di saggio effettuate in ciascuna tagliata è diversa. Nell'Area 1 il rilievo è stato più approfondito e ha previsto la realizzazione di 9 aree di saggio in ciascuna tagliata, a eccezione di alcune tagliate di superficie modesta dove è stato effettuato un numero inferiore di aree di saggio. Nelle Aree 2 e 3 le aree di saggio realizzate sono state 3 in ciascuna tagliata (Fig. 18 e Tab. 25). Per ogni area di saggio realizzata è stata acquisita la posizione mediante GPS.

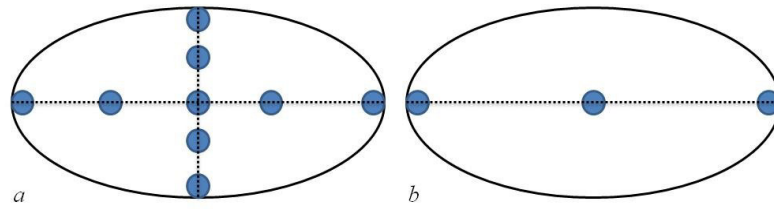


Figura 18 - Schema di rilievo: *a* prima area di studio, *b* seconda e terza area di studio.

All'interno di ogni area di saggio sono stati rilevati il numero e la specie di tutte le ceppaie e matricine presenti e di eventuali altre piante singole. Dalla rilevazione delle specie osservate è stato successivamente definito il tipo di mescolanza del popolamento. La mescolanza è stata classificata come pura se la specie prevalente aveva una frequenza percentuale maggiore dell'85%, o mista, se questa soglia non era superata.

Per ogni pianta singola è stata rilevata l'altezza, mentre nel caso delle ceppaie è stata rilevata l'altezza del pollone più alto presente. Nel caso delle matricine è stato rilevato solo il numero e la specie. Ad ogni ceppaia rilevata è stata attribuita una classe dimensionale, in base alla stima del numero dei polloni presenti. Le classi dimensionali adottate sono le seguenti: ceppaie con meno di 5 polloni, ceppaie che presentavano da 5 a 20 polloni e ceppaie con più di 20 polloni.

Per ogni individuo vegetale rilevato è stata osservata la presenza e la tipologia di impatto provocato dai Cervidi: brucatura, sfregatura, scortecciatura e stroncatura. La presenza e l'intensità della brucatura sono state stimate attribuendo un grado di brucatura basato sulla severità e l'intensità del fenomeno. L'osservazione ha valutato sia la quantità di getti brucati, in proporzione con la totalità di getti presenti, e l'effetto prodotto sulle piante. La classificazione della quantità di getti brucati adottata è quella utilizzata da CUTINI *et al.* (2007, 2011): 0 per le ceppaie che non hanno polloni brucati, 1 quando la brucatura interessa dall'1 al 25% dei polloni presenti, 2 quando l'incidenza è sul 25-50% dei polloni, 3 quando la brucatura interessava dal 50 al 75% dei polloni e 4 quando l'impatto era presente su più del 75% dei polloni. Per ogni pianta singola e ceppaia rilevata è stata indicata la condizione vegetativa basandosi sul portamento e sullo stato vegetativo in relazione anche alla presenza dell'impatto in precedenza rilevato. Le

piante sono state classificate distinguendo 5 casistiche: *a)* piante con condizioni vegetative buone e che non presentavano danno; *b)* condizioni vegetative sufficienti nonostante la presenza del danno; *c)* condizioni vegetative deperienti; *d)* piante morte; *e)* piante morte con evidenti segni di brucatura dei polloni rimasti sulla ceppaia. Per quanto riguarda gli impatti da scortecciamento, stroncamento e sfregamento è stata segnalata la presenza quando almeno un pollone presente sulle ceppaie ne era affetto.

Nelle vicinanze dei boschi cedui di 2 e 5 anni in cui sono stati effettuati i rilievi sono state realizzate osservazioni in boschi cedui adulti della medesima composizione specifica. Questo rilievo ha il duplice scopo di valutare la fertilità stagionale delle aree analizzate e per osservare l'effetto dei Cervidi sui boschi cedui adulti. La selezione dei popolamenti analizzati è stata realizzata ricercando popolamenti governati a ceduo posti nelle vicinanze delle aree di studio e nelle medesime condizioni stagionali (Tab. 25). In questi popolamenti è stata realizzata un'area di saggio, di 7 metri di raggio. Qui sono state rilevate: la specie, il numero di ceppaie, di matricine, il numero di polloni su ogni ceppaia, il diametro di tutte le piante presenti e misurato un campione di altezze rappresentative della distribuzione delle classi di diametro per costruire la curva ipsometrica del popolamento. Per ogni area di saggio è stato abbattuto un pollone per stimare l'età del popolamento. In queste aree è stata osservata e rilevata la presenza degli scortecciamenti e quantificata l'entità. E' stato rilevato se su uno stesso pollone vi fosse la ripetizione dell'impatto e misurata la dimensione longitudinale della ferita rilevando l'altezza basale dalla quale partiva e l'altezza finale. Di ogni area di saggio realizzata è stata acquisita la posizione mediante strumentazione GPS.

Tabella 25 - Numero di tagliate esaminate (Tg) nelle aree di sperimentali e numero di aree di saggio realizzate (Ads) nei boschi giovani e nei boschi adulti.

Area	Composizione specifica	N Tg Totali	Boschi giovani					N Ads totali	Boschi adulti N Ads
			9 Ads	8 Ads	7 Ads	6 Ads	5 Ads		
1	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	9	2	1	4	2		66	7
	Cedui di castagno	10	3	1	4	1	1	74	8
	Misto a prevalenza di castagno	5	2		3			39	
2	Cedui di castagno	8						24	6
	Misto a prevalenza di castagno	2					2	6	
3	Misto con prevalenza specie quercine	5					5	15	2
Totale		39						224	23

Per i boschi giovani sono stati calcolati i principali indici di diversità per quanto riguarda le specie arboree rilevate mediante il *software PAST programme version 2.17* (HAMMER, 2001). Sono stati calcolati l'Indice di Dominanza, espressivo del tipo di mescolanza specifica espressa come variabile continua e l'Indice di *Shannon*, che misura l'entropia o la diversità in termini di ricchezza (HAMMER, 2001).

Per ogni area sperimentale analizzata, e per ogni area di studio rilevata, grazie all'acquisizione delle coordinate mediante il GPS sono state reperite a livello puntuale le informazioni sulle caratteristiche morfologiche e stazionali delle aree. A partire dalle CTR in scala 1:10.000 della Regione Toscana in formato vettoriale sono stati realizzati i Modelli Digitali del Terreno (DEM) per l'analisi geomorfologica. Da questo strato informativo sono state derivate le mappe delle pendenze e dell'esposizioni da cui sono state estratte i rispettivi valori per ogni sito campionato. Sempre avvalendosi delle CTR in formato vettoriale sono state calcolate le distanze esistenti tra le aree analizzate e le strade principali e i fiumi. Utilizzando infine le Carte dell'Uso del Suolo e delle Superfici forestali realizzate per le aree sperimentali da TRAVAGLINI *et al.* (2014) e da ROSSI (2006) sono state calcolate le distanze delle aree rilevate con le aree agricole, le aree aperte e le aree urbane. Prima di realizzare questo calcolo le due cartografie sono state comparate e valutate congiuntamente. In entrambe le cartografie la classificazione utilizzata è quella del *Corine Land Cover*. Il confronto realizzato poi con le ortofoto digitali ha supportato l'analisi congiunta per questo lavoro. Tutte le elaborazioni qui esposte sono state realizzate mediante *software Quantum GIS 1.8.0* Lisboa.

Per l'interpolazione dei dati rilevati con i dati inerenti le popolazioni di Cervidi, sono state utilizzate sia le densità rilevate per le aree sperimentali sia gli indici cinegetici elaborati da ORLANDI *et al.* (2014). Per valutare contemporaneamente l'effetto della presenza simpatica del Cervo e del Capriolo nell'Area 1 è stato utilizzato il *Deer Density Index* proposto da MOTTA (1996). Questo indice permette di sintetizzare, in un unico valore, la sovrapposizione delle due specie, ponderandone i rispettivi effetti. L'Autore pondera nel seguente modo la presenza delle specie: densità di Cervo + 1/5 della densità del Capriolo (densità riferite a 100 ha). Per utilizzare invece gli indici cinegetici calcolati da ORLANDI

et al. (2014) è stato necessario attribuire ad ogni area di rilievo effettuata la sottozona venatoria in cui ricadeva. Questi dati sono infatti calcolati in riferimento all'unità gestionale dell'attività venatoria, denominata appunto sottozona, che sono le medesime per il Capriolo e il Cervo. Queste informazioni sono state fornite in formato digitale vettoriale. Gli indici cinegetici forniti per le due specie sono: 1) il numero di capi abbattuti riferiti ai 100 ha, 2) lo sforzo di caccia valutato mediante il rapporto fra il numero di uscite realizzate dai cacciatori e il numero di capi abbattuti nella stagione venatoria, 3) il numero medio di uscite necessario per abbattere il primo capo, 4) il numero medio di uscite per abbattere un Capriolo maschio nei primi 10 giorni di agosto 5) il rapporto fra il numero di uscite e il numero di caprioli abbattuti nei primi 10 giorni di agosto (ORLANDI *et al.*, 2014). In tutti i casi in cui l'indice cinegetico era presente per entrambe le specie è stata applicata la proporzione proposta da MOTTA (1996).

4.1.2.2.2 Analisi dei dati

Dalla disponibilità di tre ambienti con presenza e assenza del Cervo, e in cui le popolazioni di Capriolo sono monitorate con la stessa metodologia, sono stati valutati gli impatti in funzione delle specie animali.

Sono state calcolate le frequenze percentuali delle varie tipologie di impatti e la severità e la selettività nei boschi di 2 e di 5 anni. La selettività è stata calcolata utilizzando il Tasso di Preferenza descritto da MOTTA (1996) (PR)², dato dal rapporto fra la percentuale di utilizzazione di ogni specie (U_i) e la percentuale di disponibilità (A_i). Per i boschi adulti è stata calcolata la presenza, la ripetizione e l'entità dell'impatto della scortecciatura nei boschi cedui rilevati.

La valutazione dell'effetto dell'impatto sullo sviluppo della rinnovazione agamica si è focalizzato sulle specie forestali principali: Castagno e Cerro. È stato utilizzato come parametro indicatore l'altezza del pollone più alto presente su ogni ceppaia rilevata. La scelta di questo indicatore, come misura sintetica dell'impatto dei Cervidi, è dovuta alla sua capacità di sintetizzare l'impatto

² $U_i = D_{ti}/D_{tt}$ La percentuale di utilizzazione è data dal rapporto fra il numero di piante danneggiate di ogni specie (D_{ti}) e il numero di tutte le piante danneggiate rilevate (D_{tt}). $A_i = A_{ti}/A_{tt}$ Dove A_{ti} è il numero di piante disponibili per ogni specie e A_{tt} è il numero complessivo di piante rilevate (MOTTA, 1996).

passato, la suscettibilità presente e lo sviluppo futuro delle piante (CARRADORE *et al.*, 2014; MOTTA, 2003).

Prima di tutto sono state confrontate le altezze rilevate in tutte le aree di studio con le *Tavole alsometriche generalizzate* per i cedui di Castagno e i cedui misti a prevalenza di Cerro della Toscana realizzate da MARONE *et al.* (2012). Per poter utilizzare questo strumento la classe di fertilità dei cedui giovani è stata stabilita in base ai rilievi effettuati nei cedui adulti posti nelle vicinanze. In seguito sono state estese le relazioni alsometriche fra l'età e l'altezza presenti nelle Tavole Alsometriche Generalizzate per ottenere questo tipo di informazione anche per soprassuoli di giovane età (<10 anni). Sulla base di questi dati è stato possibile confrontare le altezze dei polloni rilevate nelle aree di saggio con le altezze "teoriche" derivate dalle Tavole Alsometriche Generalizzate al fine di verificare la presenza di eventuali differenze connesse all'impatto della fauna. Le Tavole alsometriche sono state poi utilizzate per stimare, l'impatto dei Cervidi sullo sviluppo dei boschi cedui, sia in termini di accrescimento in altezza sia in termini di produzione legnosa. Il volume a fine turno riportato nelle *Tavole alsometriche generalizzate* per i cedui di Castagno e i cedui misti a prevalenza di Cerro (MARONE *et al.*, 2012) sono state poste come "condizione desiderata" o obiettivo gestionale (*sensu* REIMOSER e GOSSOW, 1996; REIMOSER e PUTMAN, 2011; REIMOSER, 2003; REIMOSER *et al.*, 1999). Per quanto riguarda i cicli produttivi sono stati considerati i turni minimi previsti dal Regolamento Forestale della Regione Toscana: 8 anni per i cedui di Castagno e 18 anni per i cedui misti a prevalenza di specie quercine.

Dalle due Tavole alsometriche utilizzate sono state ricavate le equazioni che esprimono le relazioni alsometriche tra altezza media (y) e età (x), e successivamente fra volume (y) e altezza media (x). Come dati di *input* per la valutazione del ritardo di produzione a fine turno, stimato per ogni tagliata esaminata, sono stati utilizzati i seguenti parametri principali: 1) la media delle altezze del pollone più alto rilevato su ogni ceppaia (Hr); 2) l'età dei polloni al momento del rilievo (Er), 3) la classe di fertilità attribuita grazie alle aree di saggio dendrometriche. Da questi dati di partenza è stato calcolato l'incremento medio annuo di altezza ($imHr$). Quest'ultimo parametro è stato utilizzato per stimare il periodo temporale necessario ai polloni più alti di ogni ceppaia per

raggiungere altezze ritenute il limite di sicurezza (Altezze di accessibilità- H_s) oltre le quali i polloni possono accrescersi senza l'impatto della brucatura. Specificatamente sono state scelte per il Cervo un'altezza di sicurezza di 2 m e per il Capriolo 1.10 m. Per l'attuazione della stima è stato ipotizzato che: 1) fino al raggiungimento di queste altezze l'incremento medio annuo si mantiene costante e uguale a quello calcolato sulla base dei rilievi, 2) l'impatto dei Cervidi rimanga costante fino al raggiungimento delle altezze di accessibilità. In base queste ipotesi è stata stimata l'età a cui i polloni raggiungono le soglie di sicurezza (Er_{H_s}), sommando all'età dei polloni al momento del rilievo gli anni necessari per raggiungere l'altezza soglia [Eq. 1].

$$Er_{H_s} = Er + \frac{(HS - Hr)}{ImHr} \quad [1]$$

Una volta raggiunta l'età alla quale i polloni possono accrescersi senza più essere soggetti alla brucatura del getto apicale (Er_{H_s}), si è applicato ai polloni l'incremento corrente di altezza previsto dalle Tavole che viene mantenuto fino alla fine del turno stabilito (E_T). Per quanto riguarda le aree in cui al momento del rilievo i polloni più alti di ogni ceppaia avevano già superato le Altezze di accessibilità (H_s) vengono applicati direttamente gli incrementi correnti di altezza ricavati dalle Tavole alsometriche per le età corrispondenti al momento del rilievo. Dalla sommatoria degli incrementi correnti di altezza, e di quelli iniziali, fino alla fine del turno si giunge all'altezza dei popolamenti alla fine del turno H_T (Fig. 19). Dall'altezza così stimata, avvalendosi delle equazioni alsometriche realizzate fra l'altezza media (x) e il volume (y), è possibile stimare il volume raggiunto all'anno del turno (V_{ET}). In seguito, il confronto fra il volume stimato e quello indicato dalle Tavole alsometriche per la stessa età ha consentito di valutare il ritardo della produzione legnosa provocato dai Cervidi (V_{Trit}). Inoltre, nel caso di volumi a fine turno inferiori a quelli attesi è stato possibile valutare il numero di anni necessario per raggiungere il volume atteso all'anno T (V_{TPost}). Questa stima è stata effettuata sommando al volume raggiunto all'anno T (V_{ET}) l'incremento corrente di volume all'anno T per un numero di anni necessario al raggiungimento del Volume previsto (V_{TPost}). In questo caso il ritardo di

produzione sarà indicato come l'anno in cui i polloni raggiungono la produzione attesa all'età del turno (T_{rit}).

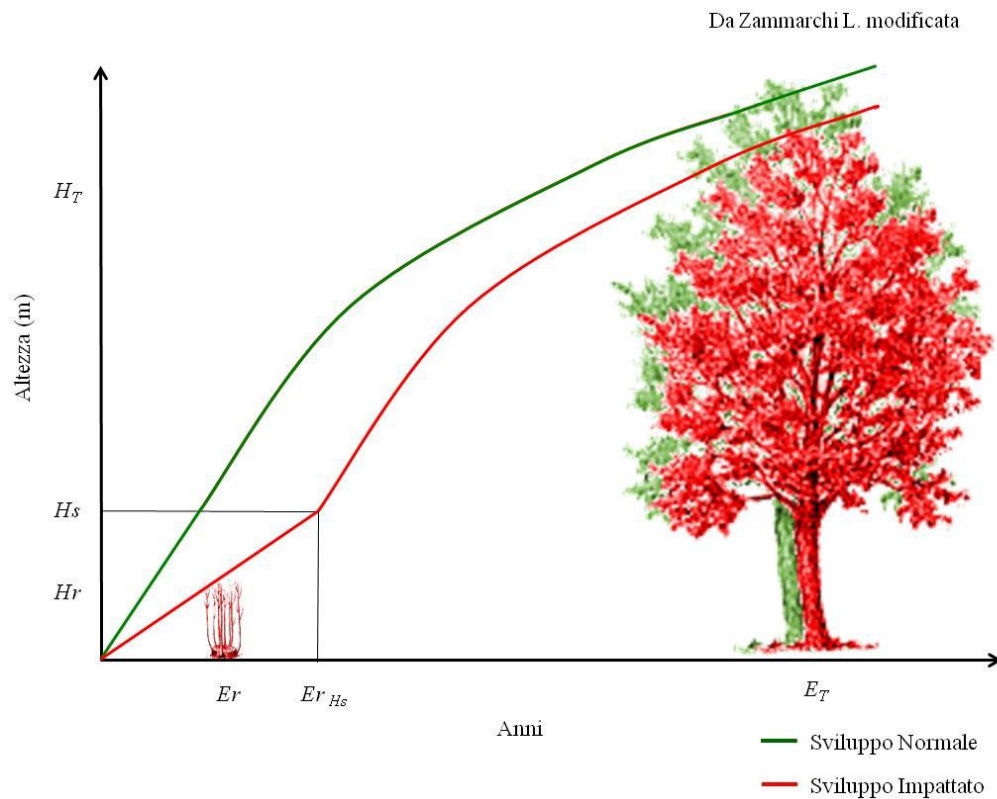


Figura 19 - Ipotesi di sviluppo dei polloni per la valutazione dell'impatto dei Cervidi sui Boschi cedui utilizzando le Tavole Alsometriche.

Per valutare come la presenza del Cervo condizioni lo sviluppo in altezza della rinnovazione sono state confrontate le aree situate nell'Area 1 e le aree situate nelle Aree 2 e 3. Una volta verificate le differenze tra le aree sperimentali l'analisi successiva si è concentrata nell'Area 1 dove è presente il Cervo. Nell'Area 1 sono state ricercate e analizzate le differenze esistenti al variare del contesto ambientale e valutato l'effetto delle densità e degli indicatori di abbondanza dei Cervidi sullo sviluppo della rinnovazione, ossia sull'altezza dei polloni.

L'elenco delle variabili indipendenti prese in considerazione nell'analisi statistica è riportato in Tabella 26. Considerata la presenza di variabili di diversa natura (variabili binarie, nominali, ordinali e continue) i confronti sono stati effettuati mediante i Modelli Lineari Generalizzati (GLM). La variabile dipendente è rappresentata dall'altezza dei polloni che è stata preventivamente sottoposta ad una procedura di trasformazione logaritmica ($\log+1$). È stata

considerata una distribuzione degli errori di tipo normale e una funzione *link* di tipo log. Per la scelta delle variabili indipendenti che meglio descrivevano lo sviluppo della rinnovazione è stato usato un doppio criterio: 1) incremento dell'informazione, 2) significatività statistica. Questi due criteri hanno previsto di conservare nel Modello solo le variabili che incrementavano il livello informativo espresso dal “Criterio di Informazione di Akaike” (*AIC*) e la cui significatività statistica era pari ad almeno $p < 0.01$. Tutti i confronti sono stati eseguiti con il programma STATISTICA 7.

Tabella 26 - Variabili di individuo, di tagliata, di paesaggio e di densità animali analizzate.

Codice	Descrizione	Tipo variabile
Specie	Specie arborea	Nominale
Anni	Età delle piante al momento del rilievo	Quantitativa continua
Cl_fer	Classe di fertilità	Quantitativa ordinale
Hm	Altezza del pollone più alto (m)	Quantitativa continua
Hlog	Altezza del pollone più alto (trasformata in log+1)	Quantitativa continua
Classe	Classe dimensionale della ceppaia	Quantitativa ordinale
Bruc	Brucato	Binaria
Stron	Stroncato	Binaria
Sfreg	Sfregato	Binaria
N_danno	Numero di impatti presenti sui polloni della ceppaia	Quantitativa ordinale
bruc_g	Grado di brucatura	Quantitativa ordinale
condveg	Condizioni vegetative	Quantitativa ordinale
posizione	Posizione della pianta all'interno della tagliata (Centro o Margine)	Binaria
Dominance_TG	Indice di dominanza per le specie forestali (calcolato sulla tagliata)	Quantitativa continua
Shannon_TG	Indice di Shannon per le specie forestali (calcolato sulla tagliata)	Quantitativa continua
Ettari	Superficie delle tagliata (Ettari)	Quantitativa continua
Quota	Quota della tagliata (m s.l.m.)	Quantitativa continua
Esposizione	Esposizione della tagliata	Nominale
DIST_AGR	Distanza della tagliata dalla zona agricola più prossima (m)	Quantitativa continua
DIST_FIUM	Distanza della tagliata dal corso d'acqua più prossimo (m)	Quantitativa continua
DIST_ST	Distanza della tagliata dalla strada più prossima (m)	Quantitativa continua
DIST_AREEAP	Distanza della tagliata dall'area aperta più prossima (m)	Quantitativa continua
DIST_URB	Distanza della tagliata dalla zona urbana più prossima (m)	Quantitativa continua
DDI	Densità dei due Cervidi derivata dalla densità di popolazione stimata dalle operazioni di conteggio	Quantitativa continua
v_cer	Capi di Cervo abbattuti/100 ha	Quantitativa continua
v_cap	Capi di Capriolo abbattuti/100 ha	Quantitativa continua
DDHI	Densità dei due Cervidi derivata dal numero di capi abbattuti/100 ha	Quantitativa continua
tem_cer	Numero medio di uscite per abbattere il primo Cervo	Quantitativa continua
tem_ddi	Indice del numero medio di uscite sia del Cervo che Capriolo	Quantitativa continua
eff_cer	Numero uscite/Cervi abbattuti	Quantitativa continua
eff_ddi	Indice del numero di uscite intera stagione sia del Cervo che Capriolo	Quantitativa continua

4.1.3 Risultati

4.1.3.1 Caratteri delle tagliate scelte per l'indagine

Sono state scelte e campionate complessivamente 39 tagliate di ceduo di 2 e 5 anni nelle tre aree sperimentali. Di queste 24 sono nell'Area 1, 10 nell'Area 2 e 5 nell'Area 3. Nelle 39 tagliate sono state realizzate complessivamente 224 aree di saggio (Ads) di cui: 179 nell'Area 1, 30 nell'area di controllo per i cedui di Castagno in assenza di Cervo e 15 nella terza area di studio dove sono stati analizzati i boschi cedui di Cerro o misti a prevalenza di specie quercine in assenza del grande Cervide. Le indagini hanno rilevato complessivamente 3188 piante di cui 2155 ceppaie, 767 piante singole e 266 matricine. Di queste 1686 sono piante di Castagno, 718 di Cerro, 326 Robinie, 248 Ornielli e 213 piante appartenenti ad altre specie (Carpino nero, Leccio, Faggio, Sorbo ciavardello, Sorbo montano, Sorbo degli uccellatori, Acero di monte, Olmo, Pioppo tremulo, Melo selvatico, Pero selvatico e Agrifoglio). A livello di composizione specifica e delle età dei popolamenti analizzati nella prima area di studio sono state rilevate 14 utilizzazioni di 2 anni di età al momento del rilievo, di cui 6 boschi cedui puri di Castagno, 3 boschi cedui misti a prevalenza di Castagno e 5 cedui misti a prevalenza di Cerro. Sempre nella prima area di studio i boschi cedui di 5 anni di età rilevati sono complessivamente 10. Di questi 4 sono soprassuoli puri di Castagno, 2 misti a prevalenza di Castagno e 4 misti a prevalenza di Cerro. Nella seconda area di studio sono stati ricercati specificatamente cedui di Castagno. Qui la selezione in funzione della composizione specifica, della non contiguità con altre tagliate e gli anni ricercati hanno portato a rilevare complessivamente 10 utilizzazioni di cui 2 con 2 anni di età e 8 di 5 anni. Nella prevalenza dei casi (8 su 10) si tratta di cedui puri di Castagno, mentre in 2 casi si tratta di boschi cedui misti a prevalenza di Castagno. Nell'ultima area di studio, specifica per i cedui quercini e dove vi era la disponibilità della conoscenza delle popolazioni animali, le aree rilevate complessivamente sono 5 di cui 3 con due anni di età e 2 di cinque anni di età (Tab. 27). L'attività di rilievo ha consentito di definire la densità presente nei cedui nei primi anni di sviluppo ripartita fra ceppaie, matricine e piante singole. Si osserva una notevole variabilità delle densità nei cedui rilevati soprattutto nel caso dei cedui di Castagno o misti a prevalenza di Castagno, specialmente per quanto riguarda il numero di matricine.

Tabella 27 - Caratteristiche stazionali, compositive e di densità delle tagliate analizzate nelle tre aree sperimentali (P = Pendenza, CLF = Classe di fertilità, C = Ceppaie, M = Matricine, PS = Piante singole) (Continua).

Area	ID	Quota m s.l.m	Esposizione	P min %	P max %	Composizione specifica	Età Anni	CLF	Sup. Ettari	Ads N	C N Ads	M N Ads	PS N Ads	C N ha ⁻¹	M N ha ⁻¹	PS N ha ⁻¹
1	1	327	Sud est	20	58	Misto con prevalenza specie quercine	2	2	2.96	5	35	4	7	1032	118	206
	2	707	Sud est	20	50	Castagno	2	3	0.56	9	105	7	1	3097	206	29
	3	453	Sud	20	45	Misto con prevalenza specie quercine	2	2	0.56	7	39	10	52	1150	295	1534
	4	655	Sud ovest	20	40	Castagno	2	1	0.74	7	33	4	7	973	118	206
	5	984	Sud	20	52	Misto a prevalenza di Castagno	2	1	0.63	8	40	7	4	1180	206	118
	6	760	Sud ovest	5	60	Castagno	2	1	0.94	7	58	5	0	1711	147	
	7	395	Nord	4	68	Misto a prevalenza di Castagno	2	3	1.27	9	238	22	234	7021	649	6903
	8	780	Sud	30	68	Castagno	2	3	1.01	9	94	15		2773	442	
	9	680	Sud est	5	26	Castagno	5	3	0.21	6	27	5	16	796	147	472
	10	645	Sud	10	40	Castagno	5	3	0.59	7	81	13	12	2389	383	354
	11	590	Sud est	31	77	Misto con prevalenza specie quercine	5	2	0.38	9	50	11	25	1475	324	737
	12	555	Sud	26	38	Misto con prevalenza specie quercine	2	1	0.43	7	69	5	26	2035	147	767
	13	725	Ovest	50	100	Misto a prevalenza di Castagno	2	2	1.23	7	44	9	2	1298	265	59
	14	555	Sud	27	66	Castagno	5	3	1.88	7	48	10	46	1416	295	1357
	15	564	Sud	13	33	Misto a prevalenza di Castagno	5	3	1.35	9	46	6	87	1357	177	2566
	16	887	Sud ovest	26	68	Castagno	5	2	1.94	9	67	3	18	1976	88	531
	17	450	Sud est	15	68	Misto con prevalenza specie quercine	5	1	2.18	7	26	8	34	767	236	1003
	18	810	Est	20	85	Misto con prevalenza specie quercine	5	1	1.56	9	43	9	6	1268	265	177
	19	630	Sud	40	60	Castagno	2	3	0.23	6	26	6	0	767	177	
	20	630	Sud est	50	78	Misto con prevalenza specie quercine	2	2	0.31	8	40	4	0	1180	118	
	21	315	Est	25	75	Misto con prevalenza specie quercine	2	1	1.10	7	66	12	19	1947	354	560

Tabella 27 - (Segue) Caratteristiche stazionali, compositive e di densità delle tagliate analizzate nelle tre aree sperimentali (P = Pendenza, CLF = Classe di fertilità, C = Ceppaie, M = Matricine, PS = Piante singole).

Area	ID	Quota m s.l.m	Esposizione	P min %	P max %	Composizione specifica	Età Anni	CLF	Sup. Ettari	Ads N	C N Ads	M N Ads	PS N Ads	C N ha ⁻¹	M N ha ⁻¹	PS N ha ⁻¹
1	22	810	Ovest	28	56	Castagno	2	2	0.30	6	13	2	1	383	59	29
	23	530	Nord est	25	70	Misto a prevalenza di Castagno	5	1	0.45	7	67	7	3	1976	206	88
	24	454	Nord ovest	27	42	Misto con prevalenza specie quercine	5	2	0.37	7	55	4	68	1622	118	2006
2	25	795	Sud est	15	40	Castagno	5	1	0.86	3	39	0	7	1149		206
	26	800	Sud ovest	25	60	Castagno	5	1	0.59	3	38	3	6	1120	88	177
	27	520	Est	25	30	Misto a prevalenza di Castagno	5	3	0.58	3	37	4	34	1091	118	1003
	28	650	Sud	5	30	Castagno	5	3	0.58	3	32	5	6	944	147	177
	29	665	Sud est	15	35	Castagno	5	3	0.44	3	37	5	4	1091	147	118
	30	550	Est	35	50	Misto a prevalenza di Castagno	5	3	0.32	3	34	6	10	1003	177	295
	31	630	Nord ovest	15	40	Castagno	2	3	0.7	3	29	5	2	855	147	59
	32	540	Nord ovest	10	35	Castagno	5	2	0.42	3	39	2	5	1150	59	147
	33	625	Nord	20	25	Castagno	2	3	0.42	3	44	3	4	1298	88	118
	34	660	Est	15	30	Castagno	5	3	0.24	3	47	1	5	1386	29	147
3	35	150	Est	5	20	Misto con prevalenza specie quercine	5	1	4.06	3	82	9	8	2417	265	236
	36	395	Nord	5	25	Misto con prevalenza specie quercine	2	1	1.43	3	72	10	5	2093	295	147
	37	370	Nord est	5	30	Misto con prevalenza specie quercine	2	1	7.79	3	70	8	1	2063	236	29
	38	175	Nord	15	20	Misto con prevalenza specie quercine	5	1	1.00	3	54	10	1	1592	295	29
	39	405	Est	15	20	Misto con prevalenza specie quercine	2	1	0.69	3	91	7	1	2682	206	29

Per quanto riguarda le aree di saggio realizzate nei boschi adulti, complessivamente, ne sono state realizzate 23. Nella prima area sono state realizzate 8 aree di saggio per i boschi di Castagno e 7 per i boschi misti con prevalenza di specie quercine. Nella seconda area di studio le aree realizzate sono state 6, mentre nella terza 2 per le vicinanze delle aree di rilievo realizzate nei boschi giovani (Tab. 28).

Tabella 28 - Caratteristiche compositive e principali valori dendrometrici rilevati in boschi cedui prossimi al turno.

	Ads	Tipologia Forestale	Età	N ha⁻¹	G m² ha⁻¹	dg m	H dg m	H max m	Dev.st m
1	1	Cedui di Castagno	14	5587	25.33	0.1	9.6	12	2
	2	Cedui di Castagno	20	4807	37.68	0.1	11.4	15.8	3.2
	3	Cedui di Castagno	20	4742	22.74	0.1	10	13	2.4
	4	Cedui di Castagno	24	3378	28.58	0.1	10.5	12.7	2.3
	5	Cedui di Castagno	32	2533	36.38	0.1	12	16.8	4
	6	Cedui di Castagno	20	3248	24.69	0.1	10	13.4	2.5
	7	Cedui di Castagno	24	1624	59.76	0.2	12.7	16.3	3
	8	Cedui di Castagno	17	4416	32	0.10	10.80	12.30	2.20
	9	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	16	2988	25.33	0.1	9.3	12.1	2.2
	10	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	24	2533	23.39	0.1	9	11.7	2.2
	11	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	19	3638	41.58	0.1	9.6	11.7	2.4
	12	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	22	3053	34.43	0.1	10.9	14.7	2.9
	13	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	17	1559	33.78	0.2	12.7	15.3	3.1
	14	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	15	3508	33.78	0.1	11.8	15	2.3
2	15	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	30	1819	36.38	0.2	14	23.1	3.8
	16	Cedui di Castagno	24	3703	32.48	0.1	13.7	16.9	1.8
	17	Cedui di Castagno	22	3183	12.99	0.1	10.3	12.7	2
	18	Cedui di Castagno	28	1949	22.09	0.1	11.1	16.6	2.7
	19	Cedui di Castagno	31	1754	21.44	0.1	13.6	16.9	3.8
	20	Cedui di Castagno	30	3963	23.39	0.1	8.9	11.4	2.5
	21	Cedui di Castagno	21	3963	20.79	0.1	9.7	12.5	1.9
	22	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	28	2598	32.48	0.1	14.6	16.7	2.7
3	23	Cedui misti a prevalenza di specie quercine	17	3118	23.39	0.1	11.1	13.5	2.5

La dislocazione delle aree di studio nelle aree sperimentali è riportata in Figura 20.

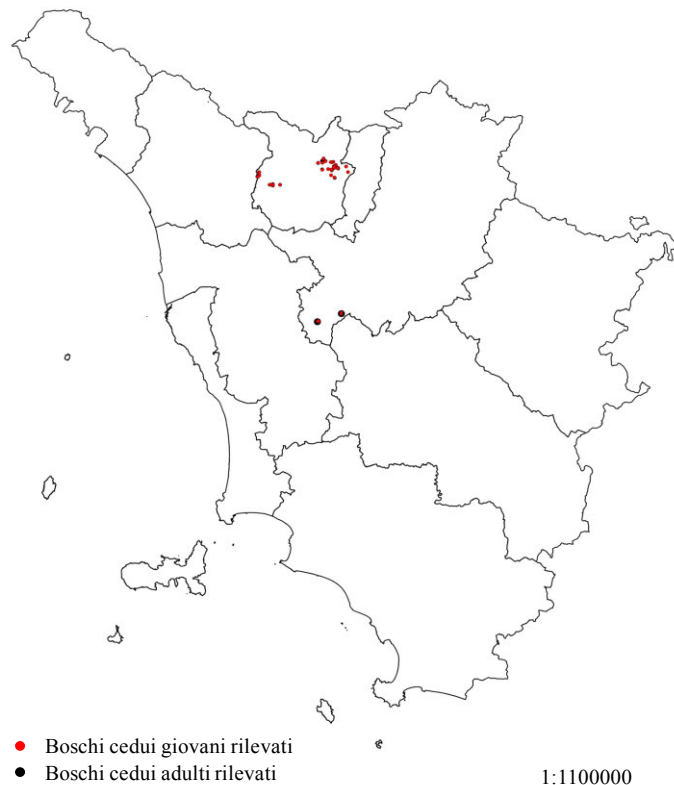


Figura 20 - Dislocazione dei Boschi cedui giovani e adulti rilevati.

4.1.3.2 Impatti sulla rinnovazione agamica. Incidenza, Tipologia, Severità e Selettività

4.1.3.2.1 Boschi cedui nella prima fase di sviluppo

La modalità di selezione delle aree sperimentali e il rilievo eseguito degli impatti sulla rinnovazione agamica dei boschi cedui portano a confrontare l'incidenza, la tipologia e la severità dell'impatto prodotto da due diversi assemblaggi faunistici.

Nell'Area 1, complessivamente le ceppaie vive che al momento del rilievo non risultavano interessate da impatti erano 1.1% (15 su 1351 ceppaie vive rilevate). Per quanto riguarda le età esaminate, a 2 anni di età solo 7 ceppaie su 866 (0.8%) erano non impattate e a 5 anni 8 su 485 (1.6%). Nelle Aree 2 e 3, in assenza del Cervo, le ceppaie non interessate dai vari impatti rilevati erano l'80.8 % nei cedui di 2 anni e l'87.5 % nei cedui di 5 anni nel caso dei cedui di Castagno. Nell'area di confronto utilizzata per valutare i cedui quercini, le ceppaie esenti da impatto erano il 35.3% e il 45.2 % rispettivamente a 2 e a 5 anni. Sulle ceppaie sono stati rilevati o un singolo impatto, o la presenza di più impatti sulla stessa ceppaia (brucatura,

scortecciatura, sfregatura e stroncatura) (Fig. 21). Nell'area dove è presente il Cervo, oltre ad essere poche le piante non impattate, aumenta la frequenza delle ceppaie che presentano più tipologie di impatto e questo fenomeno sembra aumentare dal 2° al 5° anno. Viceversa, nelle aree di confronto, la maggioranza delle ceppaie sono soggette solo a un impatto.

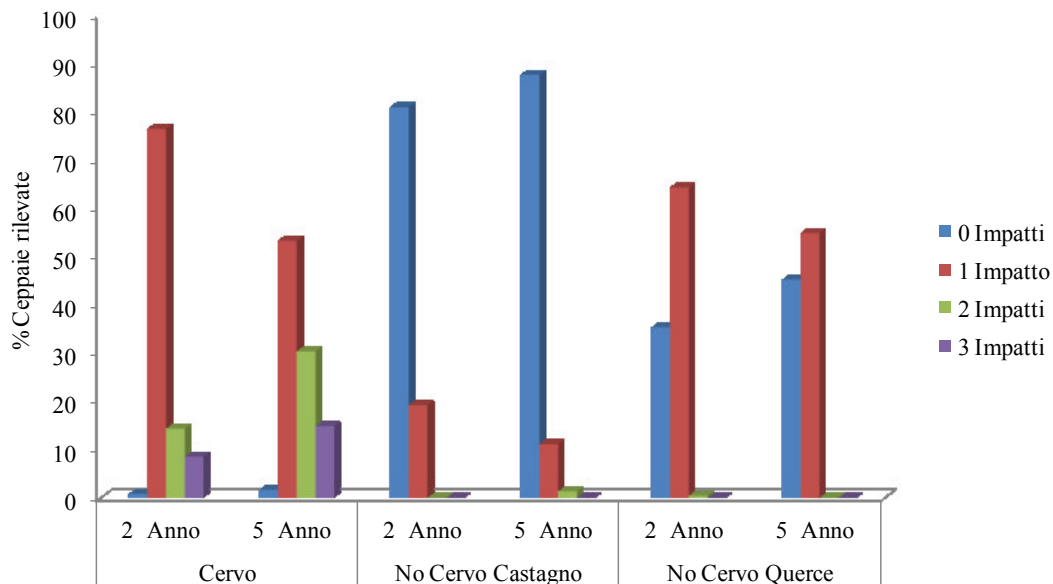


Figura 21 - Assenza e Presenza degli impatti e numerosità degli impatti rilevati nelle tre aree sperimentali.

Fra i tipi di impatto che sono stati rilevati nell'area dove è presente il Cervo, l'impatto della brucatura interessa quasi la totalità delle ceppaie di Cerro e di Castagno, indipendentemente dall'età. Anche per le altre specie arboree rilevate la brucatura interessa la totalità delle piante ma solo quando hanno due anni; al 5° anno si è registrata una leggera diminuzione dell'incidenza. Nelle aree di controllo, nel caso del Cerro l'incidenza della brucatura è comunque elevata e sembra aumentare al 5° anno. Nel caso del Castagno, nell'area di controllo la brucatura interessa meno del 20% delle piante rilevate. Per quanto riguarda le altre specie presenti, nelle aree in assenza del Cervo la brucatura interessa la metà delle ceppaie rilevate al 2° anno e si dimezza nelle aree rilevate al 5° anno di età (Fig. 22).

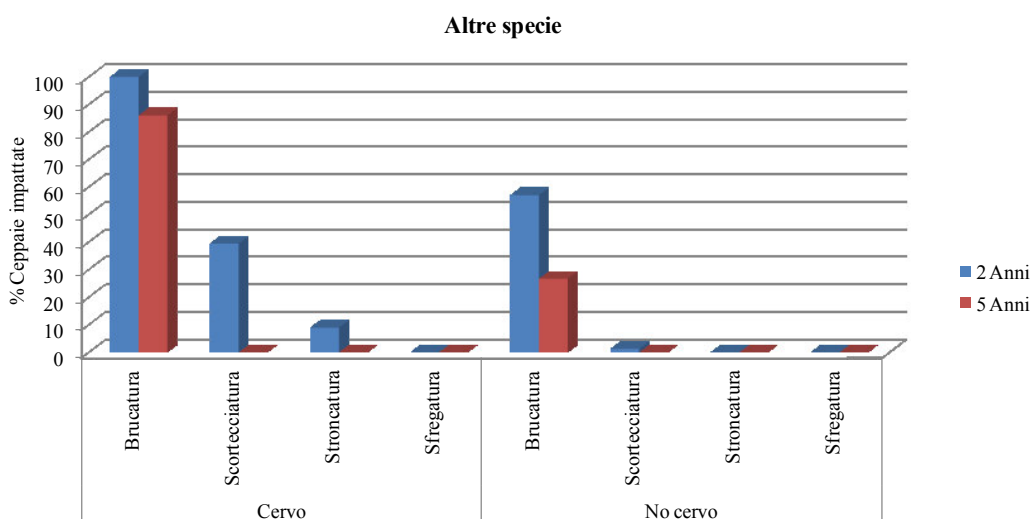
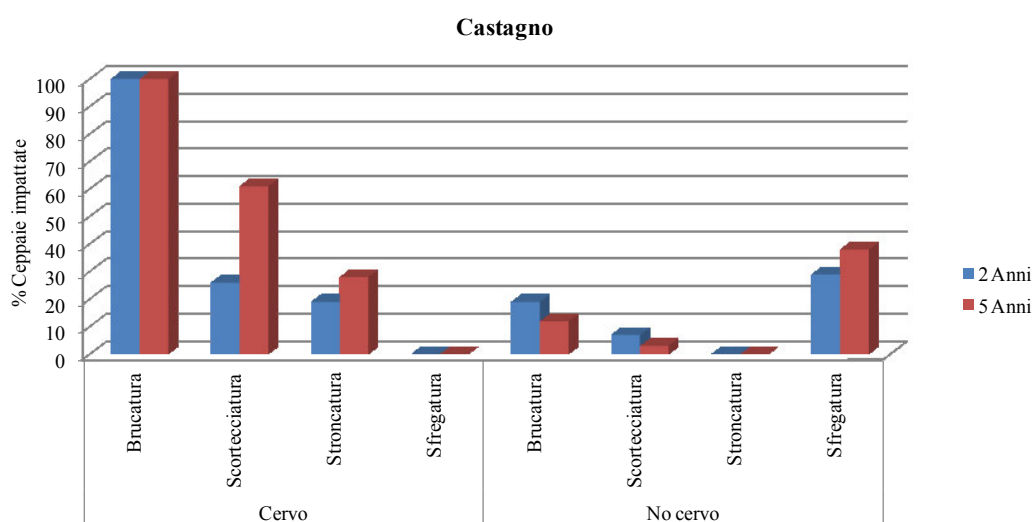
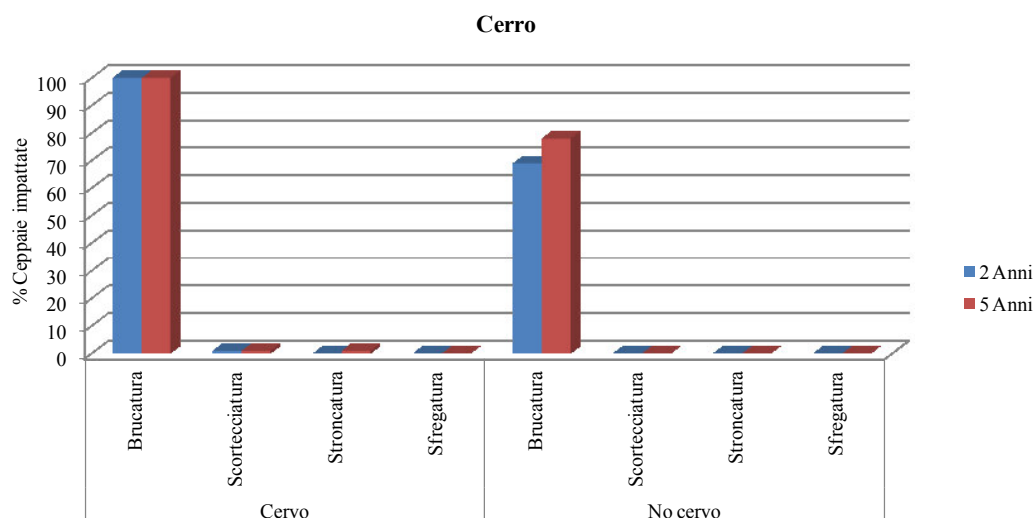


Figura 22 - Tipologie di impatto e relativa incidenza sul Cerro, Castagno e le altre specie nelle aree con presenza e assenza di Cervus e nei due anni.

Nel caso della specie quercina la brucatura è l'unico impatto presente in tutte le aree esaminate. Più diversificate sono le tipologie di impatto presenti sul Castagno.

Nell'area dove è presente il Cervo è stata rilevata la presenza della scortecciatura e della stroncatura dei polloni già al 2° anno di sviluppo. La frequenza di questi impatti, soprattutto nel caso della scortecciatura raddoppia come incidenza al 5° anno. Altro impatto distintivo della presenza del Cervo su questa specie è la stroncatura dei polloni, che tende ad aumentare all'aumentare dell'età. Nell'area di controllo la stroncatura non è stata rilevata, mentre la scortecciatura è presente con frequenze molto basse. Per quanto riguarda le altre specie questi impatti sono stati riscontrati esclusivamente a carico della Robinia.

Per quanto riguarda la severità della brucatura questo carattere può essere valutato attraverso il grado di brucatura e la mortalità o letalità indotta. Per quanto riguarda il grado di brucatura, ovvero la porzione percentuale dei getti apicali utilizzati, i risultati sono illustrati in Figura 23. Nell'area dove persiste la popolazione di Cervo il grado di brucatura è sempre molto elevato soprattutto al secondo anno di età. Per tutte le specie analizzate mediamente le ceppaie hanno più del 50% dei polloni brucati. La specie che presenta una minore incidenza di questo parametro è il Castagno. Questo carattere diminuisce leggermente per tutte le specie arboree al 5° anno, ma le specie rientranti nella categoria "Altre specie" evidenziano il maggiore decremento. Nelle aree dove il Cervo è assente la brucatura difficilmente interessa più del 15% dei polloni presenti. In ogni caso, anche in assenza del Cervo la specie con il maggiore grado di brucatura è il Cerro.

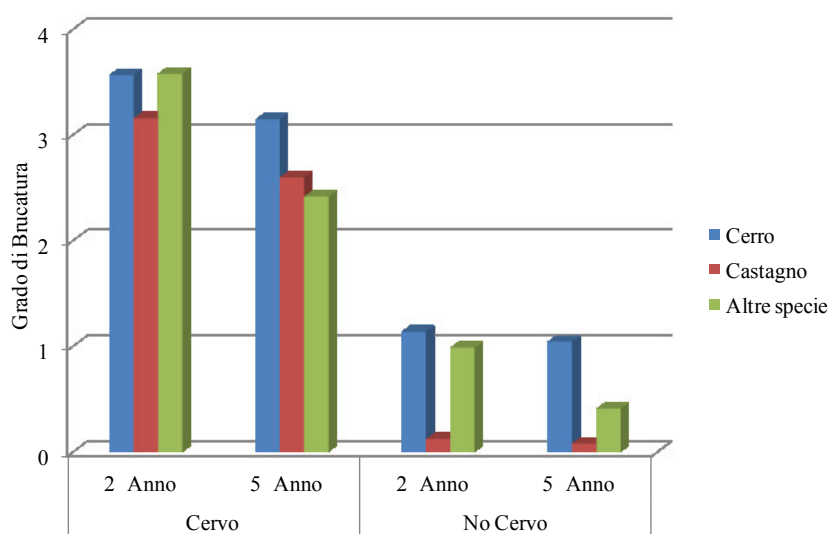


Figura 23 - Grado di brucatura sul Cerro, sul Castagno e sulle altre specie presenti nelle aree con presenza e assenza di Cervo e nei due anni.

Per quanto riguarda la letalità indotta dalla brucatura è stata riscontrata prevalentemente a carico del Cerro all'interno dell'area dove è presente il grosso Cervide. Qui sono state registrate sia al 2° sia al 5° anno di età circa il 9% delle ceppaie morte per esaurimento favorito dalla brucatura. Nella stessa area questo effetto ha interessato l'1% delle ceppaie di Castagno, mentre non è stata rilevata nel caso delle due aree di confronto.

Nei confronti delle specie arboree, e in funzione delle tipologie di impatto, si osserva un diversa selettività (Tab. 29). Nell'area dove è presente il Cerro, non è stata rilevata una forte variabilità della selettività realizzata con la brucatura. Le specie leggermente meno selezionate sono il Carpino nero e l'Orniello. Nelle altre aree, e soprattutto nella terza area, poiché nella seconda area l'unica specie presente come rinnovazione agamica era il Castagno, la selettività della brucatura è più variabile. Particolarmente selezionato è il Leccio a cui segue il Cerro. Evitate o non selezionate attivamente sono il Sorbo domestico e l'Orniello. Per quanto riguarda la selettività nei confronti delle specie arboree realizzata negli altri impatti la Scortecciatura è realizzata con una forte preferenza per il Castagno e per la Robinia. Per le altre tipologie di impatto analizzate, ovvero la stroncatura dei polloni e la sfregatura è presente una forte selettività nei confronti del Castagno e in misura minore sulla Robinia e il Faggio.

Tabella 29 - Tasso di Preferenza (PR) per i diversi impatti sulla rinnovazione agamica rilevata nelle tre aree (B=Brucatura; Sc= Scortecciatura; St=Stroncatura; Sf=Sfregatura).

Area	Specie	<i>Ai</i>	<i>Ui B</i>	<i>Ui Sc</i>	<i>Ui St</i>	<i>Ui Sf</i>	PR B	PR Sc	PR St	PR Sf
1	Carpino nero	2	2	0	0	0	0.97	0.00	0.00	0.00
	Castagno	64	64	95	90	0	1.00	1.49	1.42	0.00
	Cerro	18	18	0	0	0	1.00	0.00	0.03	0.00
	Faggio	1	1	0	0	0	1.01	0.00	0.54	0.00
	Orniello	4	4	0	0	0	0.93	0.00	0.00	0.00
	Robinia	11	12	5	9	0	1.01	0.42	0.75	0.00
	Sorbo montano	0.22	0.22	0	0	0	1.01	0.00	0.00	0.00
2	Castagno	100	100	100	0	100	1.00	1.00	0.00	1.00
3	Carpino nero	0	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00
	Cerro	61	72	0	0	0	1.17	0.00	0.00	0.00
	Ciavardello	3	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00
	Leccio	15	21	0	0	0	1.38	0.00	0.00	0.00
	Orniello	18	7	0	0	0	0.36	0.00	0.00	0.00
	Sorbo domestico	2	0	0	0	0	0.23	0.00	0.00	0.00

4.1.3.2.2 Boschi cedui adulti

Nei cedui adulti è stata osservata la presenza esclusivamente della scortecciatura e solamente nei cedui di castagno. La scortecciatura è stata rilevata in tutti i siti selezionati all'interno dell'areale del Cervo, mentre nell'area dove era assente questo impatto non è mai stato rilevato (Fig. 24).

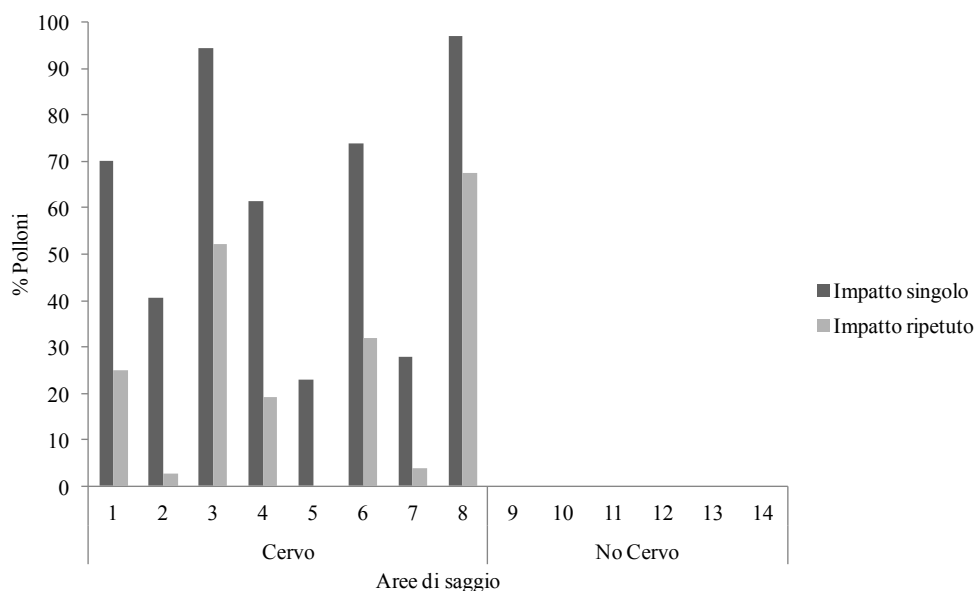


Figura 24 - Frequenza della scortecciatura nei cedui adulti nell'area del Cervo e nell'area di confronto.

La severità della scortecciatura, intesa sia come incidenza sia come ripetitività dell'impatto sugli stessi polloni, è elevata in alcune aree di saggio rilevate (Tab. 30). In questi soprassuoli, ubicati nelle vicinanze delle ceduazioni nei primi anni di sviluppo, mediamente il 61% dei polloni presenta almeno una scortecciatura e il 25% dei polloni ha subito questo impatto più di una volta. Nei siti dove sono state rilevate le maggiori frequenze dell'impatto è presente anche la maggiore incidenza della ripetizione dell'impatto sugli stessi polloni.

Tabella 30 - Frequenza degli eventi di scortecciamento in cedui di Castagno.

Ads	Età	N. polloni N ha ⁻¹	Impatto singolo %*	N. polloni N ha ⁻¹	Impatto ripetuto %*
1	14	3833	70	1364	25
2	20	1949	41	130	3
3	20	4352	94	2404	52
4	24	2079	62	650	19
5	32	585	23	0	0
6	20	2404	74	1039	32
7	24	455	28	65	4
8	17	4287	97	2988	68
<i>Media</i>			61		25

*Sul totale dei polloni presenti.

La scortecciatura assume maggiore incidenza nei boschi cedui con età di 17-20 anni e diminuisce alle età superiori. Questa selettività in funzione delle età può essere condizionata dall'ispessimento della corteccia del Castagno. La selettività di questo impatto è presente anche in funzione di altre caratteristiche dimensionali delle piante come il diametro. Valutando la frequenza dell'impatto nelle classi di diametro si nota che la maggiore incidenza è presente nei polloni che hanno un diametro a petto d'uomo che va da 7.5 a 12.5 cm (Fig. 25). In questa classe diametrica il 78% dei polloni rilevati è interessato dalla scortecciatura. Anche per i polloni che ricadono nella prima e nella terza classe di diametro la maggioranza dei polloni presenta ferite imputabili al Cervo.

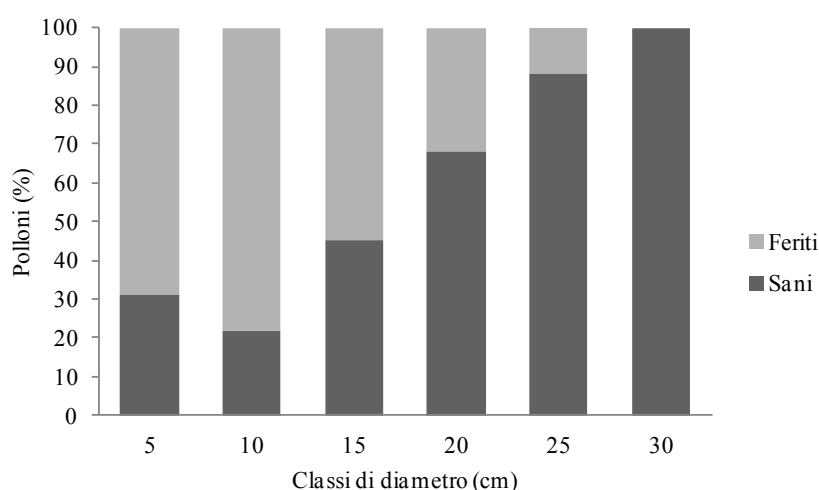


Figura 25 - Ripartizione dei polloni impattati dalla scortecciatura nelle Classi di diametro di 5 cm.

Per quanto riguarda le caratteristiche dimensionali delle ferite nei casi esaminati la lunghezza media è di 0.67 m, mentre quella massima rilevata è stata di 2.30 m. L'altezza alla base del fusto da cui gli animali iniziano a scortecciare è mediamente a 0.72 cm (Tab. 31).

Tabella 31 - Entità delle ferite degli scortecciamenti nei cedui di Castagno.

Ads	Altezza dalla base				Lunghezza				Altezza finale			
	Media m	Dev. st m	Min m	Max m	Media m	Dev. st m	Min m	Max m	Media m	Dev st m	Min m	Max m
1	0.72	0.29	0	1.30	0.48	0.3	0.1	1.65	1.20	0.27	0.50	2.00
2	0.87	0.30	0.10	1.30	0.53	0.34	0.1	1.5	1.40	0.35	0.60	2.50
3	0.62	0.35	0	1.50	0.82	0.41	0.1	1.7	1.44	0.36	0.20	2.20
4	0.73	0.25	0	1.20	0.71	0.33	0.2	1.7	1.45	0.35	0.60	2.70
5	0.69	0.39	0	1.20	0.74	0.68	0.2	2.3	1.43	0.55	0.70	2.30
6	0.72	0.25	0.20	1.25	0.52	0.24	0.2	1.1	1.24	0.24	0.50	1.60
7	1.04	0.32	0.50	1.50	0.56	0.34	0.2	1.1	1.61	0.43	1.00	2.2
8	0.35	0.28	0	1.15	1.01	0.41	0.4	2.1	1.36	0.34	0.45	2.25
Media	0.72	0.30	0.10	1.30	0.67	0.38	0.19	1.64	1.39	0.36	0.57	2.22

4.1.3.3 Effetti dell'impatto sullo sviluppo in altezza

L'effetto degli impatti sullo sviluppo in altezza della rinnovazione agamica è stata valutata specificatamente per il Cerro e il Castagno. A partire delle già citate Tavole Alsometriche Generalizzate realizzate per le due specie governate a Ceduo per tutta la Toscana da MARONE *et al.* (2012) sono state estrapolate le relazioni utili al confronto prima con l'altezza normale e successivamente per stimare il ritardo di accrescimento sia in termini di ripresa a fine turno sia di ritardo temporale (Tab. 32).

Tabella 32 - Relazioni alsometriche e equazioni utilizzate per il confronto per il Cerro e per il Castagno nelle Classi di Fertilità (CLF) (da MARONE *et al.*, 2012).

Specie e Classe di Fertilità	Relazione Alsometrica	Equazione
Cerro		
I CLF	1 Altezza in funzione dell'età	$y = -0.0099x^2 + 0.8814x$
	2 Volume in funzione dell'età	$y = 0.001x^4 - 0.0416x^3 + 0.4912x^2 + 4.4979x$
	3 Volume in funzione dell'altezza	$y = 0.0019x^5 - 0.0662x^4 + 0.7785x^3 - 3.4254x^2 + 11.771x$
II CLF	1 Altezza in funzione dell'età	$y = -0.0058x^2 + 0.5883x$
	2 Volume in funzione dell'età	$y = 0.0007x^4 - 0.0311x^3 + 0.4089x^2 + 2.7188x$
	3 Volume in funzione dell'altezza	$y = 0.0052x^5 - 0.1222x^4 + 0.936x^3 - 2.3859x^2 + 8.7253x$
III CLF	1 Altezza in funzione dell'età	$y = -0.0014x^2 + 0.2906x$
	2 Volume in funzione dell'età	$y = -0.00005x^4 + 0.0019x^3 - 0.0157x^2 + 2.6419x$
	3 Volume in funzione dell'altezza	$y = -0.0015x^5 + 0.011x^4 + 0.0117x^3 + 0.0881x^2 + 9.0137x$
Castagno		
I CLF	1 Altezza in funzione dell'età	$y = -0.0106x^2 + 0.8323x$
	2 Volume in funzione dell'età	$y = 0.00005x^4 - 0.0086x^3 + 0.3709x^2 + 4.558x$
	3 Volume in funzione dell'altezza	$y = 0.0023x^5 - 0.0817x^4 + 1.0266x^3 - 4.4818x^2 + 13.614x$
II CLF	1 Altezza in funzione dell'età	$y = -0.0098x^2 + 0.7527x$
	2 Volume in funzione dell'età	$y = 0.00005x^4 - 0.0071x^3 + 0.295x^2 + 3.3141x$
	3 Volume in funzione dell'altezza	$y = 0.0043x^5 - 0.1345x^4 + 1.4924x^3 - 5.9646x^2 + 13.649x$
III CLF	1 Altezza in funzione dell'età	$y = -0.0085x^2 + 0.6474x$
	2 Volume in funzione dell'età	$y = 0.00002x^4 - 0.0034x^3 + 0.1655x^2 + 2.4799x$
	3 Volume in funzione dell'altezza	$y = 0.0077x^5 - 0.2062x^4 + 1.9493x^3 - 6.8171x^2 + 12.575x$

Utilizzando la prima relazione che descrive lo sviluppo in altezza (y) in funzione dell'età (x) dei popolamenti sono state calcolate le altezze per le età analizzate.

Per quanto riguarda il Cerro, con i dati rilevati nelle due aree sperimentali, il confronto fra le medie delle altezze più alte di ogni pollone per le due età e per le diverse classi di fertilità (Tab. 33) con la situazione normale è riportato in Figura 26.

I risultati ottenuti ripetendo le analisi per il Castagno sono riportati in Tabella 34 e in Figura 27.

Tabella 33 - Dati di *input* per il Cerro nel confronto con lo sviluppo alsometrico.

Area	Anni	Classe di Fertilità	N Ceppaie	Altezze dei polloni più alti (<i>Hr</i>)	
				Media m	Dev. St. m
1	2	I	47	0.38	0.22
		II	76	0.47	0.24
	5	I	40	0.90	0.35
		II	67	0.62	0.32
3	2	I	156	1.16	0.39
	5	I	80	2.45	0.94

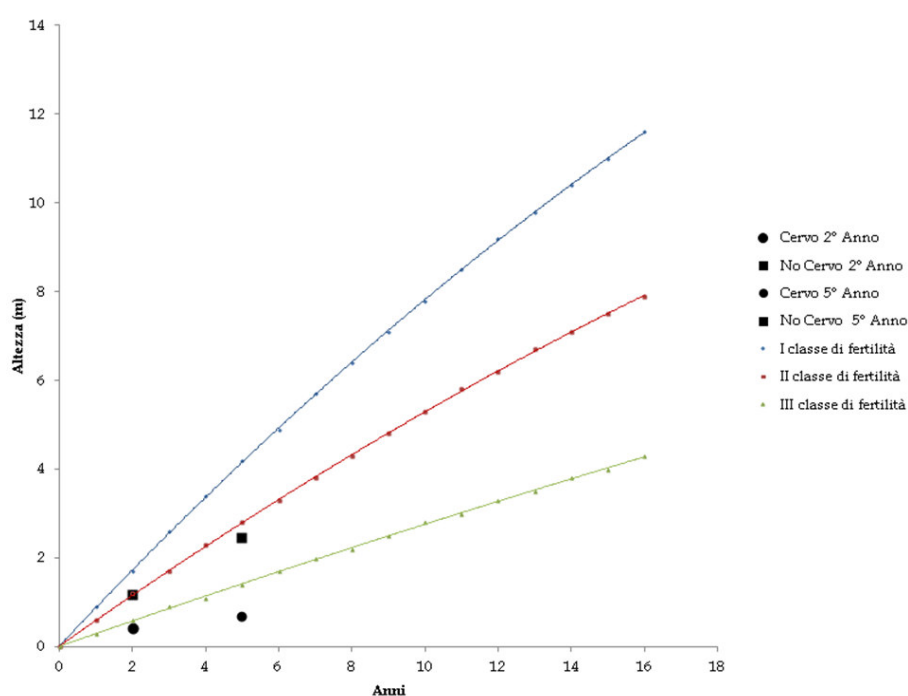


Figura 26 - Confronto grafico fra la media delle altezze del pollone più alto di ogni ceppaia di Cerro con le altezze previste dalle equazioni alsometriche.

Tabella 34 - Dati di *input* per il Castagno nel confronto con lo sviluppo alsometrico.

Area	Anni	Classe di Fertilità	N Ceppaie	Altezze dei polloni più alti (<i>Hr</i>)	
				Media m	Dev. St. m
1	2	I	127	1.54	0.55
		II	46	1.51	0.60
		III	358	1.29	0.66
	5	I	54	2.56	0.91
		II	77	3.29	1.14
		III	197	3.08	1.29
2	2	III	73	2.79	0.67
	5	I	77	3.90	0.65
		II	39	3.96	0.64
		III	187	3.75	0.82

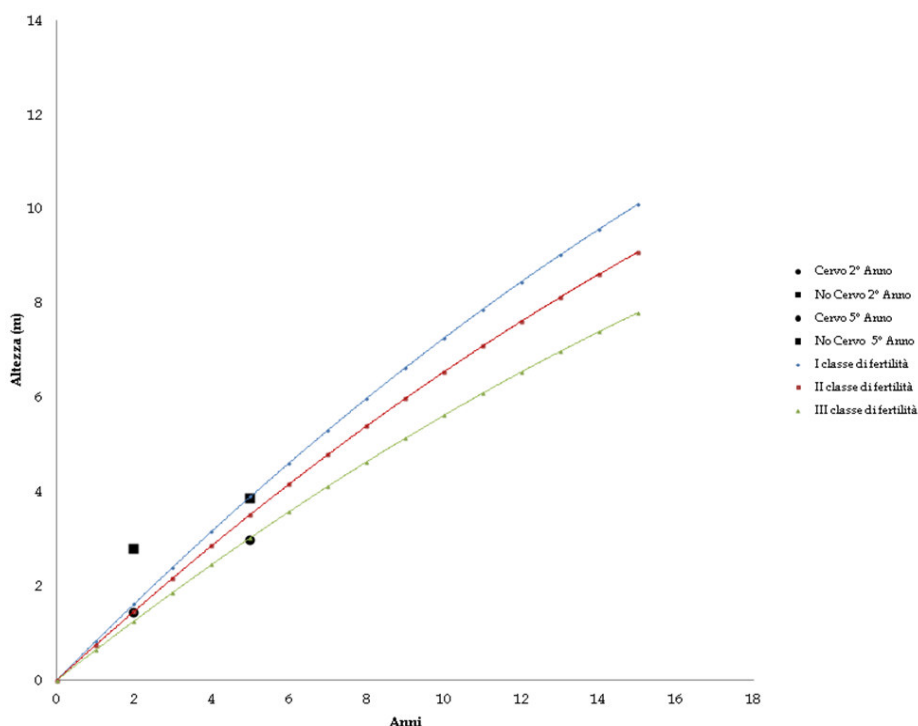


Figura 27 - Confronto grafico fra la media delle altezze del pollone più alto di ogni ceppaia di Cerro con le altezze previste dalle equazioni alsometriche.

Il passo successivo è stato quello di comprendere come le eventuali riduzioni di sviluppo si potessero ripercuotere sulla produzione a fine turno. Per fare questo l'analisi è stata realizzata a livello di tagliata, avvalendosi della metodologia empirica esposta e delle relazioni alsometriche estrapolate dalle Tavole. I dati della simulazione sono riportati in Tabella 35 e 36 separatamente per le specie forestali.

Tabella 35 - Stima dell'effetto dell'impatto sui Cedui misti a prevalenza di specie quercine a fine turno.

Area	N Tg	Er Anni	CLF	Hr m	ImHR m/anno	Hs m	Er _{Hs} Anni	H _{ET} m	V _{ET} * m ³	V _{trit} * m ³	T _{rit} Anni
1	1	2	I	0.34	0.17	2.00	12	6.83	52.86	49.14	28
	2	2	I	0.44	0.22	2.00	9	8.24	66.96	35.04	25
	3	2	II	0.57	0.29	2.00	7	7.39	62.08	11.92	22
	4	2	II	0.51	0.26	2.00	8	6.88	58.25	15.75	23
	5	2	II	0.36	0.18	2.00	11	5.41	44.97	29.03	28
	6	5	I	1.00	0.20	2.00	10	7.53	59.93	42.07	26
	7	5	I	0.75	0.15	2.00	13	5.51	39.69	62.31	30
	8	5	II	0.47	0.09	2.00	21	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>
	9	5	II	0.76	0.15	2.00	13	4.49	35.58	38.42	31
3	1	2	I	1.16	0.58	1.10	3	12.10	93.85	8.15	20
	2	2	I	1.16	0.58	1.10	3	12.10	93.85	8.15	20
	3	2	I	1.16	0.58	1.10	3	12.10	93.85	8.15	20
	4	5	I	2.38	0.48	1.10	4	11.67	91.56	10.44	20
	5	5	I	2.53	0.51	1.10	4	11.82	92.36	9.64	20

*In riferimento al turno minimo indicato dal RF 18 anni per le specie quercine

n.c. Non calcolabile perché i dati di altezza rilevati al 5° anno hanno prodotto un incremento medio di altezza che nella simulazione realizzata non consentiva alle piante di raggiungere le altezze di sicurezza se non con un notevole periodo temporale.

Tabella 36 - Stima dell'effetto dell'impatto sui Cedui di Castagno a fine turno.

Area	N Tg	Er Anni	CLF	Hr m	ImHR m/anno	Hs m	Er _{Hs} Anni	H _{ET} m	V _{ET} * m3	V _{rit} * m3	T _{rit} Anni	
1	11	2	I	1.18	0.59	2.00	3	6.23	57.62	7.38	10	
	12	2	I	1.86	0.93	2.00	2	7.01	70.48	n.n.	n.n.	
	13	2	I	1.57	0.79	2.00	3	7.01	70.48	n.n.	n.n.	
	14	2	II	1.75	0.87	2.00	2	6.51	56.59	n.n.	n.n.	
	15	2	II	0.81	0.41	2.00	5	5.13	36.61	12.39	11	
	16	2	III	1.93	0.96	2.00	2	5.88	42.13	n.n.	n.n.	
	17	2	III	0.84	0.42	2.00	5	4.68	27.77	5.23	10	
	18	2	III	1.34	0.67	2.00	3	5.88	42.13	n.n.	n.n.	
	19	2	III	0.53	0.27	2.00	7	3.56	17.60	15.40	13	
	20	5	I	2.56	0.51	2.00	4	5.30	44.21	20.79	11	
	21	5	II	3.29	0.66	2.00	3	5.75	45.02	3.98	10	
	22	5	III	3.38	0.68	2.00	3	5.50	37.27	n.n.	n.n.	
	23	5	III	3.09	0.62	2.00	3	5.21	33.75	n.n.	n.n.	
	24	5	III	2.72	0.54	2.00	4	4.84	29.43	3.57	10	
	25	5	III	3.27	0.65	2.00	3	5.39	35.94	n.n.	n.n.	
	2	1	2	III	2.71	1.35	1.10	1	6.59	51.45	n.n.	n.n.
		2	2	III	2.91	1.45	1.10	1	6.78	54.07	n.n.	n.n.
		3	5	I	3.98	0.80	1.10	3	6.10	55.54	9.46	10
		4	5	I	3.81	0.76	1.10	3	5.93	53.01	11.99	10
		5	5	II	3.96	0.79	1.10	3	6.43	55.20	n.n.	n.n.
		6	5	III	3.52	0.70	1.10	3	6.65	52.23	n.n.	n.n.
		7	5	III	3.74	0.75	1.10	3	6.87	55.16	n.n.	n.n.
		8	5	III	4.07	0.81	1.10	2	7.19	59.47	n.n.	n.n.
		9	5	III	3.89	0.78	1.10	3	7.01	57.12	n.n.	n.n.
		10	5	III	3.58	0.72	1.10	3	6.70	52.99	n.n.	n.n.

*In riferimento al turno minimo indicato dal RF 8 anni per il Castagno.

n.n Non necessario

Nel caso dei cedui misti a prevalenza di specie quercine, in tutti i casi esaminati risulta al 18° anno di età una diminuzione della produzione attesa. Questo comporta un allungamento medio del turno necessario per raggiungere la stessa produzione di circa 8 anni nel caso delle tagliate presenti all'interno dell'area dove è presente il Cervo. Nel caso dell'area di controllo si registra un ritardo temporale di 2 anni. Per quanto riguarda invece i cedui puri e misti a prevalenza di Castagno la riduzione della provvigione si ha nel 46% dei casi e in queste situazioni il prolungamento medio del turno è di circa 2 anni. Anche in presenza del Cervo vi sono situazioni che con il modello proposto non risultano condizionate nello sviluppo di altezza iniziale.

4.1.3.4 Relazioni tra sviluppo in altezza, variabili ambientali e densità animali

Il diverso sviluppo delle due specie nelle aree sperimentali è stato analizzato e confrontato mediante l'utilizzo dei Modelli Lineari Generalizzati (GLM). Il primo confronto realizzato è stato fra le aree con e senza Cervo. In entrambi i confronti è

stata osservata una forte incidenza dovuta alla presenza della specie animale, ma con effetti sullo sviluppo variabile a seconda della specie forestale.

Nel caso del Cerro vi è una differenza altamente significativa fra le aree sia a 2 sia a 5 anni di età. Il differenziale registrato fra le aree aumenta all'aumentare dell'età dei soprassuoli (Tab. 37, Tab. 38 e Fig. 28).

Tabella 37. Statistiche di Wald del modello di confronto (distribuzione d'errore normale, funzione link di tipo log) dell'altezza del Cerro tra area Cerro e area no Cerro (N=439 polloni).

	Gradi di libertà	Wald	p
AREA	1	569.988	0.000
Anni	1	280.174	0.000

Tabella 38. Valori previsti dal modello di confronto (distribuzione d'errore normale, funzione link di tipo log) dell'altezza del Cerro tra area Cerro e area no Cerro.

AREA	Anni	Hlog media	Hlog E.S.	Hlog -95.00	Hlog +95.00	N
1 Cerro	2	0.151	0.052	0.136	0.168	123
2 Cerro	5	0.233	0.035	0.218	0.250	114
3 No Cerro	2	0.327	0.022	0.313	0.342	144
4 No Cerro	5	0.520	0.020	0.500	0.541	68

Per quantificare le differenze in modo più immediato, i valori riportati in Tabella 38 possono essere trasformati. I valori reali previsti dal Modello per il Cerro sono di 0.42 e 0.71 m nell'area del Cerro, rispettivamente a due e cinque anni, e 1.12 e 2.31 m nell'area di confronto.

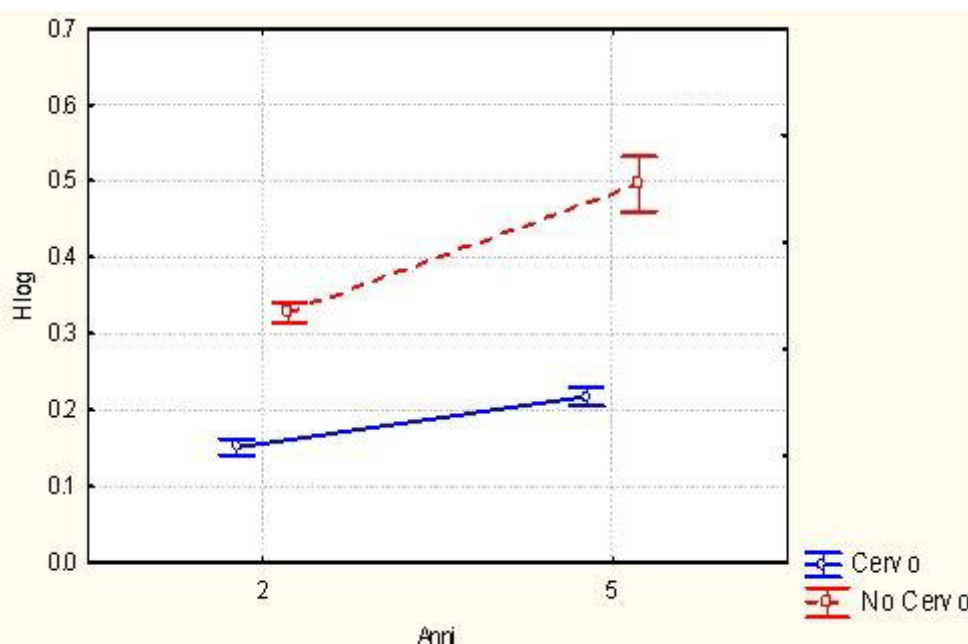


Figura 28 - Rappresentazione grafica dei valori previsti dal Modello nel confronto dell'altezza del Cerro tra le aree con e senza Cerro.

Per il Castagno la situazione è sensibilmente diversa. Per questa specie è presente una forte differenza dovuta alla presenza del Cervo, ma soprattutto al secondo anno di età e la presenza di un effetto di interazione fra l'area e l'anno, assente nel Cerro, indica che l'impatto è maggiore a due anni rispetto a cinque anni (Tab. 39, 40 e Fig. 29). Anche in questo caso si è proceduto successivamente alla trasformazione dei dati. Le medie delle altezze del Castagno sono di 1.24 e 2.78 m nell'area del Cervo, rispettivamente a due e cinque anni, e divengono 2.72 e 3.74 m nell'area dove il Cervo è assente.

Tabella 39 - Statistiche di Wald del modello di confronto (distribuzione d'errore normale, funzione link di tipo log) dell'altezza del Castagno tra Macroarea e Pescia (N=1229 polloni).

	Gradi di libertà	Wald	p
Area	1	363.150	0.00
Anni	1	392.004	0.00
AREA*Anni	1	96.967	0.00

Tabella 40 - Valori previsti dal modello di confronto (distribuzione d'errore normale, funzione link di tipo log) dell'altezza del Castagno tra Macroarea e Pescia.

Area	Anni	Hlog media	Hlog E.S.	Hlog -95.00	Hlog +95.00	N
1 Cervo	2	0.350	0.015	0.339	0.360	531
2 Cervo	5	0.578	0.012	0.565	0.592	328
3 No Cervo	2	0.571	0.026	0.543	0.600	73
4 No Cervo	5	0.676	0.011	0.662	0.690	297

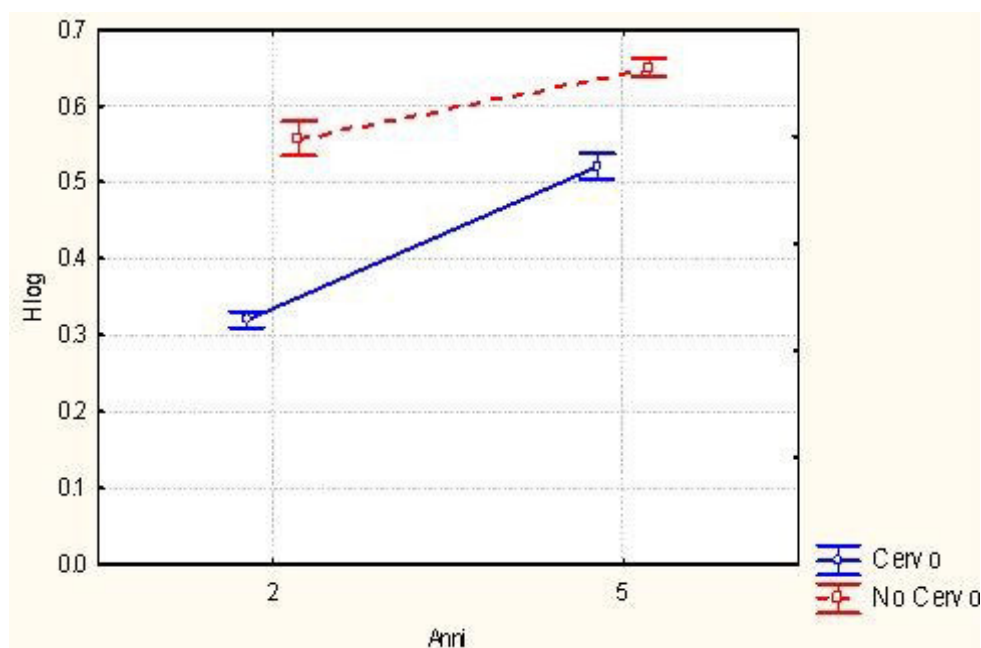


Figura 29 - Rappresentazione grafica dei valori previsti dal modello di confronto dell'altezza del Castagno tra area Cervo e area no Cervo.

Per quanto concerne l'effetto delle variabili ambientali o delle densità degli animali, valutate all'interno dell'area dove è presente il Cervo, ci sono differenze assai importanti tra le due specie arboree. Per il Cerro, l'effetto di qualsiasi variabile utilizzata è nullo, così come nulli sono gli effetti imputabili alle variazioni di densità degli animali o degli indici cinegetici (Tab. 26). Delle varie variabili utilizzate è stato verificato nei modelli se il loro inserimento ne migliorava il contenuto informativo, oltre ad avere un effetto statisticamente significativo. Nella costruzione del modello per questa specie non sono state riscontrate differenze tra tagliate diverse, tra le caratteristiche ambientali (Quota, esposizione, vicinanza alle strade ecc.), né per le variazioni di abbondanza del Cervo o del Capriolo valutate attraverso gli indici cinegetici. L'impatto prodotto su questa specie forestale dal Cervo tende a ridurre la capacità di crescita dei polloni, vanificando l'effetto dell'età sull'accrescimento in altezza.

Prendendo invece in esame il Castagno, la situazione è risultata notevolmente diversa. Per questa specie è presente un effetto significativo ed informativo di variabili stazionali, ambientali e dovute all'abbondanza dei Cervidi. A livello di variabili ambientali quelle che hanno apportato un maggiore contributo informativo e significativo per valutare le altezze del Castagno sono state: l'età delle piante, la Classe di fertilità delle tagliate, la quota e l'indice di Dominanza del popolamento, parametro sintetico della composizione specifica (Tab. 41).

Tabella 41 - Criteri di informazione (AIC) del modello ambientale di base e dei modelli con l'inserimento delle variabili della densità dei Cervidi e degli Indici cinegetici.

	AIC	Δ AIC
Modello ambientale di base (Anni, Classi di Fertilità, Indice di Dominanza, Quota)	-1091,19	
Indice di densità dei due Cervidi derivata dal numero di capi abbattuti (<i>DDHI</i>)	-1103,00	-11,81
Indice di densità dei due Cervidi derivata dalle operazioni di conteggio (<i>DDI</i>)	-1101,06	-9,87
Indice del numero medio di uscite	-1096,30	-5,11
Numero medio di uscite per abbattere I° Capriolo	-1094,40	-3,21
Numero uscite/Cervi abbattuti	-1093,33	-2,14
Indice del numero di uscite intera stagione	-1093,11	-1,92

A questi parametri stazionali e ambientali l'aggiunta delle varie variabili inerenti le popolazioni animali ha portato ad identificare come migliore variabile il *Deer Density Hunted Index (DDHI)*, ovvero l'indice comprensivo della presenza delle due specie animali desunto dai capi abbattuti. Questa variabile apporta un notevole miglioramento del contributo informativo (Δ AIC = -11.81) al modello

ambientale precedentemente individuato. Gli altri indici utilizzati, anche se miglioravano il contributo informativo, non apportavano lo stesso differenziale di informazione.

A livello di importanza delle variabili, deducibile dalla statistica di *Wald*, emerge prima di tutto un ovvio effetto dell'anno, con altezze molto maggiori nei polloni di cinque anni rispetto a quelli di due anni. Gli altri fattori in ordine di importanza come contributo informativo sono la Classe di Fertilità, la quota l'indice *DDHI* e la Dominanza (Tab. 42).

Tabella 42 - Statistiche di Wald del modello dell'altezza del Castagno nell'area dove è presente il Cervo (N=859 polloni).

	Gradi di libertà	Wald	p
Anni	1	652.71	0.000000
Classe di fertilità	2	41.33	0.000000
Indice di Dominanza	1	9.17	0.002467
Quota	1	46.23	0.000000
<i>DDHI</i>	1	13.99	0.000184

L'effetto di queste variabili sullo sviluppo dell'altezza è interpretabile dal segno del coefficiente di ogni fattore (Tab. 43). In funzione di questo parametro emerge nella situazione esaminata che, tralasciando l'effetto dell'età, all'aumentare della quota altitudinale e della monospecificità dei popolamenti lo sviluppo dei polloni aumenta. Più controverso è l'effetto della Classe di fertilità poiché l'effetto sullo sviluppo non è positivo all'aumentare della fertilità considerando tutte e tre le classi. Infatti, la prima e la terza classe di fertilità hanno un effetto positivo sullo sviluppo di altezza mentre la seconda classe sembra avere un effetto negativo. Infine, per quanto riguarda l'indice *DDHI* si osserva che all'aumentare di questo le altezze dei polloni diminuiscono.

Tabella 43 - Coefficienti (ed errori standard) dei fattori del modello nell'area dove è presente il Cervo (N=859 polloni).

	Livello dell'effetto	Coefficiente	ES del coefficiente	p
Anni	2	-0.27169	0.010634	0.000000
	5	0.27169	0.010634	0.000000
Classe di fertilità	1	0.07932	0.017891	0.000009
	2	-0.13302	0.020891	0.000000
	3	0.05370	0.017901	0.002700
Indice di Dominanza		0.17309	0.057176	0.002467
Quota		0.00072	0.000105	0.000000
<i>DDHI</i>		-0.13272	0.035483	0.000184

Per quanto riguarda invece l'analisi del modello ambientale di base con la densità degli animali stimata dalle operazioni di conteggio (*DDI*), i risultati di

dettaglio appaiono contraddittori. Anche se il contributo informativo dato è alto (Tab. 41) e con un effetto significativo importante (Tab. 44), il segno del suo coefficiente risulta positivo (Tab. 45), ovvero all'aumentare della *DDI* si ha un effetto positivo sull'altezza dei polloni. Una causa di questo risultato, opposto con quello precedente, potrebbe essere lo sbilanciamento numerico del campione analizzato fra i valori di densità stimata con le operazioni di conteggio. Infatti, la maggior parte del campione saggiato rientra in aree dove la *DDI* era di 11 o 11.4 capi, quindi con valori molto ravvicinati, e solo la minima parte ricadeva nelle aree a densità maggiore (*DDI* = 14.35) non consentendo quindi di avere un gradiente di densità.

Tabella 44 - Statistiche di Wald del modello con la densità *DDI* nell'area dove è presente il Cervo (N=859 polloni).

	Gradi di Libertà	Wald	<i>p</i>
Anni	1	619.3940	0.000000
Classe di fertilità	2	36.3354	0.000000
Indice di Dominanza	1	9.6758	0.001867
Quota	1	77.1259	0.000000
<i>DDI</i>	1	12.6847	0.000369

Tabella 45 - Coefficienti (ed errori standard) dei fattori del modello con la densità *DDI* nell'area dove è presente il Cervo (N=859 polloni).

	Livello dell'effetto	Coefficiente	ES del coefficiente	<i>p</i>
Anni	2	-0.25999	0.010446	0.000000
	5	0.25999	0.010446	0.000000
Classe di fertilità	1	0.07765	0.017725	0.000012
	2	-0.12367	0.021131	0.000000
Indice di Dominanza		0.18049	0.058025	0.001867
Quota		0.00086	0.000098	0.000000
<i>DDI</i>		0.05002	0.014044	0.000369

4.1.4 Discussione e Conclusioni

L'analisi svolta ha fotografato una notevole diversità dell'incidenza, delle tipologie e della severità degli impatti prodotti a seconda della presenza o assenza del Cervo. Nelle aree dove è presente solo il Capriolo, gli impatti, seppur presenti, hanno una limitata incidenza e severità. Il piccolo Cervide interagisce con la rinnovazione agamica esclusivamente con la brucatura e la sfregatura. La brucatura è diffusa, nel caso dei cedui quercini, ma la severità con cui affligge le piante, valutabile con il grado di brucatura, è relativamente bassa. Inoltre, nell'area sperimentale non sono state rilevate ceppaie morte per esaurimento imputabile alla brucatura, diversamente da come osservavano CANTIANI *et al.* (2006) in cedui quercini dove era presente il

Capriolo. Anche gli effetti sullo sviluppo dei polloni, valutati sia con il confronto con la situazione “normale” derivata dalle tavole alsometriche, sia con i confronti statistici non indicano per l’area esaminata un effetto così rilevante sullo sviluppo imputabile dal Capriolo come quello segnalato da CUTINI *et al.* (2007, 2009, 2011). Nell’area sperimentale dedicata ai cedui di Castagno l’incidenza dell’impatto della brucatura è molto inferiore (<10%). In questa situazione l’unico altro impatto rilevato è la sfregatura a carico di polloni presenti sulle ceppaie di cui al momento del rilievo non ne è stata osservata la mortalità. I risultati ottenuti per il Castagno, per il quale si è registrato una scarsa incidenza della brucatura, imputabile sia alla scarsa appetibilità sia alle elevate capacità di resilienza della specie, concordano con quelli di CUTINI *et al.* (2007, 2009, 2011).

L’incidenza, la tipologia e la severità degli impatti sono notevolmente diversi nell’area dove al Capriolo si aggiunge il Cervo. In quest’area, oltre ad essere presente la brucatura con un’incidenza quasi totale sulla rinnovazione agamica, sono presenti e diffusi anche altri impatti come la scortecciatura e la stroncatura dei polloni. La severità della brucatura in quest’area è elevata sia come incidenza sulle piante, che mediamente sono utilizzate per più del 50% dei polloni presenti sulle ceppaie, sia come letalità indotta dall’impatto. Quest’ultimo effetto è rilevato specificatamente per il Cerro e non per le altre specie forestali riscontrate, se non con frequenze molto inferiori nel Castagno. Inoltre, l’azione alimentare mostra un’elevata incidenza in entrambi gli anni di analisi, tranne che per le specie forestali secondarie (Altre specie). Da rilevare come già a due anni di età il Castagno sia interessato dalla scortecciatura dei polloni, raddoppiando come incidenza al 5° anno vegetativo. Questo impatto è sintomatico della presenza del Cervo e accompagna lo sviluppo dei polloni di Castagno anche nella fase adulta. I rilievi realizzati nei boschi adulti evidenziano come l’impatto in quest’area sia frequente e diffuso, mostrando una notevole selettività nei confronti della specie e delle caratteristiche dimensionali delle piante.

La selettività infine è un carattere che mostra una leggera differenza fra le aree di studio. Dove è presente il Cervo, la selettività non sembra essere molto variabile e interessa le specie in modo molto simile, mentre dove è presente il Capriolo la selettività nei confronti delle specie presenti è più apprezzabile. Forse

questo parametro rispecchia il diverso comportamento alimentare delle specie, oppure le elevate densità animali riducono questo carattere.

Anche l'effetto dei questi impatti sullo sviluppo in altezza della rinnovazione agamica differisce notevolmente fra le due specie forestali principali. Gli effetti riscontrati che concordano con quanto già evidenziato da altri Autori sono (BIANCHI *et al.*, 2014; CUTINI *et al.*, 2011, 2009, 2007): nel Cerro la capacità di sviluppo in funzione dei Cervidi risulta molto più limitata e con meno capacità di tolleranza rispetto al Castagno. Solo nel caso dell'area dove è presente il Cervo, il confronto con la situazione "normale" denota per i cedui di Cerro uno sviluppo in altezza molto inferiore a quello indicato dalle Tavole, e questo differenziale sembra aumentare all'aumentare dell'età. Diversamente il Castagno non sembra avere questo differenziale ed anzi, in molti casi ha uno sviluppo maggiore di quello indicato, anche nell'area dove è presente il Cervo. Questa situazione di modificazione delle altezze nelle due specie si ripercuote sensibilmente anche per il raggiungimento della produzione a fine turno con il modello empirico proposto. Nel caso dei cedui giovani di Cerro, nell'area dove è presente il Cervo si ha una riduzione della ripresa ottenibile a fine turno e la necessità di prolungare il turno per raggiungere il volume atteso. Tale riduzione volumetrica è presente anche nell'area di confronto, ma con ritardi di produzione e temporali molto inferiori. Nel caso del Castagno i ritardi di produzione e di periodi temporali sono molto inferiori se non addirittura trascurabili. Sicuramente il modello esposto è molto riduttivo e non tiene conto della capacità di reazione delle piante, riduce un fenomeno dinamico come l'impatto degli animali a un fenomeno costante e fa uso di strumenti quali le Tavole alisometriche che sono basate su una visione "stabile" di fenomeni che sono invece intrinsecamente dinamici e non prevedibili con certezza. Tuttavia questo modello vuole porsi come un rapido e speditivo strumento per realizzare valutazioni economico finanziarie per la stima dei danni da fauna (FRATINI *et al.*, 2014). Inoltre va osservato che l'utilizzo dell'altezza del pollone più alto di ogni ceppaia porta a valutazioni ecologiche ed economiche dell'impatto molto precauzionali e probabilmente lo stima per difetto.

La diversa modalità di sviluppo delle specie nelle aree con e senza Cervo è supportata anche dai confronti realizzati fra le aree e per valutare l'effetto delle variabili ambientali e di densità o abbondanza degli animali. All'interno dell'area realizzata nell'areale stabile e riproduttivo del Cervo il Cerro è fortemente

condizionato dalla presenza della popolazione animale. Qui l'effetto della brucatura e la sua severità annulla addirittura la variabile età sullo sviluppo delle altezze non facendo registrare differenze significative tra due e cinque anni di età. Inoltre, l'effetto sullo sviluppo di altezza dei polloni sembra aumentare con l'età dei cedui, come riscontrato da CUTINI *et al.* (2007), che nel loro monitoraggio sulla specie soggetto all'impatto del Capriolo, indicano che le differenze di accrescimento fra le piante impattate e quelle non impatta sembrano “*consolidarsi e addirittura accrescersi nel tempo*”. L'annullamento del fattore età nello sviluppo dei polloni di Cerro imputabili alla presenza del Cervo è stato riscontrato anche da BIANCHI *et al.* (2014), i quali, in un'area posta nelle vicinanze di quella osservata in questo lavoro osservano che al 4° anno di sviluppo le altezze registrate sul Cerro sono inferiori di quelle registrate al 1°, 2° e 3° anno di sviluppo.

L'effetto del Cervo sul Cerro è talmente elevato da annullare, oltre all'età, l'effetto di tutte le altre variabili utilizzate. Diversamente il Castagno, seppur impattato e registrando un effetto negativo al 2° anno, riesce a tollerare e sopperire all'impatto subito già dal 5° anno. Anche in questo caso il risultati osservati per questa specie concordano con altri lavori che ne indicano una minore suscettibilità e una migliore capacità di accrescimento in seguito all'impatto, anche in presenza del Cervo (CUTINI *et al.*, 2011, 2009, 2007). Per questa specie, oltre alle variabili ambientali, che hanno un effetto significativo sullo sviluppo dei polloni, è stato osservato un effetto connesso alla diversa densità dei Cervidi. Utilizzando l'indice cinegetico combinato delle due specie derivanti dai capi abbattuti, è stata trovata una relazione che ne descrive l'influenza. Questo indice è risultato quello più informativo fra le diverse variabili utilizzate per la descrizione dell'influenza della densità dei Cervidi sullo sviluppo in altezza della rinnovazione agamica.

In conclusione, con i dati a disposizione, si osserva che la presenza e la persistenza della popolazione di Cervo hanno un effetto determinante sulla rinnovazione agamica dei boschi cedui. La coesistenza tra questa forma di governo e questa specie animale è estremamente difficile in ambedue le tipologie forestali analizzate, seppur per motivazioni diverse. Nei cedui misti a prevalenza di specie quercine, la stasi indotta sulla rinnovazione agamica dalla brucatura compromette la capacità di sviluppo della copertura arborea. All'annullamento della capacità di sviluppo, che si mantiene anche a 8 anni dall'utilizzazione in quanto ancora non sono

presenti polloni più alti di due metri capaci di sfuggire all’impatto (Fiorentini oss. pers. 2014), si aggiunge lo sviluppo delle specie arbustive che vanno a predominare sui ricacci delle ceppaie di specie quercine. Altro fattore rilevante per questa tipologia forestale è l’aumento della mortalità delle ceppaie. Come ricorda GIOVANNINI (2010), per questo effetto non sono presenti interventi tecnici che possano compensare la riduzione del numero di ceppaie almeno nell’immediato. MOTTA *et al.* (2014) suggeriscono l’aumento della matricinatura per poter successivamente compensare questa riduzione. Nel caso del Castagno, invece, seppur specie più tollerante alla brucatura, la suscettibilità non deve essere valutata solo nei primi anni di sviluppo. Con la presenza del Cervo la finestra temporale è maggiore rispetto al Cerro. In questo periodo temporale, da 2 anni di età fino a 32, la scortecciatura può compromettere le condizioni vegetative delle piante, favorire l’attacco di patogeni fungini come il cancro corticale (*Cryphonectria parasitica*) (CARRADORE *et al.*, 2014) e probabilmente limitare le capacità di resilienza nei confronti di altri patogeni che affliggono il Castagno (*Dryocosmus kuriphilus*).

I dati a disposizione pongono in forte dubbio le caratteristiche che sono alla base del governo del bosco ceduo: la sicurezza della rinnovazione, la sicurezza della produzione legnosa ottenibile secondo gli schemi di pianificazione e la “brevità” del ciclo produttivo (CIANCIO e NOCENTINI, 2004). Dalla fotografia realizzata è indubbia la presenza di impatti negativi sulla rinnovazione agamica dei boschi cedui dovuti alla presenza di queste densità di Cervo, tali da poter definire per l’area analizzata la presenza di una *sovraabbondanza* dei Cervidi (CÔTÈ *et al.*, 2004). Una modificazione della gestione delle popolazioni animali, ma anche delle modalità selvicolturali realizzate in queste aree è necessaria. Il solo ricorso agli abbattimenti numerici, realizzati attraverso l’attività venatoria, non può essere ritenuta l’unica soluzione, poiché molto probabilmente non porterebbe ai risultati ricercati nei tempi attesi. Una modificazione della gestione forestale deve essere realizzata in accordo e in modo sinergico con la conoscenza delle popolazioni animali. Fino a quando la selvicoltura e la gestione venatoria non adotteranno una strategia condivisa degli interventi selvicolturali, di miglioramento ambientale e di gestione spaziale e temporale delle due componenti, la ceduaione sarà solo un elemento di attrattività per gli animali e una minaccia per la stabilità, la conservazione e la perpetuazione del bosco stesso.

4.2 FUSTAIE DI ABETE BIANCO E BOSCHI MISTI: RINNOVAZIONE NATURALE

4.2.1 Premessa

In sistemi complessi e adattativi, sottoposti ad un continuo cambiamento che si esplica a diverse scale spaziali e temporali, come i sistemi forestali (NOCENTINI, 2014; PORTOGHESI *et al.*, 2014), lo studio è vincolato alla stessa loro complessità. La presenza di interazioni interne ed esterne, realizzate in diverse scale temporali, che ne guidano la dinamica strutturale e compositiva a tutti i livelli di organizzazione biologica (gene, individuo, popolazione, comunità, ecosistema) rende la loro comprensione molto labile come altrettanto labili sono le capacità di previsione futura (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; NOCENTINI, 2014; PORTOGHESI *et al.*, 2014). Nonostante questa complessità la gestione dei sistemi forestali non può esimere dalla conoscenza, seppur sempre riduttiva, dello stato di salute dei boschi, delle principali criticità e minacce che ne possono alterare le capacità di resilienza e di produzione di quelli che recentemente vengono definiti i servizi ecosistemici, (FOREST EUROPE *et al.*, 2011; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) o, più correttamente, utilità ecosistemiche (CORONA, 2014). Questa conoscenza è fondamentale per *“la verifica delle reazioni a cambiamenti e disturbi di origine esterna”* che possono indurre a *“travalicare soglie capaci di determinare una mutazione irreversibile delle condizioni del sistema considerato”* (PORTOGHESI *et al.*, 2014). Questa conoscenza può essere raggiunta esclusivamente attraverso il monitoraggio. Il monitoraggio è *“un processo di raccolta sistematica di dati, sia qualitativi che quantitativi, portato avanti con una procedura standardizzata e in un periodo di tempo necessario a raccogliere i dati previsti”* (LISA, 2012). Grazie a questo processo, oltre a raccogliere le informazioni necessarie per valutare come le situazioni ambientali siano condizionate da fattori di disturbo si possono valutare i cambiamenti indotti nel tempo dai fattori esaminati (LISA, 2012).

La conoscenza di come gli interventi selvicolturali o la presenza di altri fattori di disturbo modifichino i processi evolutivi dei soprassuoli forestali è strettamente legata al tempo con cui essi agiscono e alla risposta adattativa dei sistemi forestali (PORTOGHESI *et al.*, 2014; REIMOSER e PUTMAN, 2011). La diversa scala temporale dell'azione e dell'effetto indotto è particolarmente rilevante quando viene analizzato uno degli *stress* attualmente più diffuso nelle foreste temperate e boreali, ovvero la sovrabbondanza dei Cervidi (CARRADORE *et al.*, 2014; CÔTÉ *et al.*, 2004;

TANENTZAP *et al.*, 2012a). Questo fenomeno, che caratterizza da qualche decennio gran parte dell'emisfero boreale (APOLLONIO *et al.*, 2010a; CÔTÉ *et al.*, 2004; ROONEY, 2001; TAKATSUKI, 2009), ha fatto nascere molte preoccupazioni inerenti la stabilità e la perpetuazione dei boschi gestiti sia per scopo produttivo sia per scopi conservativi (MOTTA, 2003). La magnitudo dell'effetto e le capacità di condizionare le traiettorie successionali e compositive sono ormai note e conosciute. Studi di lungo periodo hanno evidenziato come le fluttuazioni dei Cervidi possano condizionare la composizione specifica dei popolamenti (KLOPCIC *et al.*, 2010; KUIJPER *et al.*, 2010b). Risultati scaturiti da studi ventennali in Nord America hanno evidenziato come l'elevata pressione esercitata dai Cervidi sulla rinnovazione forestale, oltre a determinare la scomparsa delle specie più appetibili nelle seguenti fasi evolutive, riduca la densità di piante, l'area basimetrica e la biomassa presente. La semplificazione strutturale che ne deriva, oltre a riflettersi sulle componenti biotiche e abiotiche presenti, può ridurre la capacità di stoccaggio del carbonio e il mantenimento della diversità biologica (WHITE, 2012).

La *legacy* lasciata dalle popolazioni dei Cervidi sui sistemi forestali può essere determinante per la struttura, composizione e funzionalità futura (TANENTZAP *et al.*, 2012a). Questo effetto ereditario, che si può ripercuotere a cascata non solo sulla componente arborea ma su tutta la biodiversità presente, è particolarmente preoccupante all'interno delle aree protette o in sistemi ambientali di interesse conservazionistico. Forti preoccupazioni sono sorte in questi ambienti che spesso sono stati teatro di numerose operazioni di introduzione e reintroduzione per la conservazione stessa della biodiversità a partire dal secondo dopoguerra (CASANOVA *et al.*, 2005a; HANLEY, 1996; LUCCHESI *et al.*, 2011). Dovuto a molteplici fattori ambientali, legislativi e gestionali (FULLER e GILL, 2001) in queste aree sono state raggiunte spesso consistenze numeriche di Ungulati selvatici allarmanti per la conservazione della biodiversità e degli ambienti sottoposti a tutela (CARRADORE *et al.*, 2014). A seguito dell'insorgenza di squilibri dovuti a queste popolazioni molte attività di monitoraggio sono state avviate per osservare nel modo più oggettivo possibile quale fosse il vero effetto di queste popolazioni (CARRADORE *et al.*, 2014).

Una delle metodologie più utilizzate a scopo di monitoraggio per la valutazione dell'effetto dei Cervidi sui sistemi forestali è la realizzazione delle aree di confronto permanenti che consentono di seguire nel tempo lo sviluppo della

vegetazione con e senza l'impatto. Questa metodologia fornisce importanti informazioni su come i Cervidi possono strutturare la comunità vegetale e come l'ecosistema potrebbe recuperare se l'impatto cessasse, evidenziando quindi il potenziale evolutivo della stazione (WHITE, 2012). Gli studi realizzati mediante le aree di confronto consentono di determinare quanto i Cervidi incidano sulla nascita, affermazione, sviluppo e mortalità della rinnovazione forestale nonché essere utilizzabili come parametro soglia oltre il quale l'influenza della fauna diventa insostenibile (REIMOSER *et al.*, 1999). Grazie all'ausilio di questa metodologia possono essere osservati stadi evolutivi che con le altre metodologie di indagine di solito non sono analizzati (CARRADORE *et al.*, 2014).

Tuttavia, il metodo delle aree di confronto, nonostante il diffuso e proficuo uso nelle indagini sperimentali, presenta alcune limitazioni. Primo la mancanza di replicabilità dei risultati, secondo consente di esaminare due soluzioni binarie: presenza o assenza totale di Ungulati, valutando quindi una condizione "artificiale" all'interno di un ecosistema. Inoltre, all'interno delle recinzioni le condizioni microstazionali possono essere modificate e la dinamica dei processi naturali può essere falsata notevolmente (BERGSTRÖM e EDENIUS, 2003; CARRADORE *et al.*, 2014; REIMOSER *et al.*, 1999; TANENTZAP *et al.*, 2012a; WHITE, 2012). Nonostante questi limiti, che è necessario conoscere e accettare, questa metodologia rimane uno strumento molto utile per oggettivare e monitorare l'influenza dei Cervidi sui soprassuoli forestali nel breve e nel lungo periodo. Il fattore tempo nell'attività di monitoraggio è essenziale per valutare le traiettorie in corso nei popolamenti e per comprendere come l'azione dei Cervidi possa condizionarle. I diversi studi che hanno realizzato queste analisi temporali hanno consentito di apprezzare l'effetto dei Cervidi sui diversi parametri strutturali, compositivi e di accrescimento dei popolamenti forestali (AMMER, 1996; CORNEY *et al.*, 2008; CUTINI *et al.*, 2011, 2009, 2007; KUIJPER *et al.*, 2010a; MOTTA *et al.*, 2014; SCOTT *et al.*, 2009; WHITE, 2012).

In questo studio sono stati ripetuti i rilievi in una serie di aree di confronto istituite nel 2002 in due tipologie forestali di grande interesse conservazionistico per l'Appennino Settentrionale istituite dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna. Sulla base di un *data set* di dati decennale si è analizzato come all'interno di soprassuoli lasciati alla libera evoluzione i Cervidi condizionino le traiettorie

compositive e in che modo modifichino la struttura attuale e futura dei soprassuoli. Nello specifico gli obiettivi sono stati: *a*) quantificare la composizione, la struttura e l'accrescimento dei soprassuoli investigati; *b*) analizzare la dinamica e lo sviluppo della rinnovazione forestale nel breve periodo (10 anni); *c*) valutare con metodo oggettivo l'effetto dei Cervidi sulla rinnovazione forestale.

4.2.2 Materiali e metodi

4.2.2.1 Area di studio

Lo studio è stato svolto all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna che copre una superficie di 36.819 ettari distribuita in Toscana e in Emilia Romagna. Il substrato geologico del versante romagnolo è la formazione marnoso arenacea, costituita da sedimenti di ambiente marino profondo, con banchi di arenaria intercalati a strati di sottili marne (OLIVARI *et al.*, 2012). Nella parte toscana la formazione geologica più diffusa sono banchi di roccia arenacea alternati a scisti argillosi e marne grigie (GOLINELLI *et al.*, 2012). Dal punto di vista climatico si ha un clima temperato oceanico di diversi tipo a seconda del piano altimontano o montano (CASANOVA *et al.*, 1982; LUCCHESI *et al.*, 2011). Il Parco è interessato prevalentemente da superfici forestali, circa l'83%, caratterizzate da diverse tipologie compositive e strutturali. La componente vegetazionale ricade nella zona fitoclimatica del *Castanetum* sottozona calda e fredda nelle quote inferiori ai 1000 m s.l.m, dove prevalgono boschi di Castagno e querce decidue, e alla zona fitoclimatica del *Fagetum* per le quote più alte caratterizzata dalla presenza di Faggio, Abete bianco, Pino nero e latifoglie mesofile (CASANOVA *et al.*, 1982; LUCCHESI *et al.*, 2011).

Tutto il territorio del Parco è interessato da una grande diversità animale. Per quanto riguarda i grossi erbivori vi è la presenza di Cervo, Daino, Capriolo e Cinghiale. E' presente da alcuni anni il Lupo e segnalata la presenza del Gatto selvatico (LUCCHESI *et al.*, 2011). L'area di studio è storicamente interessata dalla presenza delle specie ungulate. Operazioni di introduzioni sono state fatte per il Cervo, Daino e Muflone già a metà dell'800 da Carlo Siemoni con esiti diversi a seconda della specie (LUCCHESI *et al.*, 2011). Reintroduzioni documentate del Cervo sono avvenute successivamente a partire dal secondo dopoguerra con individui

provenienti dalla Germania e dalla Svizzera e continuate a varie riprese (CASANOVA *et al.*, 1982; MATTIOLI *et al.*, 2001; LUCCHESI *et al.*, 2011). Nel 2001 la relazione tecnica realizzata dal Corpo Forestale dello Stato (2001) riportò la presenza di circa 1000 capi di Daino, 1835 individui di Cervo e una densità di Caprioli variabile a seconda del versante: 5.6 capi/100 ettari nel versante toscano e 6.8 capi/100 ettari in quello romagnolo. La relazione segnala il Daino e il Cervo in forte espansione numerica e di areale a scapito del Capriolo. Al 2010 LUCCHESI *et al.* (2011) stimano una densità minima assoluta di Cervi di 8.16 capi/100 ettari presenti nelle Riserve Biogenetiche.

Le problematiche indotte da queste specie animali sulla rinnovazione forestale all'interno del Parco sono state riscontrate da vari Autori (BIANCHI e PACI, 2008; HERMANIN *et al.*, 2010; PACI e BIANCHI, 2008).

PACI e BIANCHI (2008) osservano per il territorio Casentino come *“la pressione esercitata dalla fauna ungulata rappresenta il fattore che, più di altri, ostacola il passaggio da strutture semplificate (monoplane e biplane) a fisionomie più complesse (pluristratificate). In particolare l'azione dei Cervidi rallenta, in certi casi impedisce, l'insediamento e l'affermazione del piano successionale e, allo stesso tempo, favorisce la diffusione di specie meno appetite, come ad esempio il Faggio”*. Gli stessi Autori, in un altro lavoro, indicano come all'interno del Parco gli impatti dei Cervidi interessavano oltre la metà della rinnovazione di Abete bianco, sottolineandone la forte incidenza su questa specie. Osservavano inoltre come l'incidenza fosse molto elevata sulle piante più basse di tre metri e che i ritmi di accrescimento longitudinali, valutati attraverso indagini dendrocronologiche, fossero molto lenti per le piante alte meno di 1.50 m. Gli Autori collegano questo fenomeno all'aumento delle popolazioni di Cervo registrato negli stessi anni e che in questo periodo le piante analizzate avevano un'altezza ideale per la brucatura. Riferiscono inoltre dell'aumento della densità dei Cervidi avvenuto a partire dalla fine degli anni '80 e la drastica diminuzione di semenzali di Abete bianco (Fig. 30) (BIANCHI e PACI, 2008).

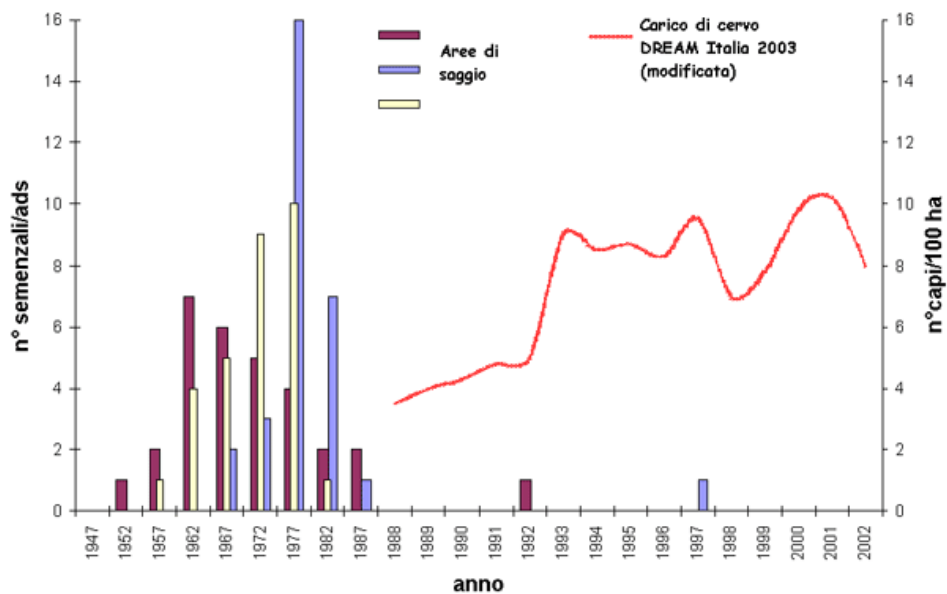


Figura 30 - Insediamento del novellame di Abete bianco e dinamica della popolazione di Cervo in Casentino. In ascissa sono indicati gli anni, in ordinata il numero semenzali campionati (a sinistra) e il numero di capi di Cervo stimati per 100 ha (BIANCHI e PACI, 2008).

La forte selettività nei confronti dell'Abete bianco all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna è stata osservata anche da GUALAZZI (2001). L'Autore, valutando la disponibilità delle risorse pabulari invernali e il relativo consumo da parte degli animali per il periodo 1998-1999, osserva che l'Abete bianco è la specie arborea più utilizzata da parte degli animali.

HERMANIN *et al.* (2010), all'interno di Abetine pure, osservano mediante le aree di confronto un forte effetto dovuto alla presenza della fauna sullo sviluppo e sull'affermazione della rinnovazione forestale monitorata dal 2004 al 2008. Gli Autori osservano in generale l'importanza della protezione nei confronti degli animali per lo sviluppo e l'affermazione della rinnovazione per poter "svolgere la graduale sostituzione dei soprassuoli in fase di decadimento". Tuttavia riscontrano differenze per l'insediamento della rinnovazione fra le aree di confronto. Trovano che le condizioni migliori per l'insediamento e l'affermazione della rinnovazione nei primissimi anni sono nelle aree non recintate, dove non vi è la competizione con la componente erbacea. In seguito però la presenza degli animali diviene prevalente come effetto sulle capacità di sviluppo.

L'azione dei Cervidi non è presente però solo sull'Abete bianco. Alcuni Autori (PACI e BIANCHI, 2008) evidenziano come anche all'interno della Riserva

Integrale di Sasso Fratino, cuore del Parco Nazionale, la presenza dei Cervidi sia visibile sui meccanismi successionali presenti sulla frana che ha interessato la Riserva nel 1993. Osservano come la metà della rinnovazione forestale presente con un'altezza inferiore ai 3 metri sia interessata dall'impatto della brucatura. Inoltre, in molti casi l'impatto induce la mortalità delle piante o la stasi dello sviluppo vegetativo con l'assunzione di forme arbustive, soprattutto per quanto riguarda il Carpino nero.

4.2.2.2 Siti di monitoraggio

Al fine di monitorare l'impatto che le popolazioni di Cervidi arrecano allo sviluppo dei soprassuoli forestali nel 2002 l'Accademia Italiana di Scienze Forestali ha avviato una ricerca sperimentale sul *“Monitoraggio dell'influenza della fauna selvatica omeoterma sui soprassuoli forestali nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna”*. Lo scopo della ricerca era valutare *“quei sistemi forestali che appaiono attualmente più fragili e dove gli indirizzi di gestione devono prevedere il sostegno delle dinamiche evolutive per favorire l'aumento della complessità, diversità ed efficienza dei soprassuoli”* (AISF, 2002). A questo proposito furono individuate quattro aree di studio localizzate in tipologie forestali dove l'indagine sugli effetti della fauna ungulata realizzata dal Corpo Forestale dello Stato (2001) segnalava *“una forte alterazione dei processi di rinnovazione naturale del bosco”* mettendo inoltre a confronto diverse strategie gestionali (Tab. 46 e Fig. 31). L'attività di rilievo è stata avviata nel 2003.

Le aree selezionate ricadono tutte all'interno della “zona di protezione” (zona 2) del Parco Nazionale nelle Riserve Naturali Biogenetiche di Badia Prataglia, di Camaldoli e di Campigna all'interno delle quali la gestione forestale prevede solo interventi di carattere fitosanitario.

Tabella 46 - Localizzazione aree di studio.

Regione	Località	Gestione	Tipologia Forestale
Toscana	Stamerina	R.N.B. di Badia Prataglia	Abetina
Toscana	Fonte allo Squarto	R.N.B. di Camaldoli	Abetina
Emilia Romagna	Cullacce 1	R.N.B. di Campigna	Bosco misto a prevalenza di Abete e Faggio
Emilia Romagna	Cullacce 2	R.N.B. di Campigna	Bosco misto a prevalenza di Abete e Faggio



Figura 31 - Localizzazione aree di monitoraggio.

La rete di monitoraggio ha previsto la realizzazione contemporanea di due metodi di indagine. Nelle aree individuate sono state realizzate sia le aree di confronto per la quantificazione oggettiva dell'impatto sulla rinnovazione sia *transect* permanenti per la descrizione del soprassuolo e della dinamica della rinnovazione.

4.2.2.3 Metodologia di rilievo

4.2.2.3.1 Struttura del soprassuolo e dinamica della rinnovazione forestale

Nel 2003 quattro *transect* di forma rettangolare di 500 m² (50 x 10 m) sono stati delineati sul terreno. All'interno dei *transect* è stata eseguita la descrizione qualitativa del soprassuolo, rilevata la pendenza, l'esposizione e sono stati realizzati i rilievi strutturali sulla vegetazione arborea. All'interno dei *transect* sono state identificate e posizionate, rispetto agli assi x e y, tutte le piante arboree con altezza maggiore di 0.20 m.

Le piante rilevate sono state classificate a seconda del diametro e dell'altezza:

1) piante con diametro a $1.30 \text{ m} > 2.5 \text{ cm}$, 2) piante con diametro a $1.30 < 2.5 \text{ cm}$ e

altezza > 1.50 m, 3) piante con altezza compresa fra 0.20 e 1.50 m. Per ogni pianta con diametro >2.50 cm e altezza maggiore di 1.50 m è stato misurato il diametro a 1.30 m da terra, l'altezza totale e l'altezza di inserzione della chioma. Per le piante con diametro < 2.5 cm e altezza superiore a 1.50 m e quelle con altezza compresa fra 0.20 e 1.50 m è stata identificata la specie e misurata l'altezza.

Nel 2013 sono state ricercate e identificate le piante precedentemente rilevate distinguendo le piante vive, le piante morte e le piante nate nel periodo temporale 2003-2013. Per ogni pianta individuata è stata effettuata la ripetizione del protocollo di rilievo. In quest'ultimo rilievo sono stati annotati segni di impatti visibili imputabili ai Cervidi come la brucatura, scortecciatura e sfregatura.

4.2.2.3.2 Aree di confronto

All'interno di ogni *transect* sopra descritto, nel 2003 sono state individuate due aree permanenti di 36 m² (6 x 6 m) di cui una recintata mediante rete metallica di 2 metri di altezza. L'altra area, con le medesime dimensioni, è stata delimitata mediante il picchettamento dei vertici e posta a una distanza inferiore di 20 metri dal centro dell'area recintata. Per ogni coppia di aree di confronto è stata acquisita la posizione mediante strumentazione GPS.

Il rilievo all'interno delle aree è stato realizzato nel 2003, 2005 e 2007 durante il periodo estivo. Nel 2013 è stata verificata l'integrità dell'area recintata e ricercata la posizione dell'area non recintata. Anche in questo caso nel 2013 è stato ripetuto il protocollo di rilievo nelle coppie di confronto. Sono state individuate e rilevate, esclusivamente per la componente arborea, il numero di piante, la specie, lo stadio evolutivo (semenzale o novellame), e la classe di altezza a cui appartenevano utilizzando le seguenti categorie: 1) < 10 cm in cui rientrano i semenzali, 2) 10-100 cm, 3) altezza > 100 cm.

4.2.2.4 Elaborazione dei dati

Per quanto riguarda le piante con diametro > 2.5 cm e con altezza uguale o superiore a 1.50 m sono stati calcolati: il numero di piante ad ettaro, l'area basimetrica ad ettaro, ripartita per specie e totale, il diametro medio di area basimetrica, l'altezza dominante e la statura e stimato il volume delle piante vive ad

ettaro. Per le piante con diametro < 2.5 cm e altezza > 1.50 m sono state calcolate le piante ad ettaro. Per la stima della provvigione sono state utilizzate le tavole di cubatura a doppia entrata fornite da TABACCHI *et al.* (2011) per le diverse specie rilevate. Questi parametri dendrometrici sono stati calcolati per il 2003, a partire dai piedi lista forniti, e per il 2013 dai dati rilevati. Successivamente è stato stimato l'accrescimento dei soprassuoli rilevati mediante la stima dell'incremento periodico dei principali attributi quantitativi: area basimetrica, altezza e volume.

La dinamica della rinnovazione forestale (altezza < 1.5 m) è stata analizzata osservando il cambiamento del numero di piante presenti e della composizione specifica. Il rilievo ha consentito di valutare le principali dinamiche: 1) mortalità, 2) stasi dell'accrescimento, ossia quelle piante che in dieci anni non sono riuscite a svilupparsi oltre alla soglia di 1.50 m di altezza, 3) sviluppo delle piante oltre la soglia stabilita, 4) l'affermazione di nuove piante fra il 2003 e il 2013.

La valutazione dell'impatto dei Cervidi sulla rinnovazione forestale ha previsto la quantificazione oggettiva dell'impatto degli animali valutando il numero d'individui, le specie e lo sviluppo della rinnovazione nelle aree recintate e in quelle di confronto.

4.2.3 Risultati

4.2.3.1 Caratteristiche dei soprassuoli

La selezione dei siti di studio ha portato a identificare due tipologie forestali di forte interesse naturalistico e gestionale. Le tipologie strutturali e compositive analizzate sono boschi misti a prevalenza di Abete e Faggio e Abetine pure; in ognuna di esse sono state realizzate due aree di monitoraggio permanenti.

I due soprassuoli a composizione mista, entrambi ricadenti nella R.N.B. di Camaldoli, sono posti rispettivamente a 1085 m s.l.m. (Cullacce 1) e 1071 m s.l.m. (Cullacce 2), esposti a sud-ovest e collocati sul crinale dei rilievi con pendenze non superiori al 30%.

Le due abetine esaminate, invece, differiscono nei parametri stazionali. La prima area di studio (Stamerina) è situata a una quota di 1093 m s.l.m., con esposizione sud-ovest e una pendenza del 30%. Il secondo sito (Fonte allo Squarto) è localizzato a 1100 m di altitudine, esposto a sud est con pendenza del 20%. I

principali caratteri dendrometrici del popolamento adulto, la densità della rinnovazione suddivisi per specie, rilevati e calcolati nei due anni d'indagine per tutti i quattro i siti e sono riportati in Tabella 47.

Tabella 47 - Caratteristiche dendrometriche dei soprassuoli e densità della rinnovazione nel 2003 e nel 2013.

Area di Studio	Specie	D _{1,30} > 2.5 cm						Rinnovazione			
		Densità N ha ⁻¹		G m ² ha ⁻¹		Volume m ³ ha ⁻¹		D _{1,30} < 2.5 cm H > 1.5 m N ha ⁻¹		H 0.20-1.50 N ha ⁻¹	
		2003	2013	2003	2013	2003	2013	2003	2013	2003	2013
Bosco misto											
Cullacce 1	Abete	360	340	57.9	58.9	678.1	732.1	0	0	0	0
	Faggio	360	520	2	2.8	9.1	12.1	240	120	420	180
	Carpino nero									20	0
	Cerro									20	0
	Frassino							40	20	40	0
	Maggioc.	40	40	0.3	0.4	1.1	1.2			20	0
	Sorbo degli ucc.									120	0
	Totale	760	900	60.2	62.1	688.2	745.4	280	140	640	180
Cullacce 2	Abete	620	600	49.86	55.81	481.16	582.89	0	0	0	0
	Faggio	140	260	0.35	0.56	1.24	1.99	180	100	520	280
	Carpino nero	20	20	0.19	0.23	0.97	1.26			80	20
	Cerro									20	0
	Frassino							0	20	180	80
	Maggioc.	140	60	0.92	0.62	4.1	2.85			20	0
	Sorbo degli ucc.									20	0
	Totale	920	940	51.32	57.21	487.46	588.98	180	120	840	380
Abetina Fonte allo squarto	Abete bianco	180	180	47.4	56.9	875.9	1087.3	0	0	360	460
	Faggio	80	120	0.9	1.5	3.8	3.8	20	0	40	320
	Acero									0	20
	Totale	260	300	48.3	58.4	879.7	1091.1	20	0	400	800
Stamerina	Abete bianco	400	360	62.2	66.9	1002.9	1092.6	0	0	0	400
	Faggio	140	340	0.4	0.9	1.1	3.2	360	180	220	360
	Acero									20	20
	Totale	540	700	62.5	67.8	1004	1095.8	360	180	240	780

In località Cullacce 1 è presente un bosco misto a prevalenza di Abete bianco e Faggio con distribuzione tendenzialmente coetanea. Il piano dominante è composto esclusivamente da Abete bianco, mentre nel piano intermedio e in quello dominato ci sono Faggio e Maggiociondolo. La copertura arborea è lacunosa, per la perdita di molte piante di cui sono ancora visibili le ceppaie. Anche il piano dominato non

consente una copertura totale del suolo per la distribuzione delle piante o a gruppi o a piede d'albero, fra l'altro soggiogate dagli Abeti (Fig. 32).

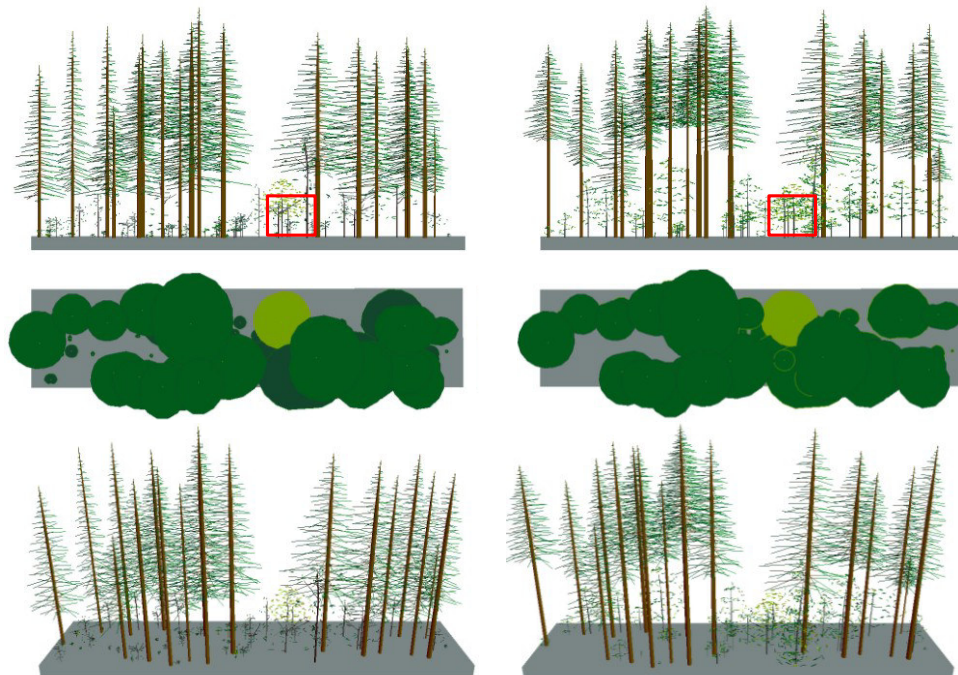


Figura 32 - Profili strutturali del popolamento di Cullacce 1 nei 2 anni di rilievo. In rosso è indicata la localizzazione dell'area recintata. A sinistra il 2003 a destra il 2013.

La composizione del soprassuolo nell'arco dei dieci anni, seppur mantenga il tipo di mescolanza, è cambiata leggermente. L'Abete bianco dal 47 è diminuito al 38%, mentre il Faggio è aumentato dal 47 al 58% nella presenza. L'aumento della densità del soprassuolo arboreo è data esclusivamente dal Faggio che aumenta la sua frequenza nelle classi diametriche inferiori: passa da 360 a 520 piante per ettaro dal 2003 al 2013 (Fig. 33).

L'Abete bianco ha un diametro medio di area basimetrica di 45 cm nel 2003 e di 47 cm nel 2013. Il diametro medio di area basimetrica del Faggio si attesta in entrambi i periodi a 8 cm. Le altezze registrate non si discostano molto; sono state registrate per l'Abete bianco altezze dominanti di 28 e di 28.6 metri, per il Faggio le altezze di diametro medio sono di 7 m nel 2003 e di 6.60 m nel 2013 arrivando ad altezze massime di 13 m e 13.5 m. La provvigione presente, data quasi esclusivamente dall'Abete bianco, è di $745.4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e l'incremento periodico di volume calcolato per questa decade è di $57.19 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

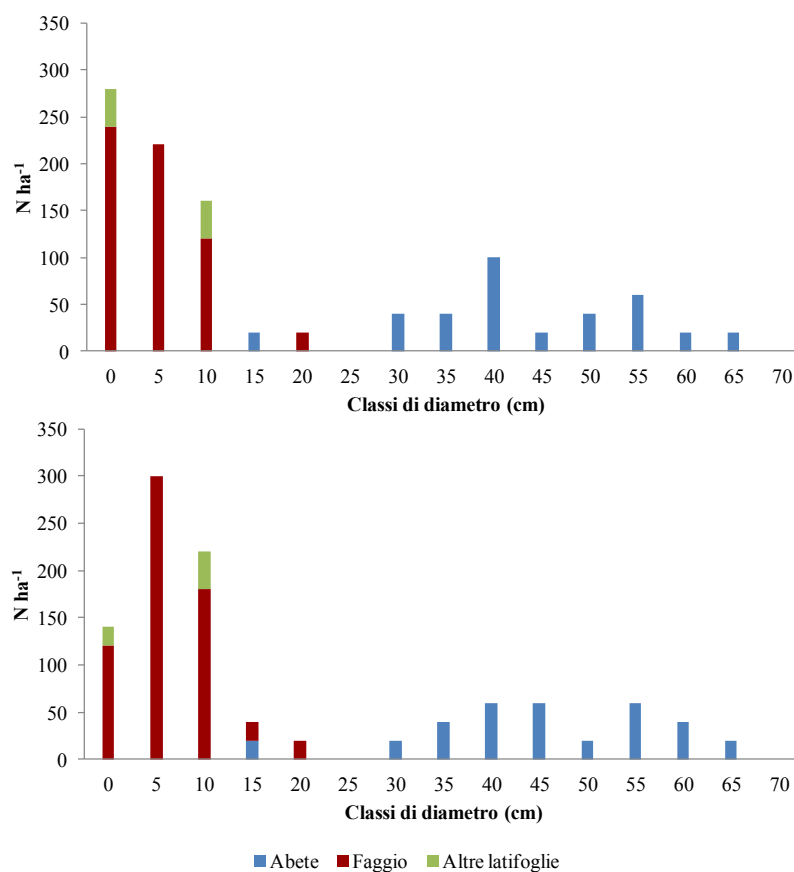


Figura 33 - Distribuzione delle piante nelle classi diametriche, nel 2003 (sopra) e nel 2013 (sotto), in Località Cullacce 1.

Non sono stati registrati *trend* positivi per l'affermazione e lo sviluppo delle altre specie di cui era stata registrata la presenza nel 2003 come Carpino nero, Cerro, Frassino maggiore, Maggiociondolo e Sorbo degli uccellatori. Queste specie accessorie sono scomparse o diminuite in ambedue le classi di rinnovazione considerate.

Nella seconda area, Cullacce 2, si ha un bosco misto a prevalenza di Abete bianco e Faggio con distribuzione tendenzialmente coetanea (Fig. 34 e 35). Nel piano dominante si ha esclusivamente Abete bianco, in quello intermedio la composizione specifica è data da Maggiociondolo e Carpino nero e quello dominato è costituito esclusivamente dal Faggio. La componente arborea crea nel complesso una copertura colma.

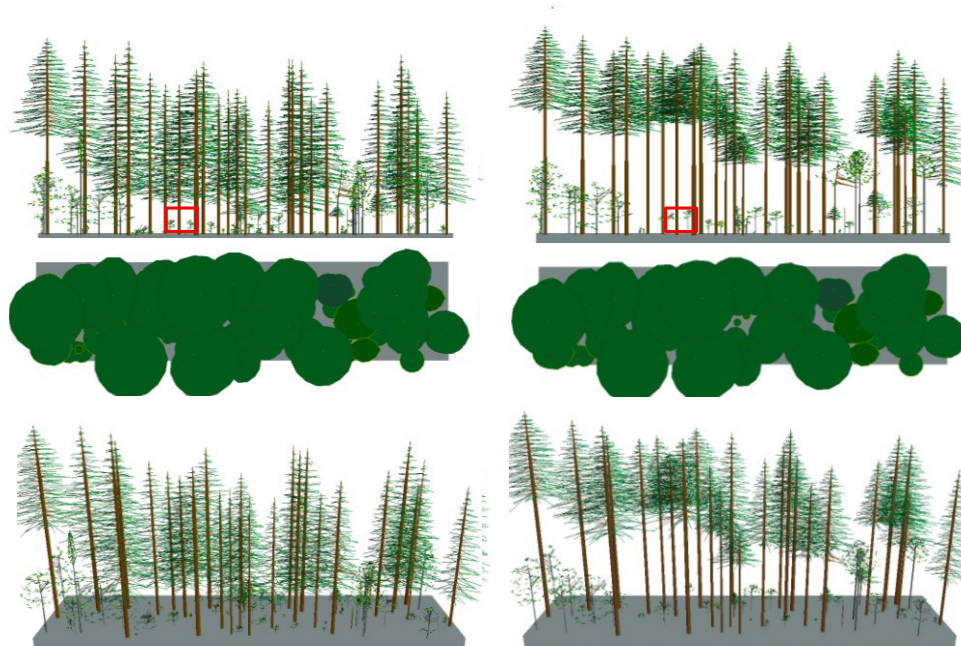


Figura 34- Profili strutturali del popolamento di Cullacce 2 nei 2 anni di rilievo. In rosso è indicata la localizzazione dell'area recintata. A Sinistra il 2003 a destra il 2013.

Il cambiamento più rilevante nella composizione specifica del soprassuolo è la diminuzione del Maggiociondolo, che passa dal 15% al 6%, e l'aumento preponderante del Faggio. La densità del soprassuolo è elevata in entrambi i periodi considerati. Il soprassuolo si presenta con una densità maggiore rispetto alla prima area, infatti, nel 2003 si registrano 920 piante ad ettaro, aumentate leggermente nel 2013.

L'altezza dominante dell'Abete bianco raggiunge i 22.70 m nel 2003 aumentando dopo dieci anni fino a 24.20 m. Il diametro medio della conifera si attestava a 32 cm e diventa di 34 cm nel 2013. Il Faggio ha un diametro medio di area basimetrica di 4 cm sia nel 2003 sia nel 2013; l'altezza media di diametro medio è di 5.32 metri nel 2003 e 4.48 metri nel 2013. Per quanto riguarda invece il Maggiociondolo e il Carpino nero, la loro riduzione numerica ha comportato anche una diminuzione delle altezze medie rilevate nei due periodi, si passa da una media delle altezze di 8.25 metri nel 2003 a 7.9 metri nel 2013. Nonostante la maggiore densità, sia l'area basimetrica sia la provvigione, date quasi esclusivamente dell'Abete bianco, sono molto inferiori a quelle rilevate in località Cullacce 1. L'area basimetrica nel 2003 era di $51.32 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ed ha avuto un incremento periodico nei dieci anni di $5.89 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. La provvigione passa da $487.46 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a $588.98 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

nel 2013, con un incremento periodico di $101.52 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e un incremento medio annuo di volume di $10.15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}/\text{anno}$.

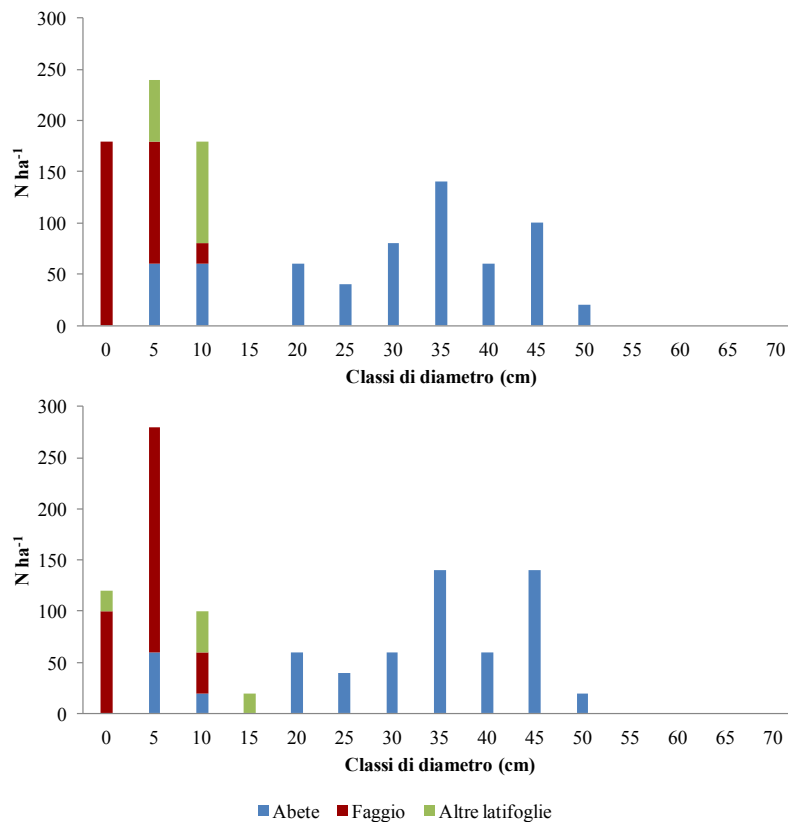


Figura 35 - Distribuzione delle piante nelle classi diametriche, nel 2003 (sopra) e nel 2013 (sotto), in Località Cullacce 2.

Il processo di rinnovazione presente in questo soprassuolo sembra avere registrato una riduzione sia nelle specie sia nel numero di piante presenti, probabilmente anche per un'elevata densità del soprassuolo arboreo. In quest'area tutte le specie rilevate nel 2003 sono diminuite o scomparse ad eccezione del Frassino maggiore, presente in misura molto ridotta (20 N ha^{-1}). Non è stata rilevata nel 2013 la presenza di Cerro, Maggiociondolo e Sorbo degli uccellatori.

In località Fonte allo Squarto il soprassuolo è una fustaia di Abete bianco con distribuzione tendenzialmente coetanea in cui si osserva l'ingresso nel piano dominato del Faggio (Fig. 36 e 37). Il soprassuolo presenta una densità rada a causa degli schianti degli Abeti che hanno creato delle chiarie, portando a una copertura lacunosa in molte aree. Si osserva la presenza di un folto stato erbaceo e l'assenza di rinnovazione forestale a parte qualche Abete bianco, derivante probabilmente da sottopiantagione. Sono state rilevate complessivamente 260 piante ad ettaro nel 2003

e 300 piante ad ettaro nel 2013. L'aumento di densità è dovuto all'aumento del Faggio che passa da 80 a 120 N ha⁻¹. Nonostante la ridotta densità di piante presenti in quest'area sono state rilevate le maggior dimensioni diametriche, di altezze e di volumi.

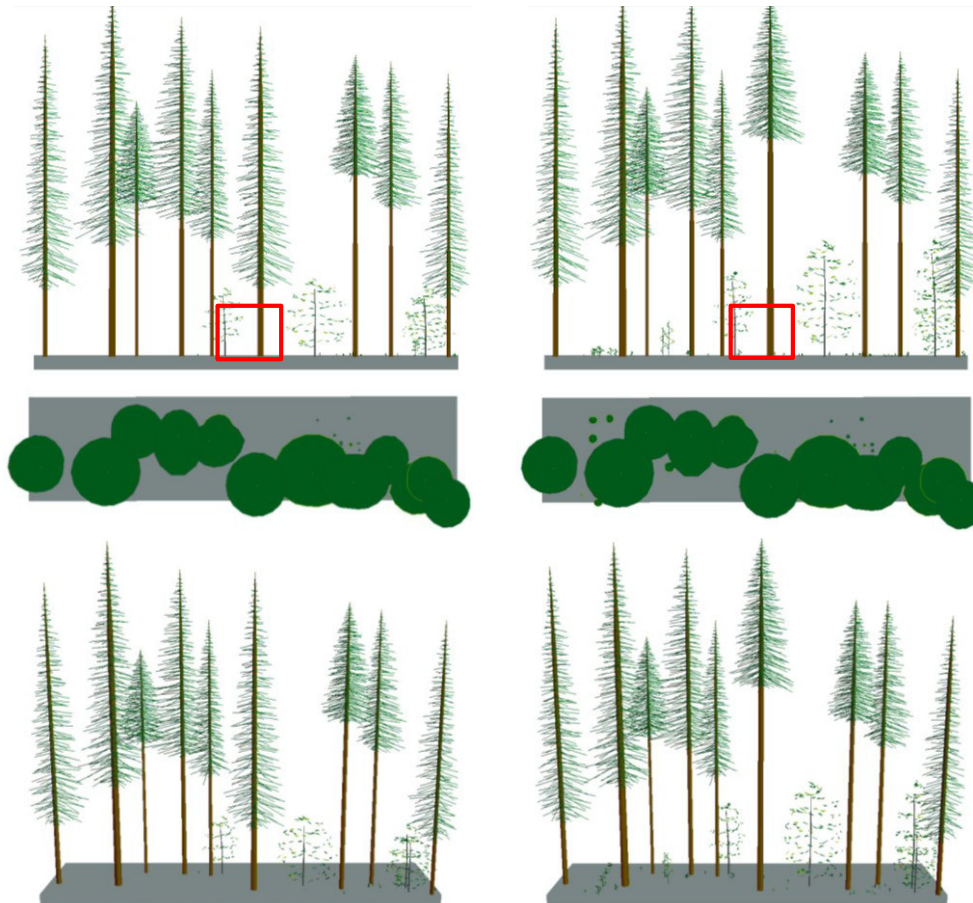


Figura 36 - Profili strutturali del popolamento di Fonte allo Squarto nei 2 anni di rilievo. In rosso è indicata la localizzazione dell'area recintata. A sinistra il 2003 a destra il 2013

L'Abete bianco registra nel 2003 un diametro medio di area basimetrica di 58 cm con altezza dominante di 40.57 m e un'altezza media di diametro medio di 37.61 m nel 2003. Nel 2013 il diametro medio di area basimetrica è di 63 cm con altezza dominante di 42.05 e un'altezza media di diametro medio di 39.08 m. I dati dendrometrici rilevati hanno portato a stimare una provvigione al 2013 di 1091 m³ ha⁻¹. Gli incrementi di volume stimati sono: 211.39 m³ ha⁻¹ di incremento periodico decennale e un incremento medio annuo di 21.14 m³ ha⁻¹.

Il processo di rinnovazione che è stato fotografato in quest'area sembra avere un *trend* positivo per l'Abete bianco e il Faggio ma, esclusivamente per le piante che

presentano un'altezza compresa fra 0.20 e 1.50 metri. L'aumento di densità registrata per queste specie potrebbe essere stata favorita dall'introduzione di piante da parte del gestore.

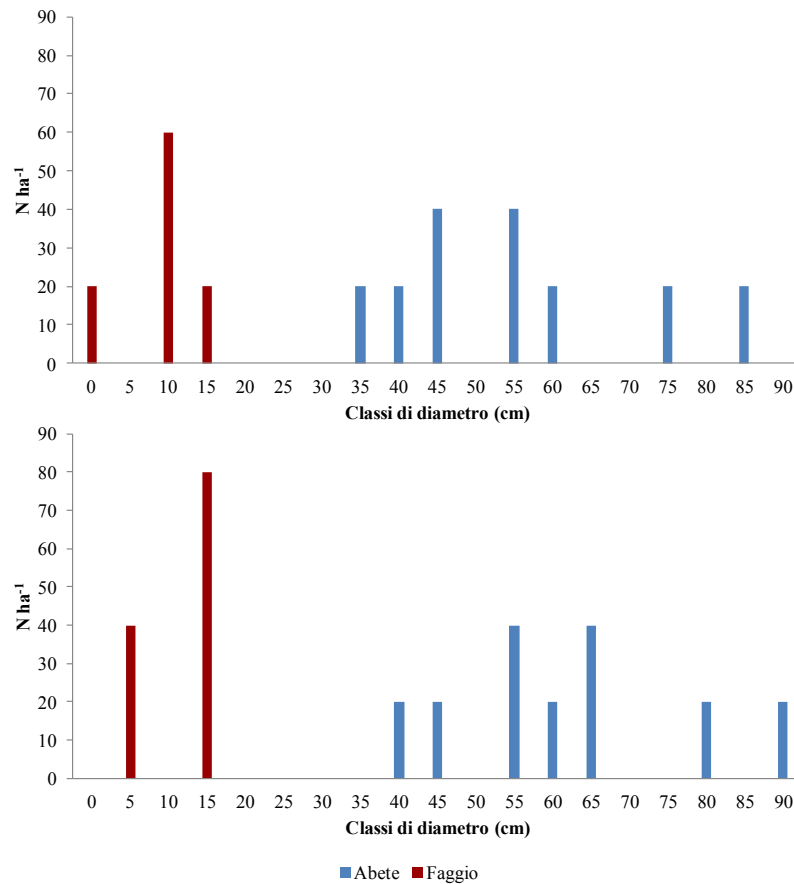


Figura 37 - Distribuzione delle piante nelle classi diametriche, nel 2003 (sopra) e nel 2013 (sotto), in Località Fonte allo Squarto.

L'ultima area rilevata, situata in località Stamerina, è una fustaia di Abete bianco con struttura tendenzialmente coetanea in cui si osserva la presenza esclusiva dell'Abete nel piano dominante e il Faggio come unica specie presente in quello dominato (Fig. 38 e 39). Nell'arco dei dieci anni la densità delle piante è aumentata notevolmente passando, da 500 a 700 N ha⁻¹, ma con contributo diverso a seconda delle specie. L'Abete bianco è diminuito a causa di piante sradicate o morte in piedi, mentre il Faggio ha raddoppiato la sua presenza. Le dimensioni rilevate per l'Abete sono di 44 cm di diametro medio di area basimetrica nel 2003 con altezza media di 33.10 metri e altezza dominante di 34.50 metri. Nel 2013 il diametro medio raggiunto è di 49 cm e le altezze sono: 34.30 m quella dominante e 33.75 m quella media di diametro medio di area basimetrica. La provvigione raggiunta è elevata

anche in quest'area, sono stati stimati per il 2013 $1095.8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, con un incremento periodico di volume di $91.8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

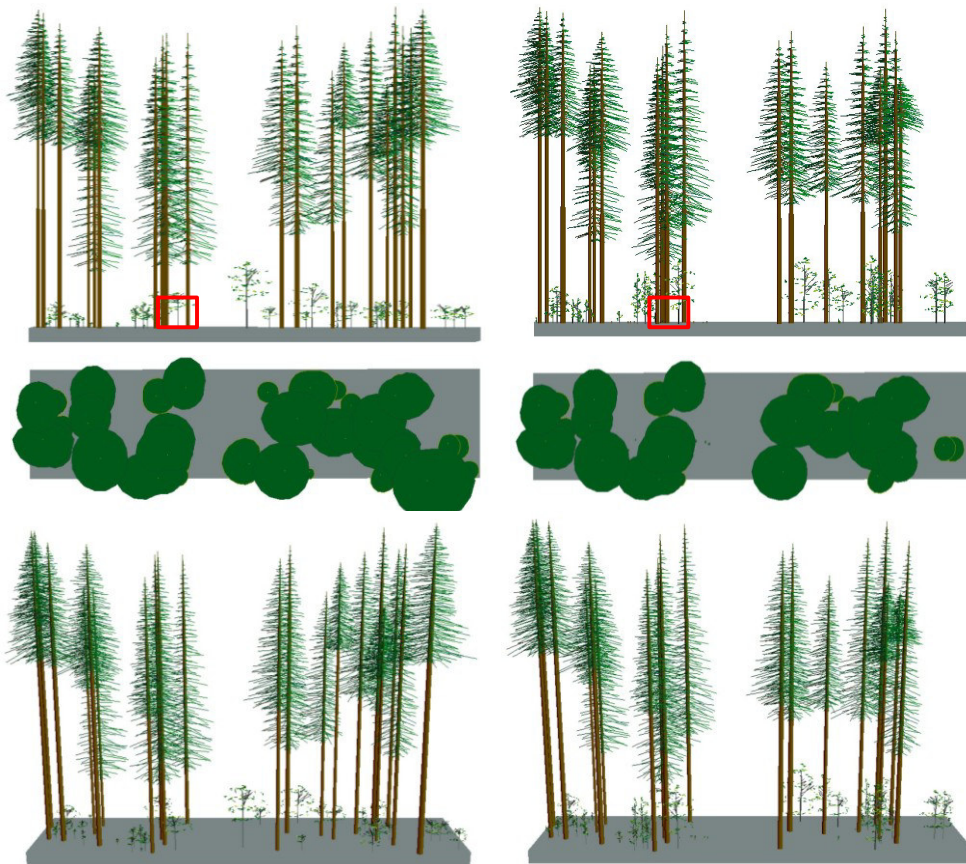


Figura 38 - Profili strutturali del popolamento di Stamerina nei 2 anni di rilievo. In rosso è indicata la localizzazione dell'area recintata. A sinistra il 2003 a destra il 2013.

Il processo di rinnovazione vede la nascita e l'affermazione di piante di Abete bianco nate nel periodo 2003-2013. Anche le piante di Faggio sono in aumento, ma solo nella classe di altezza 0.20-1.50 m, mentre nella classe di altezza > 1.50 le piante sono diminuite forse per il loro passaggio nella prima classe di diametro. L'unica altra specie rilevata è l'Acero montano presente sia nel 2003 sia nel 2013 con lo stesso numero.

Analizzando più in dettaglio la dinamica che ha caratterizzato la rinnovazione (Tab. 48) si osserva una diversa traiettoria evolutiva nelle due tipologie analizzate. Nei due boschi misti di Abete bianco e Faggio si nota una riduzione consistente del numero di piante e della diversità specifica che caratterizzava i soprassuoli nel 2003. All'interno delle fustaie di Abete bianco, invece, si osserva un aumento del numero di piante e della diversità specifica.

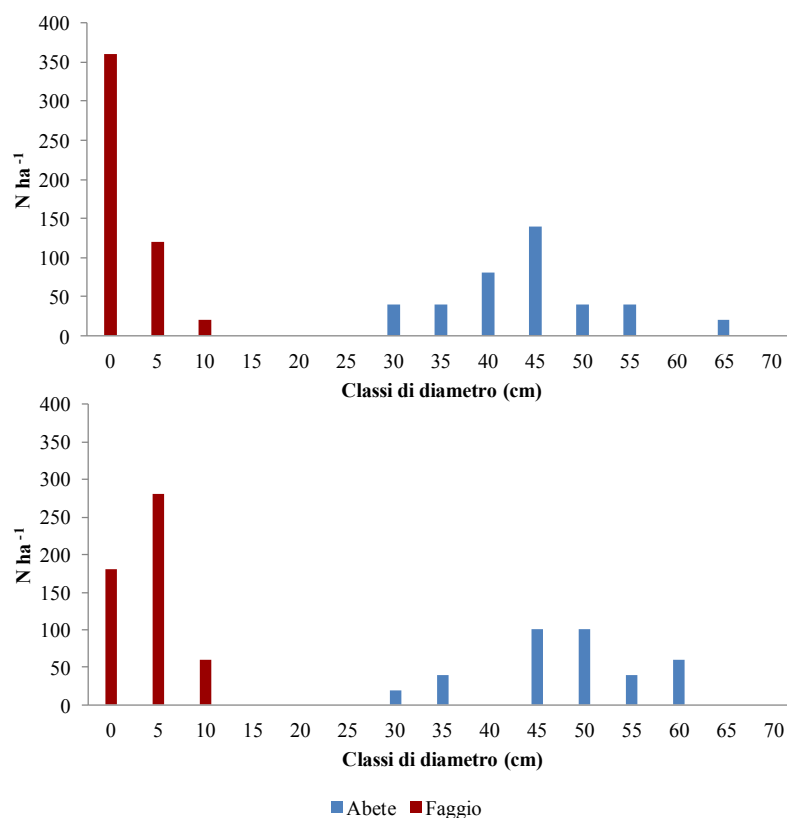


Figura 39 - Distribuzione delle piante nelle classi diametriche, nel 2003 (sopra) e nel 2013 (sotto), in Località Stamerina.

Tabella 48 - Dinamica della rinnovazione forestale nelle aree di studio.

Area di studio	Specie	Piante morte %	Altezza 0.20-1.50 %	Sviluppo H > 1.5 %	Piante nate %	Altezze medie (Dev. St) m	
						2003	2013
Bosco misto Cullacce 1	Abete						
	Faggio	48	39	9	4	0.71 (0.37)	1.11 (0.66)
	Carpino nero	100				0.40 (0.00)	
	Cerro	100				0.30 (0.00)	
	Frassino	100				0.28 (0.18)	
	Maggiociondolo	100				0.40 (0.00)	
	Sorbo degli ucc.	100				0.63 (0.51)	
Cullacce 2	Abete						
	Faggio	38	38	14	10	0.66 (0.37)	0.64 (0.37)
	Carpino nero	80			20	0.85 (0.52)	0.16 (0.00)
	Cerro	100				0.30 (0.00)	
	Frassino	60	20	10	10	0.51 (0.28)	0.61 (0.68)
	Maggiociondolo	100				0.30 (0.00)	
	Sorbo degli ucc.	100				0.90 (0.00)	
Abetina Fonte allo squarto	Abete	18	46		36	0.26 (0.08)	0.31 (0.12)
	Faggio		13		88	0.40 (0.14)	0.71 (0.30)
	Acero				100		0.60 (0.00)
Stamerina	Abete				100		0.22 (0.09)
	Faggio	5	26	26	42	0.85 (0.33)	1.46 (0.79)
	Acero	50			50		0.15 (0.00)

Nel sito Cullacce 1 l'evoluzione della rinnovazione è stata caratterizzata da una notevole diminuzione del numero di piante e della composizione specifica (Fig.

40 e 41). Si registra la morte di tutte le piante di Carpino nero, Cerro, Frassino maggiore, Maggiociondolo e Sorbo degli uccellatori rilevate nel 2003. L'unica specie presente negli stadi evolutivi considerati è il Faggio, anche se in notevole diminuzione rispetto a dieci anni prima. Quest'ultima specie è l'unica che ha registrato capacità di sviluppo e di natalità all'interno del sito, infatti, il 9% delle piante ha oltrepassato la soglia di 1.5 m di altezza e il 4% delle piante rilevate sono nate all'interno dell'arco temporale considerato. La media delle altezze delle piante di Faggio è di 0.71 metri nel 2003 e di 1.11 metri nel 2013. Questi dati sottolineano come la maggior parte delle piante rilevate (39%) si presenta dopo dieci anni ancora nella classe di altezza 0.20-1.50 m, evidenziando una stasi vegetativa da parte di alcuni individui.

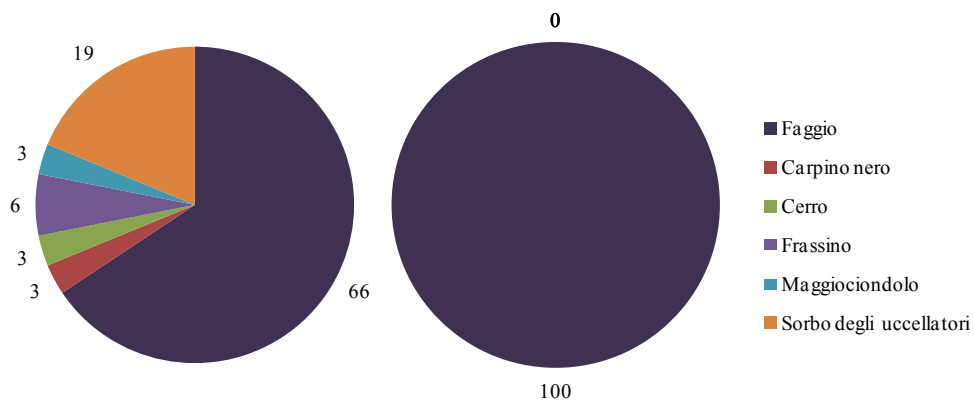


Figura 40 - Frequenza percentuale delle diverse specie con piante di altezza compresa tra 0.20 e 1.5 m nel sito Cullacce 1 nel 2003 (sinistra) e nel 2013 (destra).

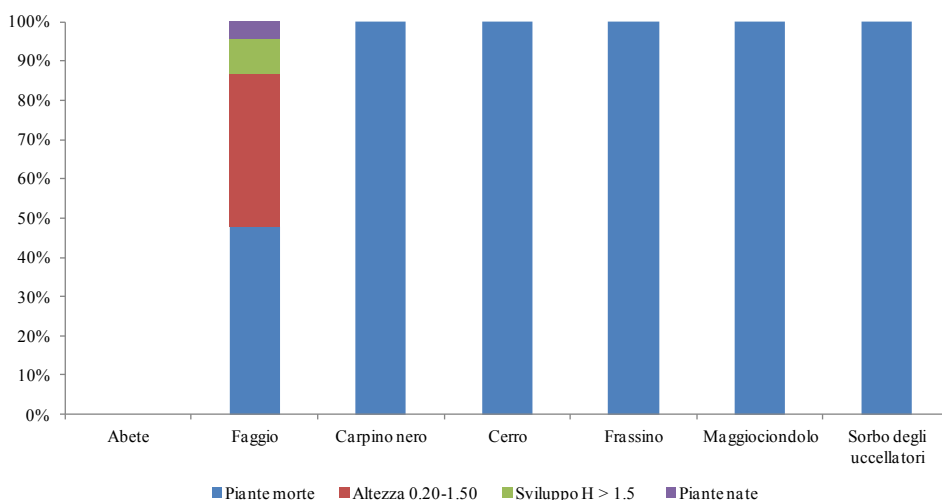


Figura 41 - Composizione specifica e dinamica della rinnovazione nel periodo 2003-2013 nel sito Cullacce 1.

Ugualmente nel secondo sito si osserva una riduzione della composizione specifica e del numero di piante presenti (Fig. 42 e 43).

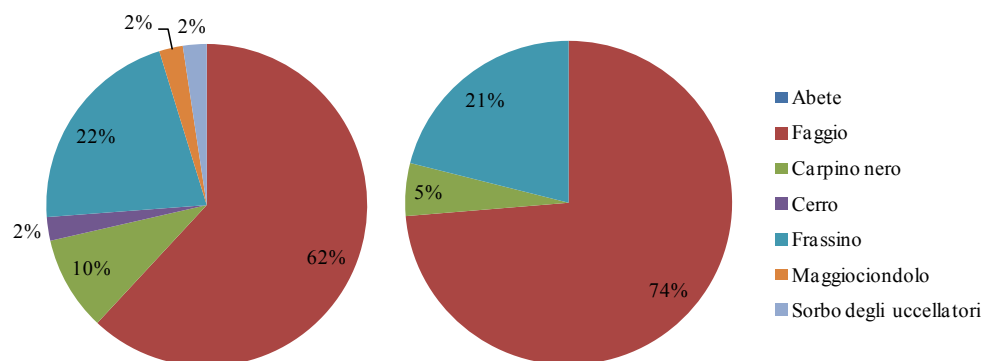


Figura 42 - Frequenza percentuale delle diverse specie con piante di altezza compresa tra 0.20 e 1.5 m nel sito Cullacce 2 nel 2003 (sinistra) e nel 2013 (destra).

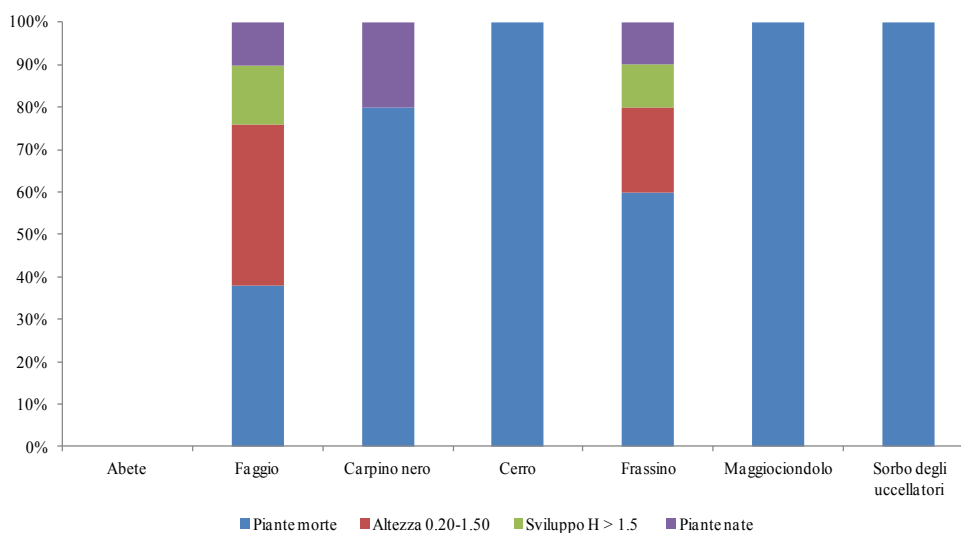


Figura 43 - Composizione specifica e dinamica della rinnovazione nel periodo 2003-2013 nel sito Cullacce 2.

Le specie come Cerro, Maggiociondolo e Sorbo degli uccellatori anche qui non sono state rilevate nel 2013. Le piante di Faggio, di Carpino nero e di Frassino maggiore rilevate nel 2003 presentano come fattore primario della dinamica, ma non esclusivo, la mortalità. Secondariamente si registra una stasi di sviluppo, soprattutto per il Faggio che presenta valori medi di altezze attuali addirittura inferiori a quelle registrate nel 2003. Una forte stasi per lo sviluppo caratterizza anche il Carpino nero che, oltre ad essere interessato da una forte mortalità degli individui (80%), presenta altezze al 2013 molto inferiori a quelle in precedenza rilevate. Il Frassino maggiore, infine, riduce notevolmente la sua presenza mostrando però una limitata capacità di accrescimento e di insediamento con il 10% delle piante nate e il 10% delle piante che sono riuscite ad accrescersi oltre 1.50 m di altezza. Anche il confronto della

media delle altezze e della loro variabilità, espressa come deviazione standard, evidenzia la capacità della specie di svilupparsi in questo sito (Tab. 48).

All'interno delle fustaie di Abete bianco si denota un *trend* diverso per quanto riguarda la rinnovazione presente. In questi siti, infatti, si rileva la presenza dell'Abete bianco come rinnovazione e con un elevato tasso di natalità. In particolare, in località Fonte allo Squarto l'Abete, presente anche nel 2013, ha un maggiore numero di piante rispetto al 2003, nonostante la mortalità abbia interessato il 18% delle piante (Fig. 44 e 45).

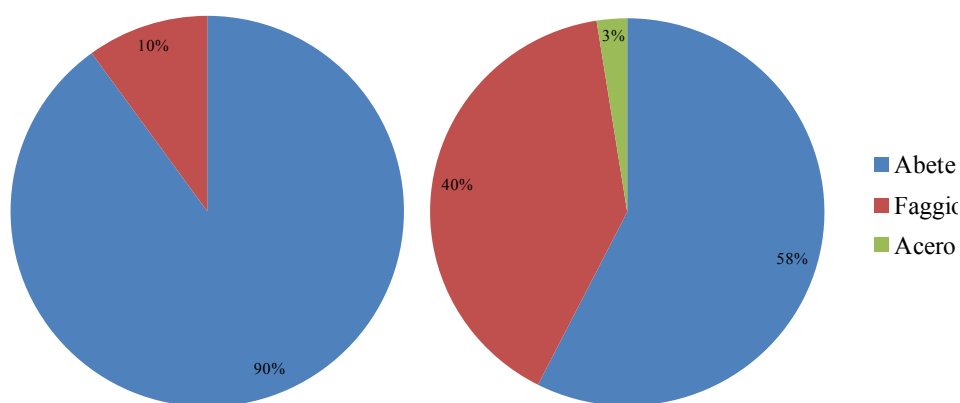


Figura 44 - Frequenza percentuale delle diverse specie con piante di altezza compresa tra 0.20 e 1.5 m nel sito Fonte allo Squarto nel 2003 (sinistra) e nel 2013 (destra).

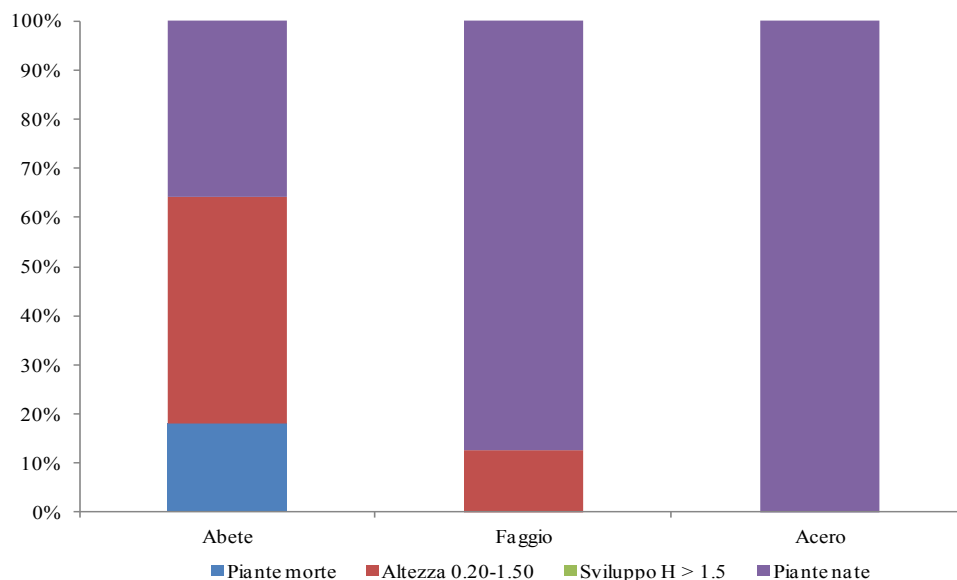


Figura 45 - Composizione specifica e dinamica della rinnovazione nel periodo 2003-2013 nel sito Fonte allo Squarto.

L'aumento di densità si registra anche per il Faggio e per l'Acero montano. L'aumento della diversità specifica e del numero di piante non favorisce però lo

sviluppo in altezza, in quanto tutte le piante si presentano in un'altezza compresa fra 0.20 e 1.50 m. Questo è particolarmente evidente per l'Abete bianco che ha valori medi di altezze di 0.22 metri nel 2003 e di 0.31 metri nel 2013 con una ridottissima variabilità. Anche il Faggio in questo sito non si accresce oltre 1.50 metri di altezza.

In località Stamerina si osserva l'aumento del numero di piante e della diversità specifica della rinnovazione. L'Abete bianco, a differenza del sito precedente, è nato nell'arco dei dieci anni. Interessante è notare come gli individui rilevati nel 2013 siano localizzati in prossimità degli Abeti che caratterizzando il soprassuolo adulto. Per quanto riguarda la dinamica della rinnovazione, la mortalità ha inciso solo sulle latifoglie e sull'Acero di monte in particolare. Infatti, le piante rilevate nel 2013 sono nate dopo il primo rilievo. Anche il Faggio è stato soggetto alla mortalità, ma in misura molto inferiore (5%) (Fig. 46 e 47). Per quanto riguarda lo sviluppo delle piante si segnala in questo sito il valore massimo delle medie delle altezze per il Faggio che nel 2013 raggiunge 1.46 metri. Gli individui di Abete e di Acero, invece, non riescono a raggiungere neanche 0.30 metri.

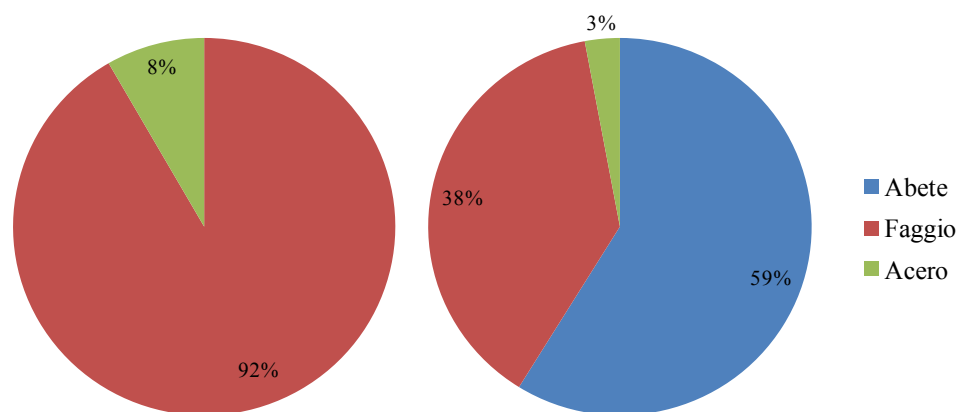


Figura 46 - Frequenza percentuale delle diverse specie con piante di altezza compresa tra 0.20 e 1.5 m nel sito Stamerina nel 2003 (sinistra) e nel 2013 (destra).

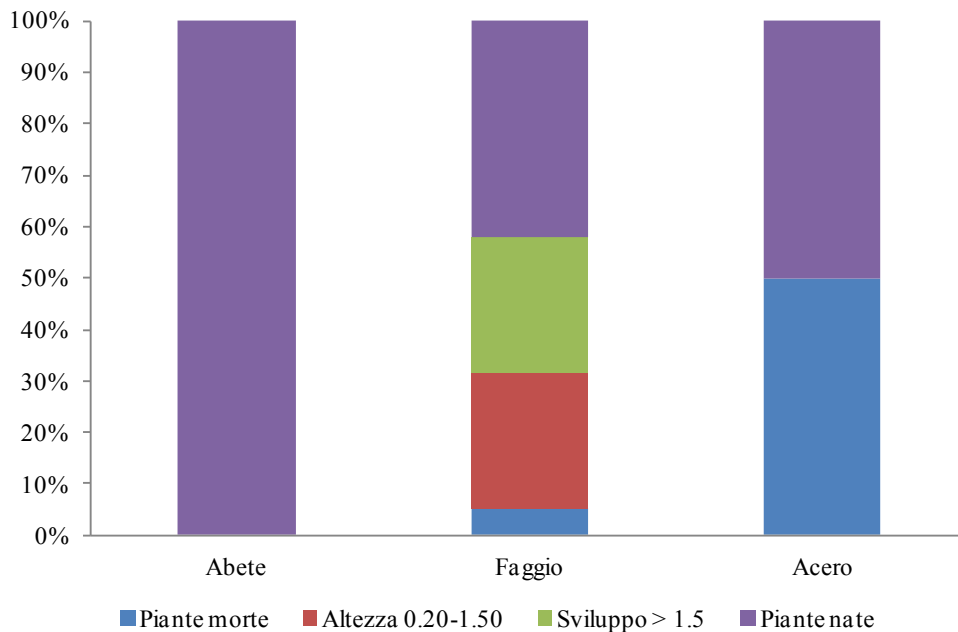


Figura 47 - Composizione specifica, numero di piante e dinamica della rinnovazione nel periodo 2003-2013 nel sito Stamerina.

4.2.3.2 Aree di confronto

L'analisi dell'influenza dei grossi erbivori sulla rinnovazione forestale con il metodo delle aree recintate prevede un costante monitoraggio delle aree realizzate. Nell'arco dei 10 anni dall'istituzione vari problemi sono stati riscontrati, soprattutto per quanto riguarda la perfetta localizzazione delle aree di confronto che di volta in volta è stata realizzata da operatori diversi. Tale problematica è stata in parte risolta grazie ai dati del posizionamento iniziale mediante strumentazione GPS e all'annotazione dell'orientamento espresso in gradi e delle distanze fra il centro delle aree recintate e quello delle aree di confronto.

I dati di sintesi inerenti i rilievi effettuati nelle quattro aree di confronto sono riportati di seguito. La Tabella 49 sintetizza le osservazioni realizzate all'interno delle aree. La Figura 48 rappresenta il numero di piante rilevate nelle aree di confronto nei vari anni di rilievo e la distribuzione delle specie forestali nelle tre classi di altezza (semenzali < 10 cm, 10-100 cm e > 100cm). In altre Latifoglie sono state raggruppate le specie elencate in Tabella 49 ad eccezione del Faggio considerato separatamente.

Tabella 49 - Numero di piante rilevate nelle classi di altezza nelle aree all'interno del bosco misto.

Specie	Altezza (cm)	Cullacce 1								Cullacce 2							
		2003		2005		2007		2013		2003		2005		2007		2013	
		ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR
Abete bianco	<10		6	35	46	66	63	125	89	35	22	41	67	135	138	247	212
	10-100				3		2		26	2							3
	>100										1		1		1		
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>6</i>	<i>35</i>	<i>49</i>	<i>66</i>	<i>65</i>	<i>125</i>	<i>115</i>	<i>37</i>	<i>23</i>	<i>41</i>	<i>68</i>	<i>135</i>	<i>139</i>	<i>247</i>	<i>215</i>
Acero montano	<10	8	5	22	11	12	56	26	34					1	1	3	5
	10-100	4	2	2	6	1	2		28	1	1		2		1		3
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>12</i>	<i>7</i>	<i>24</i>	<i>17</i>	<i>13</i>	<i>58</i>	<i>26</i>	<i>62</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>8</i>
Carpino nero	<10						1	1									
	10-100		1		1		1		1								
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
Cerro	<10						1								1		
	10-100	1	2		3		1		1		2		2	1	1		1
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>3</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>1</i>
Ciliegio	<10											1	1	1			
	10-100																
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
Faggio	<10				1	2							2				
	10-100	4	5		4	4	4			2	1	2		2	1	3	
	>100	1	3		1		1		5	1	2	1	2		2		
	<i>Totale</i>	<i>5</i>	<i>8</i>	<i>0</i>	<i>6</i>	<i>6</i>	<i>5</i>	<i>0</i>	<i>5</i>	<i>3</i>	<i>3</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>3</i>	<i>0</i>
Frassino	<10	11	20	1	16	2	14	4	25						3	1	7
	10-100	3	16	1	10	1	8		43	5	4	1	1	1	6	2	8
	>100			1													
	<i>Totale</i>	<i>14</i>	<i>36</i>	<i>3</i>	<i>26</i>	<i>3</i>	<i>22</i>	<i>4</i>	<i>68</i>	<i>5</i>	<i>4</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>9</i>	<i>3</i>	<i>15</i>
Maggioc.	<10		2	6	2		3						1		2		
	10-100	1			2				3								
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>6</i>	<i>4</i>	<i>0</i>	<i>3</i>	<i>0</i>	<i>3</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
Nocciolo	<10																
	10-100				2		2		1								
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
Salicone	<10																
	10-100								2								1
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>
Sorbo <i>spp.</i>	<10			1	5	2	6		7			3		4	5		
	10-100	7	4	7	2		4		1		2	4			3	1	6
	>100								1								
	<i>Totale</i>	<i>7</i>	<i>4</i>	<i>8</i>	<i>7</i>	<i>2</i>	<i>10</i>	<i>0</i>	<i>9</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>7</i>	<i>0</i>	<i>4</i>	<i>8</i>	<i>1</i>	<i>6</i>
Tiglio platifillo	<10						1										
	10-100																
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
<i>Totale</i>	<i>40</i>	<i>66</i>	<i>76</i>	<i>115</i>	<i>90</i>	<i>170</i>	<i>156</i>	<i>267</i>	<i>46</i>	<i>35</i>	<i>53</i>	<i>79</i>	<i>145</i>	<i>165</i>	<i>257</i>	<i>246</i>	

Nella prima area (Cullacce 1) sono state rilevate nei vari anni d'indagine le seguenti specie arboree: Abete bianco, Acero montano, Carpino nero, Cerro, Faggio, Frassino maggiore, Maggiociondolo, Nocciolo, Sorbo degli uccellatori e Sorbo montano.

Il rovo, rilevato nel 2013, era presente esclusivamente nell'area recintata con una copertura inferiore al 20% e un'altezza media di 0.20 m. La copertura della componente erbacea era del 60% all'interno della recinzione mentre nell'area non recintata non si rileva la presenza di nessuna specie erbacea o arbustiva.

Le specie forestali rilevate nella seconda area (Cullacce 2) sono state: Abete bianco, Acero montano, Cerro, Ciliegio, Faggio, Frassino maggiore, Maggiociondolo, Salicone, Sorbo montano e Sorbo degli uccellatori e Tiglio platifillo. Il rovo era presente nel 2013 su una minima parte dell'area recintata con una copertura inferiore al 20%, la copertura erbacea interessa il 100% della superficie. Nell'area non recintata la copertura del terreno non era maggiore del 5% data esclusivamente da specie erbacee. Da segnalare come questo sito è caratterizzato dalla presenza di formicai in ambedue le aree permanenti.

Dalla Figura 48 si osserva un aumento della densità assoluta del numero di piante ma, con diverso contributo delle specie a seconda del sito. In località Cullacce 1 il maggiore contributo alla composizione specifica è dato dalle latifoglie a differenza del sito Cullacce 2, dove predominano i semenzali di Abete bianco. Per quanto riguarda le classi di altezza superiori è stato rilevato un numero ridotto di Faggi con altezze maggiori di 100 cm.

Nel corso degli anni la composizione specifica e della distribuzione delle classi di altezza nelle aree recintate e quelle di confronto subiscono la riduzione delle latifoglie nelle classi di altezza maggiori di 10 centimetri soprattutto per l'area Cullacce 1. Nel sito Cullacce 2 sono presenti differenze nella densità delle latifoglie fra l'area recintata e quella di confronto, ma non sono così rilevanti come nel primo sito. Nel corso degli anni si osserva inoltre un forte aumento dei semenzali di Abete bianco in entrambe le aree ma, sono pochissime le piante di Abete che riescono a entrare nella classe di altezza 10-100 centimetri.

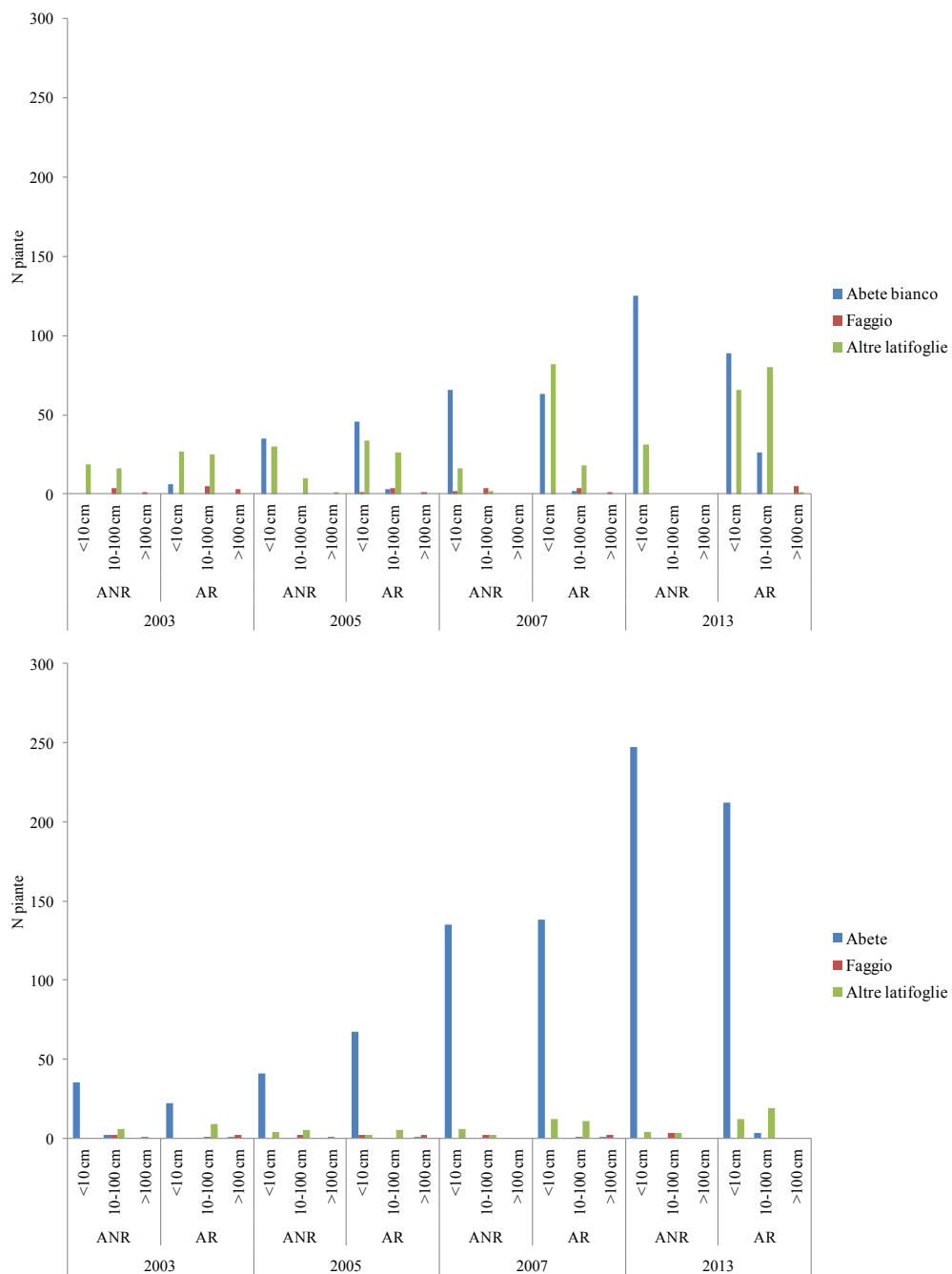


Figura 48 - Numero di piante rilevate nelle aree recintate (AR) e di confronto (ANR) negli anni di indagine suddivise per specie nelle classi di altezza. Sito Cullacce 1 in alto sito Cullacce 2 in basso.

Per quanto riguarda le aree situate all'interno di abetine pure i dati dei rilievi sono riportati in Tabella 50. Il numero di piante rilevate e la distribuzione delle varie specie nelle classi di altezza sono raffigurate in Figura 49.

Tabella 50 - Numero di piante rilevate nelle classi di altezza nelle aree all'interno delle Abetine.

Specie	Altezza (cm)	Fonte allo squarto								Stamerina							
		2003		2005		2007		2013		2003		2005		2007		2013	
		ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR	ANR	AR
Abete bianco	<10	32	12	26	40	33	36	2	90	83	154	79	157	225	108	13	24
	10-100	14	1	24	2	14	14	10	10								1
	>100	1								4	19	1	34		34	2	41
	<i>Totale</i>	<i>47</i>	<i>13</i>	<i>50</i>	<i>42</i>	<i>47</i>	<i>50</i>	<i>12</i>	<i>100</i>	<i>87</i>	<i>173</i>	<i>80</i>	<i>191</i>	<i>225</i>	<i>142</i>	<i>15</i>	<i>66</i>
Acero	<10								1								
	10-100								1								
	>100								0								
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
Faggio	<10																
	10-100	1	2	2	2	1				3		3		3	1		
	>100							1		4	2	2	1	2			1
	<i>Totale</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>7</i>	<i>2</i>	<i>5</i>	<i>1</i>	<i>5</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>1</i>
	<10	1				3											
Sorbo <i>spp.</i>	10-100	2															
	>100																
	<i>Totale</i>	<i>3</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>3</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
Cerro	<10																
	>100																
	10-100										1		1		2	1	5
	<i>Totale</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>5</i>
<i>Totale</i>		<i>51</i>	<i>15</i>	<i>52</i>	<i>44</i>	<i>51</i>	<i>51</i>	<i>12</i>	<i>102</i>	<i>94</i>	<i>176</i>	<i>85</i>	<i>193</i>	<i>230</i>	<i>145</i>	<i>16</i>	<i>72</i>

All'interno delle aree di confronto situate in località Fonte allo Squarto sono stati rilevati: Abete bianco, Faggio, Sorbo degli uccellatori e Cerro. In questo sito l'area recintata al 2013 si presentava totalmente coperta dal rovo (95% della copertura) con un'altezza media di 40 cm. Al momento del rilievo risultava assente la componente erbacea. Nell'area di confronto non preclusa invece il rovo era assente e lo strato erbaceo dava una copertura dell'80%.

La coppia di aree permanenti presenti in località Stamerina erano caratterizzate dalla presenza di: Abete bianco, Faggio e Cerro. La componente arbustiva, data esclusivamente dal rovo, si colloca solo nell'area recintata con una copertura del 60% e un'altezza media di 0.40 m al 2013. L'area non recintata non era interessata dal rovo, ma erano presenti felce e senecio con una copertura complessiva del 30%.

All'interno delle aree permanenti poste nelle fustaie di Abete bianco la distribuzione del numero di piante nel corso degli anni è diversa fra i due siti. In località Fonte allo Squarto la rete di monitoraggio ha fotografato una situazione iniziale caratterizzata da un maggiore numero di piante nell'area non recintata rispetto a quella recintata. Tale differenza di densità assoluta si è andata a colmare

nel corso degli anni (2005 e 2007) cambiando totalmente nell'ultimo anno di rilievo. Al 2013 è presente una forte riduzione numerica delle specie arboree data solo da semenzali di Abete bianco. Le aree poste in località Stamerina evidenziano un andamento del numero di piante molto variabile, ma dopo dieci anni dall'istituzione della recinzione, in questo sito, si osserva una drastica riduzione del numero di piante in ambedue le superficie monitorate.

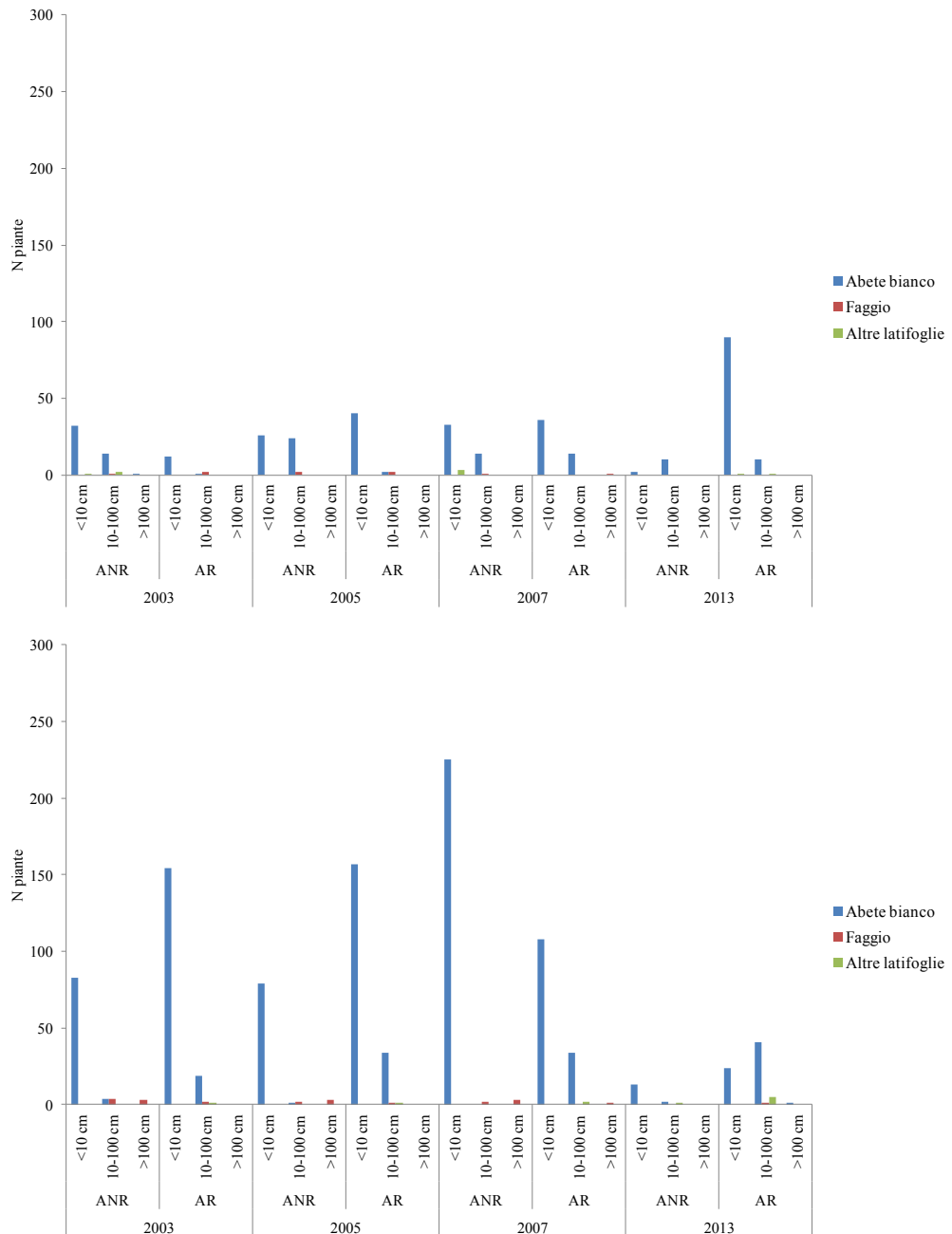


Figura 49 - Numero di piante rilevate nelle aree recintate (AR) e di confronto (ANR) negli anni di indagine suddivise per specie nelle classi di altezza. Sito Stamerina in alto sito Fonte allo Squarto in basso.

Per quanto riguarda la composizione specifica emerge la predominanza dell'Abete bianco allo stadio di semenzale nelle due aree e nel corso degli anni. All'interno della area recintata in località Fonte allo Squarto sono state rilevate piante di Abete che nel corso dei dieci anni sono rimaste nella seconda classe di altezza. In località Stamerina si segnalano piante con altezze maggiori di 1 metro, con un leggero aumento di densità nel corso degli anni. Per il primo sito la densità degli Abeti nella seconda classe di altezza si mantiene pressochè costante nell'area recintata. Nel 2005 si ha un aumento di semenzali di Abete bianco in entrambi i siti e nelle coppie che si mantiene anche nel 2007, ma al 2013 questa numerosità si riduce. Per quanto riguarda le latifoglie si osserva una riduzione della densità, che comunque non è mai stata elevata.

4.2.3.3 Impatti sulla rinnovazione

Nei popolamenti analizzati, segni visibili d'impatto sono stati riscontrati esclusivamente sulla rinnovazione affermata. L'unico impatto rilevato è stata la brucatura (Tab. 51).

Tabella 51 - Incidenza della brucatura sulla rinnovazione forestale.

Sito	Specie	Piante totali vive (n)	Piante brucate (n)	Piante brucate (%)
Cullacce 1	Abete	0	0	0
	Faggio	12	1	8
	Carpino nero	0	0	0
	Cerro	0	0	0
	Frassino	0	0	0
	Maggiociondolo	0	0	0
	Sorbo degli uccellatori	0	0	0
	Totale	12	1	8
Cullacce 2	Carpino nero	1	0	0
	Cerro	0	0	0
	Faggio	18	6	33
	Frassino Maggiore	4	1	25
	Maggiociondolo	0	0	0
	Sorbo degli uccellatori	0	0	0
	Totale	23	7	30
Stamerina	Abete bianco	19	19	100
	Acero	1	1	100
	Faggio	18	5	28
	Totale	38	25	66
Fonte allo squarto	Abete	23	23	96
	Faggio	16	14	88
	Acero	1	1	100
	Totale	40	37	93

Nei siti posti all'interno dei boschi misti (Cullacce 1 e 2) è stata osservata una bassa incidenza della brucatura, rispettivamente l'8% e il 30%, a carico del Faggio e del Frassino maggiore, che sono le uniche specie presenti nello stadio di rinnovazione. Nei popolamenti di Stamerina e Fonte allo squarto l'incidenza della brucatura, invece, aumenta sensibilmente (66% e 93%) evidenziando la forte selettività nei confronti dell'Abete bianco. In questi siti, oltre all'Abete bianco, sono presenti il Faggio e l'Acero montano brucati anch'essi, ma con incidenza leggermente inferiore.

4.2.4 Discussione e conclusione

L'attività di monitoraggio nelle aree esaminate è stata avviata dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali nel 2002. Qui si riportano i risultati di rilievi effettuati nelle stesse aree dopo 10 anni. La disponibilità dei *data set* iniziali e delle informazioni sulla localizzazione puntuale delle aree ha consentito anche a personale diverso di realizzare il lavoro.

La disponibilità di queste informazioni può, limitatamente per le aree di studio e per questo periodo temporale, fornire indicazioni sulle reazioni di risposta ai cambiamenti indotti nel tempo (LISA, 2012; PORTOGHESI *et al.*, 2014).

Sulla base dei rilievi effettuati nel 2013, e del confronto con le elaborazioni realizzate sui dati precedenti, si può affermare che nell'arco di dieci anni la composizione e la densità della rinnovazione forestale sia notevolmente cambiata. I risultati indicano come nelle aree di studio vi sia una forte tendenza all'omogeneizzazione della composizione specifica e della struttura dei popolamenti. Il forte ingresso e sopravvento del Faggio nei popolamenti, unica specie in grado di affermarsi, svilupparsi e inserirsi nel soprassuolo adulto è visibile in tutti e quattro i popolamenti. La sua scarsa appetibilità (GUALAZZI, 2001) e le sue caratteristiche ecologiche e di tolleranza conferiscono a questa specie le strategie vincenti per affermarsi nel tempo, concordando con quanto hanno osservato anche PACI e BIANCHI (2008).

In alcuni siti, soprattutto nelle Abetine pure, è visibile una riduzione della densità e della copertura. Qui la mancanza di rinnovazione affermata, o se presente limitata al Faggio, non consente di prevedere ancora una sicura sostituzione del

soprasuolo adulto. La forte espansione del Faggio è presente anche nei Boschi misti, dove predomina nelle prime classi di diametro, implicando una scarsa possibilità di mantenere la struttura compositiva dei popolamenti analizzati. L'assenza dell'Abete bianco in queste classi dimensionali può far supporre che la selettività nei confronti della specie sia talmente elevata da impedirne lo sviluppo. La forte selettività dei Cervidi, unita alla sua bassa capacità di resilienza nei confronti degli Ungulati (DIDION *et al.*, 2011), possono favorire anche qui la modificazione nel tempo della composizione specifica e delle strutture attuali.

Tuttavia la forte stasi vegetativa nello sviluppo in altezza rilevata anche all'interno delle aree recintate fa ipotizzare la presenza di limitazioni di natura stazionale che agiscono sullo sviluppo interagendo con l'impatto degli Ungulati. L'ipotesi della presenza di fattori limitanti è rafforzata dalla notevole presenza di semenzali di Abete bianco, rilevata nel corso degli anni anche nell'area non recintata, e che non si affermano negli anni successivi. Questo dimostra come, la rinnovazione forestale venga sicuramente modellata dalla presenza e dall'azione selettiva dei Cervidi, ma come ricordano KUIJPER *et al.* (2010b) i Cervidi divengono la maggiore forza selettiva quando le piante superano i 50 cm, prima di questa soglia sono le condizioni microstazionali a guidare il processo di rinnovazione.

La presenza di rinnovazione di Abete bianco all'interno delle Abetine deve essere valutata con molta attenzione. Sicuramente questa specie è presente in questa tipologia forestale, anche se totalmente impattata, ma è da considerare se la sua presenza sia originata da azioni umane o da processi naturali. A tal proposito va ricordato come per queste due aree, nello studio iniziale (AISF, 2002), veniva segnalato che erano state realizzate sottopiantagioni di Abete.

È poi da sottolineare come, solo all'interno delle Abetine pure dove si hanno le maggiori aperture della copertura, sia stata rilevata la presenza del Rovo, specie anch'essa al pari dell'Abete bianco notevolmente appetita dai Cervidi (GUALAZZI, 2001). Questa specie arbustiva è presente esclusivamente all'interno delle aree recintate. La sua presenza, non segnalata nel lavoro precedente, fa ipotizzare il suo sviluppo successivo. Sebbene il rovo sia una specie con note capacità di protezione della rinnovazione e sia una fonte alimentare alternativa, è probabile che il suo sviluppo non sincrono con la rinnovazione forestale ne limiti fortemente lo sviluppo (HARMER *et al.*, 2010).

In conclusione, dai dati scaturiti dal monitoraggio decennale emerge che i principali cambiamenti osservati nei popolamenti sono: 1) tendenza all'omogeneizzazione della composizione specifica in tutte e due le forme strutturali esaminate (boschi misti e abetine pure), che favorisce mescolanze costituite da specie poco appetibili e molto resilienti all'impatto come il Faggio; 2) presenza di fattori limitanti non dovuti ai Cervidi che limitano la capacità di sviluppo dei semenzali negli stadi evolutivi successivi; 3) limitazione della densità della rinnovazione sia per la sua non affermazione sia per la successiva presenza dell'impatto degli animali; 4) assenza di fonti trofiche alternative come il rovo che può far concentrare l'impatto sulla rinnovazione forestale.

Infine, la ripetizione di rilievi condotti nelle stesse aree e con la stessa metodologia è indispensabile per valutare l'effettiva rispondenza alla realtà delle tendenze evidenziate sulla base di 10 anni di osservazione.

4.3 FUSTAIE DI ABETE BIANCO: RINNOVAZIONE ARTIFICIALE

4.3.1 Premessa

Le foreste sono il risultato di complesse interazioni e relazioni di carattere abiotico, biotico e antropico avvenute a diverse scale e dinamiche spaziali e temporali (KLOPCIC *et al.*, 2009). La conservazione e la gestione delle foreste attuali devono affrontare i risultati dei molteplici cambiamenti ambientali e sociali che si sono susseguiti nel tempo. Soprattutto all'interno delle foreste dell'area mediterranea dove la composizione e la struttura dei boschi sono state fortemente alterate dall'azione antropica (BENGTSSON *et al.*, 2000).

L'Abete bianco (*Abies alba* Mill.), che ha subito in passato una forte manipolazione nella presenza numerica, di areale e di struttura dei popolamenti, oggi riveste un ruolo fondamentale per la diversità specifica, strutturale, funzionale e culturale delle foreste montane (BOTTALICO *et al.*, 2014b; VAZZANO *et al.*, 2011). Nel corso del tempo sono state adottate diverse strategie di gestione per questa specie: mentre in alcune aree dell'Europa centrale e della zona alpina i boschi misti con Abete bianco sono stati spesso sostituiti da piantagioni di Abete rosso, in altre aree l'Abete bianco è stato fortemente sfavorito nel corso dei secoli da utilizzazioni irrazionali soprattutto nei boschi di Faggio, come a esempio nell'Appennino settentrionale. Qui, a partire dalla fine del XIX secolo questa tendenza si è invertita e l'Abete bianco è stato largamente utilizzato per la creazione di popolamenti monospecifici e coetanei. In alcune aree, come Vallombrosa e Camaldoli, la coltivazione dell'Abete bianco è stata avviata dai Monaci già intorno al XXII secolo (BOTTALICO *et al.*, 2014b; VAZZANO *et al.*, 2011). La gestione storica di questi popolamenti prevedeva il taglio raso e la rinnovazione artificiale (BOTTALICO *et al.*, 2014b; VAZZANO *et al.*, 2011).

A livello europeo l'Abete bianco è una delle specie forestali più condizionata dall'espansione delle popolazioni di Cervidi. La sua alta appetibilità (KLOPCIC *et al.*, 2010; MOTTA, 1996; SENN e SUTER, 2003), la bassa capacità di recupero (DIDION *et al.*, 2011) e le "scelte alimentari opportunistiche" dei Cervidi (HÄSLER e SENN, 2012) la rendono particolarmente suscettibile all'impatto. In presenza di elevate densità animali, queste caratteristiche possono alterare e compromettere i processi di rinnovazione in qualsiasi forma di trattamento, sia nei popolamenti gestiti a scopo produttivo, dove viene ridotta la produzione e la qualità del legname, sia in foreste

gestite con obiettivi di conservazione (MOTTA, 2003). Molte scelte selvicolturali e gestionali possono quindi essere inefficienti e gli effetti del sovraccarico dei Cervidi possono ripercuotersi sulla produzione legnosa e sulle possibilità di realizzare scelte selvicolturali per il cambiamento della composizione specifica dei soprassuoli (CAUDULLO *et al.*, 2003). Dal secondo dopoguerra vi sono state nell'Europa centrale numerose segnalazioni sulla diminuzione della rinnovazione di Abete bianco e di altre specie imputabile alla presenza dei Cervidi (SENN e SUTER, 2003). Evidenze della forte incidenza degli Ungulati selvatici sulla riduzione numerica e di capacità di affermazione di questa specie nel nostro Paese sono state riportate anche per le Alpi (CAUDULLO *et al.*, 2003; MOTTA, 1996; SCRINZI *et al.*, 1997), per l'Appennino settentrionale (BIANCHI e PACI, 2008; PACI e BIANCHI, 2008a) e per quello meridionale (SCARFÒ, 2008).

Secondo SENN e SUTER (2003) le ragioni che determinano una forte alterazione della dinamica dell'Abete bianco sono: *a*) le densità di animali che in alcuni territori non sono mai state così elevate, *b*) gli schemi spaziali e temporali della rinnovazione che nelle abetine regolarmente gestite sono definiti e prestabiliti secondo schemi fissi, *c*) l'alta appetibilità della specie che costituisce un'importante parte della dieta degli Ungulati, soprattutto d'inverno. E' quindi in un contesto molto lontano da quello naturale che gli erbivori vertebrati, in questo caso i Cervidi, realizzano le loro scelte comportamentali alle diverse scale spaziali (HÄSLER e SENN, 2012) e temporali (MOSER *et al.*, 2006). Guidati dalla necessità di bilanciare e ottimizzare l'apporto nutrizionale in qualsiasi ambiente a livello sia qualitativo sia quantitativo, gli animali scelgono fra diverse aree, fra varie tipologie di alimento realizzando, anche a questa scala, una scelta fra gli individui presenti e fra le diverse parti dell'individuo vegetale (HÄSLER e SENN, 2012). Questo processo decisionale alimentare è guidato da molteplici fattori legati alla quantità e qualità di alimenti presenti e alla loro abbondanza in relazione con le risorse alimentari più o meno appetibili (HÄSLER e SENN, 2012). Tutti questi parametri sono largamente influenzati dalla gestione forestale.

La gestione dell'Abete bianco ha visto per un lungo periodo la massimizzazione della produttività economica del bosco, attraverso l'attuazione del trattamento a taglio raso e rinnovazione artificiale posticipata, che hanno prodotto però soprassuoli con bassissima capacità di carico ecologica soprattutto nei confronti

dell'impatto degli Ungulati selvatici (GOSSOW, 2002). Questo tipo di gestione, che determina l'interruzione della copertura del terreno in soprassuoli forestali omogenei, con conseguente concentrazione spazio temporale delle risorse alimentari e degli stimoli visivi e protettivi, crea delle trappole ecologiche all'interno delle quali l'impatto può essere considerato il risultato dell'azione dell'uomo piuttosto che degli animali (REIMOSER e GOSSOW, 1996).

Questo lavoro ha analizzato la rinnovazione artificiale di Abete bianco impiantata in una tagliata a raso. L'impianto è stato realizzato secondo uno schema a piccoli gruppi utilizzato come possibile strategia per la mitigazione dell'impatto dei Cervidi. La situazione ambientale del caso di studio è fortemente predisposta all'impatto dei Cervidi sia per il sistema selvicolturale attuato (taglio raso), sia per la localizzazione all'interno di una Riserva naturale dove l'attività venatoria non è consentita. Nello specifico gli obiettivi sono stati la caratterizzazione, a sei anni dall'impianto, della rinnovazione artificiale di Abete bianco, e della tipologia e incidenza degli impatti da Cervidi. Il fine ultimo è valutare se l'impianto a piccoli gruppi può contribuire a ridurre la suscettibilità dei giovani abeti all'impatto.

4.3.2 Materiali e Metodi

4.3.2.1 Area di studio

L'area di studio si trova all'interno della Riserva Naturale Biogenetica di Vallombrosa. Questa Riserva è storicamente la culla delle Scienze Forestali. Dal 1866, con il passaggio della gestione secolare dei monaci al Demanio dello Stato che ne decretò l'affidamento al Ministero dell'Agricoltura per mezzo dell'amministrazione forestale dello Stato, è iniziato il connubio fra questa foresta e il Corpo Forestale dello Stato, che tuttora la amministra e la gestisce.

La Riserva si estende su una superficie di 1273 ettari, prevalentemente interessata da una copertura forestale, con quote che vanno dai 470 ai 1440 m s.l.m. Il clima è temperato umido di tipo mediterraneo. La temperatura media annua è di 9.7° C e la precipitazione media annua di 1337 mm. Secondo la Classificazione di Pavari la foresta rientra nella zona fitoclimatica del *Castanetum* fino a sotto i 1000 m e nella zona del *Fagetum* a quote superiori. Il substrato geologico è la formazione

del Macigno del Chianti. I suoli sono ben drenati, con tessitura franco fine e franco grossolana e sono ben strutturati con profondità variabile (AGNELLI *et al.*, 2000).

La foresta di Vallombrosa è stata profondamente modificata dall'azione secolare dell'uomo. La modificazione della fisionomia e della composizione è iniziata con i Monaci Vallombrosani che hanno avviato la coltivazione dell'Abete bianco dal XIV secolo (BOTTALICO *et al.*, 2014b). Oltre all'Abete bianco all'interno della foresta sono state introdotte anche altre specie come Douglasia (*Pseudotsuga menziesii*), Pino laricio (*Pinus nigra laricio*) e Pino nero (*Pinus nigra*). Nel contempo è diminuita l'estensione delle Faggete e dei Castagneti da frutto (GIANNI, 2013).

Per quanto riguarda l'evoluzione del popolamento faunistico ci sono testimonianze della presenza nell'area del Capriolo (*Capreolus capreolus*) e del Lupo (*Canis lupus*) agli inizi del 1800. Introduzioni di Cervo (*Cervus elaphus*), Daino (*Dama dama*) e Muflone (*Ovis musimon*) sono state effettuate a partire dagli anni 30 dello stesso secolo ad opera dell'amministratore Karl Siemon. Nel 1933 l'Amministrazione delle Aziende di Stato per le Foreste Demaniali introdusse alcuni individui di Capriolo (VADI, 2013). In seguito, anche a causa della Seconda Guerra Mondiale, il bracconaggio, le necessità di auto sostentamento e il minore controllo dell'attività di caccia all'interno delle aree demaniali determinarono nel corso degli anni una forte diminuzione delle popolazioni animali presenti. Successive reintroduzioni furono realizzate dal 1950 al 1964 e pochi anni dopo comparve il cinghiale (*Sus scrofa*) proveniente da territori circostanti (VADI, 2013). A partire da questo periodo, come per la gran parte dell'emisfero settentrionale (APOLLONIO *et al.*, 2010a; CÔTÉ *et al.*, 2004), si assiste anche a Vallombrosa a una marcata e rapida espansione numerica e di areale degli Ungulati selvatici. La Foresta di Vallombrosa, nel 2004-2005, era interessata dalla presenza sovrapposta di Capriolo, Daino e Cinghiale. CASANOVA *et al.* (2009) stimano, mediante censimenti a vista e sulla base di punti d'ascolto, la presenza di 80 individui di Capriolo, 170 Daini e 340 Cinghiali. La presenza e la persistenza di queste densità all'interno della Riserva hanno "favorito l'insorgere di squilibri di natura biologica ed ecologica" soprattutto per quanto riguarda la capacità di affermazione e di sviluppo dell'Abete bianco, sia per la sua alta appetibilità sia per la mancanza di risorse pabulari alternative (CASANOVA *et al.*, 2005a).

Indagini sull'impatto degli Ungulati selvatici sulla rinnovazione naturale nella Riserva Naturale Biogenetica di Vallombrosa hanno evidenziato come l'impatto della fauna ungulata all'interno delle Abetine sia diffuso, ma variabile nelle aree di studio prese in esame interessando sia latifoglie sia conifere, in particolare l'Abete bianco (BOTTALICO *et al.*, 2014b; GIANNI, 2013). L'impatto più diffuso e cospicuo sugli individui di questa specie è la brucatura del cimale; le piantine di Abete reagiscono alla brucatura emettendo getti laterali e formando fusti policormici (GIANNI, 2013). Anche all'interno di *gaps* creatisi naturalmente nelle abetine la maggior parte della rinnovazione naturale di Abete bianco è impattata dalla brucatura con una forte incidenza per le piante con altezza fra 0.5 e 1.0 metri (BOTTALICO *et al.*, 2014b).

Il presente studio è stato realizzato all'interno del Silvomuseo di Vallombrosa, individuato dal Piano di Gestione per la Foresta di Vallombrosa 2006-2025 (CIANCIO, 2009) con lo scopo di conservare la fisionomia strutturale, paesaggistica e culturale delle abetine limitrofe all'Abbazia di Vallombrosa. Il Piano di Assestamento del Silvomuseo (CIANCIO e NOCENTINI, 2009b) prevede il trattamento a taglio a raso e rinnovazione artificiale posticipata su superfici inferiori ai 2000-3000 m².

L'indagine è stata svolta in una particella di Abete bianco di 154 anni della prima classe di fertilità, dove nel 2008 è stata realizzata una tagliata a raso di circa 2000 m² e che ad oggi è l'unico taglio raso eseguito in accordo con il Piano di assestamento del Silvomuseo.

L'esposizione è nord ovest e il terreno presenta morfologia acclive. Il soprassuolo presente sulla particella e intorno alla tagliata è in discrete condizioni vegetative, ma presenta densità scarsa per le piante eliminate nel corso degli anni a causa del marciume radicale. La descrizione riportata nel Piano di Assestamento segnalava la presenza di vari gruppi di rinnovazione affermata sia di Abete bianco sia di latifoglie come Faggio (*Fagus sylvatica*), Sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*) e Tiglio (*Tilia cordata*). Erano presenti sia rinnovazione naturale sia sottopiantagioni effettuate in passato.

All'interno della tagliata l'Abete bianco è stato impiantato secondo uno schema a piccoli gruppi. La modalità di impianto a gruppi, ideata e realizzata

dall'Amministratore della Riserva e dal Personale dell'Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa del Corpo Forestale dello Stato, fu realizzata con due precisi intenti: *a)* mimare la modalità naturale della rinnovazione forestale, visibile anche in loco nel nucleo di latifoglie presenti; *b)* favorire nell'accrescimento e nello sviluppo le piante di Abete poste al centro nel nucleo (BARTOLOZZI *com. pers.*).

Le piante utilizzate per l'impianto provenivano dai boschi da seme per l'Abete bianco presenti all'interno della Riserva di Vallombrosa, inseriti nel Libro Nazionale dei Boschi da Seme presenti in Località Santa Caterina (DUCCI e VANNUCCINI, 2009). I semi sono poi stati fatti crescere e sviluppare nei vivai forestali presenti nel Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale di Pieve Santo Stefano (AR) gestito anch'esso dal Corpo Forestale dello Stato. Gli Abeti in seguito sono stati impiantati a radice nuda con un'età di 2+3 anni (BARTOLOZZI *com. pers.*).

L'impianto dei nuclei ha assecondato le condizioni microstazionali e sfruttando degli pseudo-terrazzamenti che erano presenti nel sito in cui il terreno si presentava più profondo e con la minore presenza di rocciosità affiorante. La presenza di queste condizioni microstazionali è attribuibile al vecchio utilizzo del sito come terreno coltivato e all'utilizzazione forestale realizzata. I nuclei sono stati impiantati ricercando le migliori condizioni di crescita in funzione della dimensione dei siti. Le piantine sono state impiantate con interdistanza di circa 15-20 cm di distanza fra di loro, e la numerosità delle piantine per ogni gruppo variava a seconda delle condizioni microstazionali. Durante l'impianto fu posta particolare attenzione a disporre nelle zone centrali di ogni gruppo le piante che per morfologia, portamento, colore degli aghi e dimensione dell'apparato radicale, erano le migliori (BARTOLOZZI *com. pers.*).

Al fine di valutare come l'impatto dei Cervidi condizionasse lo sviluppo della rinnovazione artificiale di Abete bianco all'interno della tagliata è stata istituita nel 2010 un'area recintata. L'area di forma quadrata di 6 m x 6 m, è delimitata da una rete alta 2 metri con maglie di dimensioni tali da consentire l'accesso ai piccoli mammiferi. La recinzione è stata installata dall'Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa nell'ambito del Progetto di ricerca GEFORUS coordinato dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali (Fig. 50).



Figura 50 - Area di studio.

4.3.2.2 Metodologia di rilievo

Il rilievo, realizzato nell'autunno 2013, ha previsto all'interno della tagliata il censimento totale dei gruppi di Abete bianco derivanti dalla piantagione e delle eventuali piantine nate da disseminazione naturale. Per ogni individuo (vivo o morto) presente è stata rilevata: la specie, l'altezza e la localizzazione all'interno del gruppo (margine o centro del gruppo). L'attribuzione di ogni piantina a un gruppo di rinnovazione è stata realizzata in base alla valutazione visiva della distanza fra i gruppi. Nei casi dubbi, dove i nuclei erano molto vicini, la distinzione dei gruppi è stata realizzata quando la distanza fra le piantine di margine era maggiore di 1 metro.

Su tutte le piante è stata osservata la presenza o assenza di quattro tipologie d'impatto: 1) brucatura del getto apicale dell'anno, 2) presenza di brucature laterali, 3) brucature passate visibili sull'asse principale, 4) scortecciatura del fusto. Nel caso delle piante con brucature passate è stata annotata se la reazione della pianta alla brucatura avesse portato alla deviazione dello sviluppo dell'asse principale della pianta con la formazione di fusti policormici (Fig. 51). Infine, nel caso dei nuclei di rinnovazione, sono state sorteggiate tre piante collocate sia nel centro sia nel margine del gruppo sul quale conteggiare il numero di brucature passate visibili sul fusto.

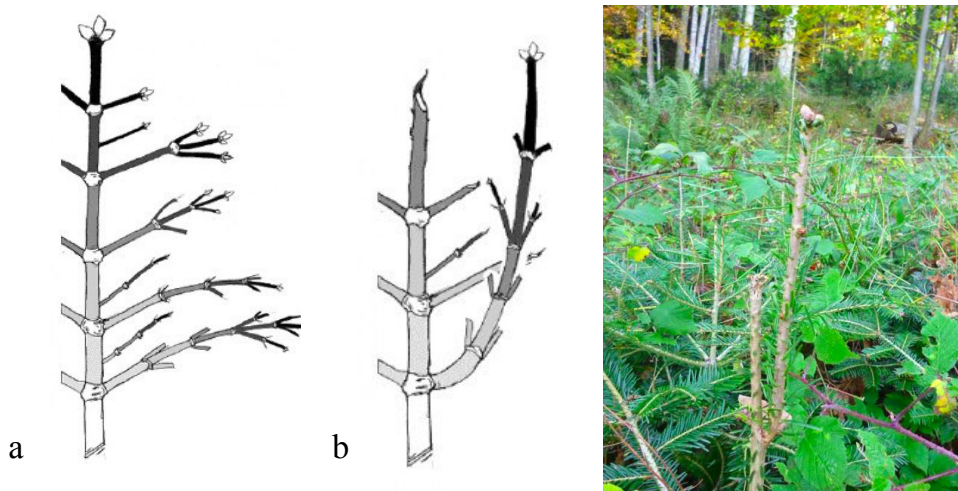


Figura 51 - Pianta non impattata (a) e pianta con brucatura apicale recente e passata del fusto con deviazione dall'asse principale (b).

Per ogni individuo è stato valutato il portamento e lo stato vegetativo. Il portamento è stato classificato come *adeguato* o *inadeguato* secondo una valutazione qualitativa dell'aspetto della pianta; è stato ritenuto inadeguato nel caso di piante aduggiate, prostrate o con uno sviluppo caratterizzato da numerose biforcazioni presenti sull'asse principale. Lo stato vegetativo è stato classificato come *normale* o *deperiente*, in base all'osservazione della colorazione degli aghi e dalla presenza di parti secche sulla pianta. Gli stessi rilievi sono stati realizzati anche nell'area recintata.

4.3.2.3 Analisi dei dati

Per quanto riguarda il numero di impatti presenti sulle piante, sono state definite 5 classi di incidenza: Classe 0: piante senza impatti; Classi 1, 2, 3 e 4: piante con rispettivamente uno, due tre o quattro tipologie di impatto diverso. In base al numero di piantine presenti in ogni gruppo sono state definite otto classi di densità, da quella con densità minore (10-15 piante per gruppo) a quella con la densità massima rilevata (55-60 piante per gruppo).

L'altezza delle piantine è stata analizzata in relazione a: localizzazione delle piante all'interno del nucleo, densità delle piante presenti nel nucleo, presenza o meno di segni d'impatto, brucatura del getto apicale dell'anno, brucatura laterale, brucatura passata, presenza di deviazioni nello sviluppo epicormico delle piante e effetto della presenza della recinzione. Inoltre è stato valutato se la numerosità dei

gruppi (Classi di densità) e il numero totale d'impatti su una singola pianta (Classi di incidenza) condiziona lo sviluppo in altezza delle piantine.

Le analisi sono state condotte con la statistica non parametrica Mann-Whitney U-test per i confronti a coppie, e con il Test di Kruskal Wallis per i confronti multipli nel caso delle classi di densità e di incidenza, con un livello di confidenza del 95 % utilizzando il *software* SPSS 20.

4.3.3 Risultati

Sono stati rilevati complessivamente 554 individui, di cui otto morti, distribuiti in 19 nuclei di rinnovazione composti mediamente da 29 individui, con un minimo 6 piante e un massimo 59 piante. Dei 19 gruppi, 2 sono all'interno dell'area recintata (Tab. 52). In relazione alla posizione all'interno dei singoli gruppi risultano 303 piante localizzate marginalmente e 251 poste in posizione centrale.

Tabella 52 - Numero di piante e principali valori descrittivi delle altezze per i gruppi rilevati.

Gruppo	N	Altezza (m)				
		Media	Massima	Minimo	Mediana	Dev std.
1	27	0.77	1.15	0.38	0.72	0.19
2	6	0.61	0.90	0.33	0.58	0.22
3	33	0.79	1.70	0.35	0.75	0.28
4	13	1.11	2.00	0.50	1.20	0.48
5	35	0.69	1.03	0.40	0.70	0.14
6	10	0.70	1.00	0.20	0.70	0.27
7	11	0.95	1.40	0.58	0.90	0.25
8	32	0.57	0.90	0.28	0.57	0.16
9	19	0.78	1.30	0.40	0.70	0.26
10	47	0.65	1.20	0.30	0.65	0.19
11	25	0.50	0.85	0.25	0.45	0.15
12	32	0.70	1.00	0.40	0.70	0.14
13	19	0.77	1.10	0.30	0.80	0.21
14	59	0.75	1.20	0.30	0.70	0.24
15*	43	0.83	1.50	0.40	0.80	0.22
16*	38	0.87	1.45	0.40	0.90	0.25
17	54	0.70	1.00	0.40	0.70	0.18
18	25	0.72	1.10	0.40	0.70	0.18
19	18	0.63	1.00	0.30	0.65	0.18
Totale	546	0.73	2.00	0.20	0.70	0.24

*Area recintata

Al di fuori dell'area recintata la maggioranza delle piantine vive di Abete presenta impatti visibili (Tab. 53) mentre solo l'8% appare indenne. Degli individui danneggiati, più della metà ha più di una tipologia di impatto, il caso più frequente è la presenza di due impatti sulla stessa pianta. La presenza di tutti e quattro gli impatti rilevati sulla stessa pianta è stato rilevato solo nell'1% dei casi.

Tabella 53 - Numero di piante non impattate, impattate e di piante nelle classi di incidenza (al di fuori dell'area recintata).

Classi di incidenza		N. Piante Vive	%
0	Nessun impatto	39	8
1	1 impatto	91	20
2	2 impatti	242	52
3	3 impatti	87	19
4	4 impatti	6	1
Totale		465	

Fra gli impatti rilevati quello che ha più incidenza è la brucatura passata sul fusto, che ha interessato il 79% delle piante, segue la brucatura laterale e la brucatura del getto apicale avvenuta nel corso dell'ultimo anno vegetativo (30%). L'impatto di minor frequenza è la scortecciatura del fusto (Tab. 54).

Tabella 54 - Frequenza delle tipologie di impatto (al di fuori dell'area recintata).

	N. piante impattate	%*
Brucatura apicale sul getto dell'anno	139	30
Brucatura laterale	367	79
Brucatura passata sul fusto	339	73
Deviazione dell'asse del fusto	311	67
Scortecciatura	15	3

*Sul totale delle piante vive

La scortecciatura, seppur presente con frequenza limitata, è sempre presente sulle piante già impattate dalla brucatura. Così anche la brucatura apicale sembra aumentare la sua frequenza all'aumentare del numero d'impatti presenti sulla pianta, raddoppiando la sua incidenza passando dalla seconda classe (2 impatti sulla pianta) alla terza (Fig. 52).

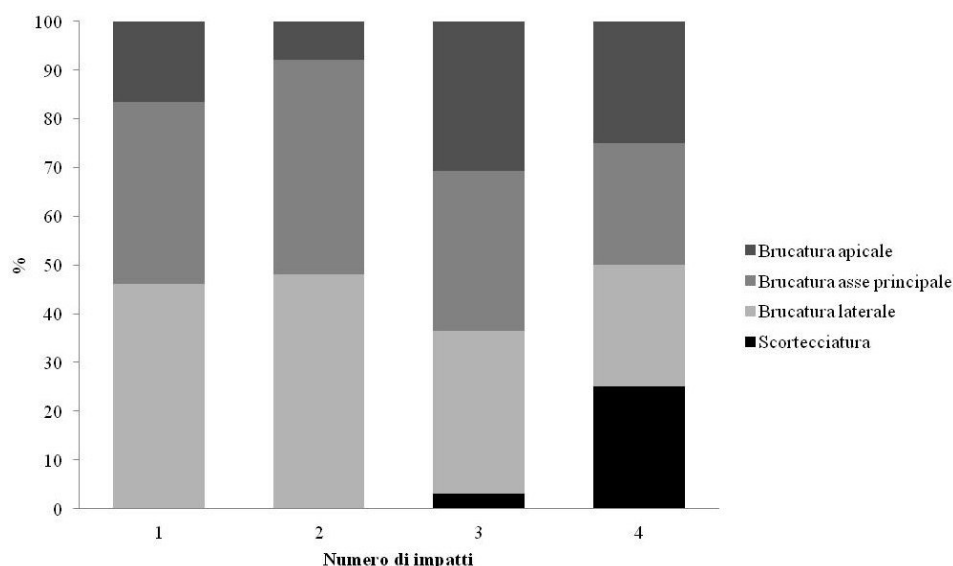


Figura 52 - Ripartizione percentuale delle tipologie di impatto nelle classi di incidenza (al di fuori dell'area recintata).

La presenza di brucature passate sul fusto interessa il 79% delle piante presenti e la maggioranza di queste presenta una deviazione dello sviluppo epicormico come reazione all'impatto. Segni di brucatura passata sul fusto principale, sono stati rilevati complessivamente su 120 individui. Mediamente si hanno tre eventi di brucatura passata sulle piante analizzate, con un massimo di cinque brucature diverse sul 9% del campione analizzato. Nonostante tutto ciò, solo il 4% delle piante ha uno stato vegetativo deperiente mentre, l'1% delle piante è morto.

L'incidenza delle tipologie d'impatto sembra aumentare sulle piantine presenti nei gruppi più numerosi (Tab. 55). La maggioranza delle piante classificate come mai impattate sono poste all'interno dei nuclei con un basso numero di piantine, mentre le altre tipologie d'impatto interessano in maniera simile le altre classi di densità. I gruppi di 30-35 piantine sono interessati da tutte le tipologie d'impatto. La scortecciatura invece è stata maggiormente riscontrata nei nuclei con la densità maggiore.

Dalla valutazione dell'incidenza degli impatti in relazione alla localizzazione all'interno dei singoli gruppi emerge che le poche piantine esenti da impatti sono ripartite in egual misura fra quelle poste al margine e quelle in posizione centrale (Tab. 56).

Tabella 55 - Valori percentuali, calcolato sulle piante interessate dalla tipologia di impatto, in funzione delle classi di densità dei singoli gruppi.

Classi di densità (N. piante)	Piante mai impattate (%)	Piante con brucatura		
		apicale del getto dell'anno (%)	Brucatura passata (%)	Scortecciatur a (%)
10-15	31	1	4	7
16-20	10	15	12	7
20-25	13	16	9	0
25-30	5	4	6	7
30-35	28	20	32	27
45-50	8	12	10	0
50-54	0	19	12	13
55-60	5	12	16	40

Tabella 56 - Numero di piante e percentuali nelle classi di incidenza in funzione del tipo di localizzazione.

		Classi di incidenza									
		0		1		2		3		4	
		N	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Gruppo	Centro	18	46	77	45	105	42	44	50	3	50
	Margine	21	54	95	55	137	55	43	49	3	50
Totale		39		172		242		87		6	

Per quanto riguarda le altezze delle piantine, la media è 0.73 m (minima 0.20, massima 2 m). Degli individui esaminati il 90% ha altezze inferiori a 1 metro e solo tre hanno un'altezza maggiore di 1.50 m (Tab. 57 e Fig. 53). Per le piante presenti all'interno dell'area recintata, dove sono stati individuati 2 gruppi di rinnovazione, la media delle altezze è di 0.85 m (minima 0.40, massima 1.50 m).

Tabella 57 - Numero di piante totali e in funzione della collocazione nelle classi di altezza.

Classi di altezza m	Totali		Nucleo Centro		Nucleo Margine		Area recintata	
	n	%	n	%	n	%	n	%
0.20-0.30	13	2	3	1	10	4	0	0
0.31-0.40	36	7	9	4	25	10	2	2
0.41-0.50	61	11	31	14	25	10	5	6
0.51-0.60	73	13	32	15	34	14	7	9
0.61-0.70	118	22	56	26	47	19	15	19
0.71-0.80	80	15	27	13	42	17	11	14
0.81-0.90	70	13	26	12	30	12	14	17
0.91-1.00	37	7	9	4	18	7	10	12
1.00-1.10	21	4	6	3	6	2	9	11
1.11-1.20	20	4	10	5	6	2	4	5
1.21-1.30	6	1	4	2	1	0	1	1
1.31-1.40	5	1	1	0	3	1	1	1
1.41-1.50	3	1	0	0	1	0	2	2
> 1.50	3	1	1	0	2	1	0	0
Totale	546		215		250		81	

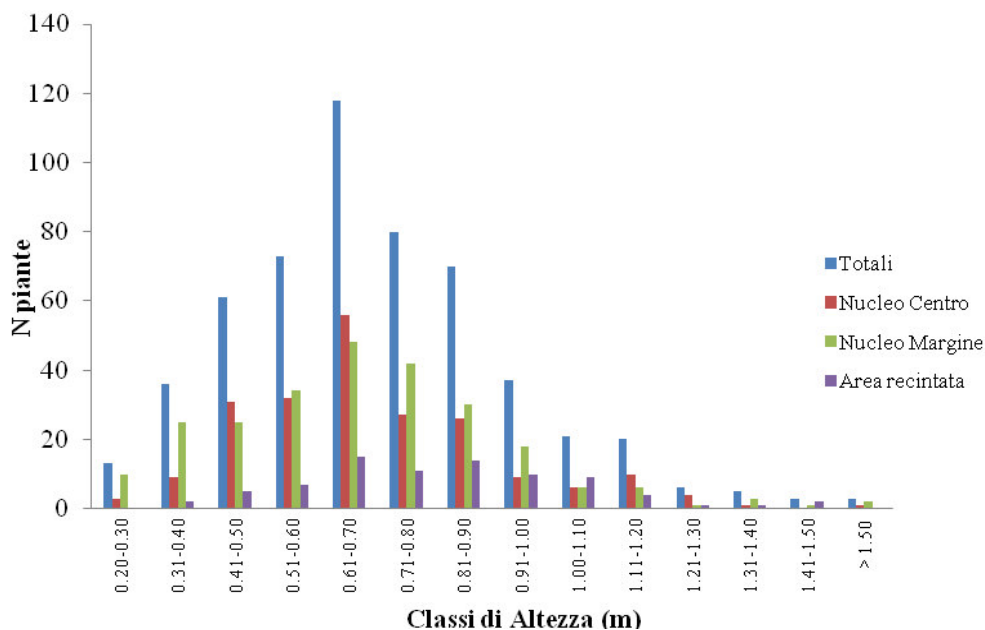


Figura 53 - Distribuzione del numero di piante in classi di altezza di ampiezza di 10 cm.

Non tutte le variabili prese in considerazione influenzano lo sviluppo in altezza della rinnovazione artificiale di Abete bianco. La densità dei nuclei influenza l'altezza delle piante determinando differenze statisticamente significative ($p < 0.005$) (Tab. 58 e Fig. 54). I confronti a coppie realizzati fra le classi di densità hanno evidenziato che vi sono differenze significative tra le altezze del gruppo con la densità minore e quelle dei gruppi con densità maggiore.

Tabella 58 - Valori delle altezze nelle classi di densità di piantine dei nuclei (fuori dell'area recintata).

Classi di densità	N	%	Altezza (m)				Dev. St.
			Media	Mediana	Minimo	Massimo	
10-15	34	7	0.94	0.88	0.20	2.00	0.39
16-20	56	12	0.73	0.70	0.30	1.30	0.23
20-25	50	11	0.61	0.60	0.25	1.10	0.20
25-30	27	6	0.77	0.72	0.38	1.15	0.19
30-35	138	30	0.69	0.70	0.28	1.70	0.21
45-50	47	10	0.65	0.65	0.30	1.20	0.19
50-54	54	12	0.70	0.70	0.40	1.00	0.18
55-60	59	13	0.75	0.70	0.30	1.20	0.24
Totale	465		0.71	0.70	0.20	2.00	0.24

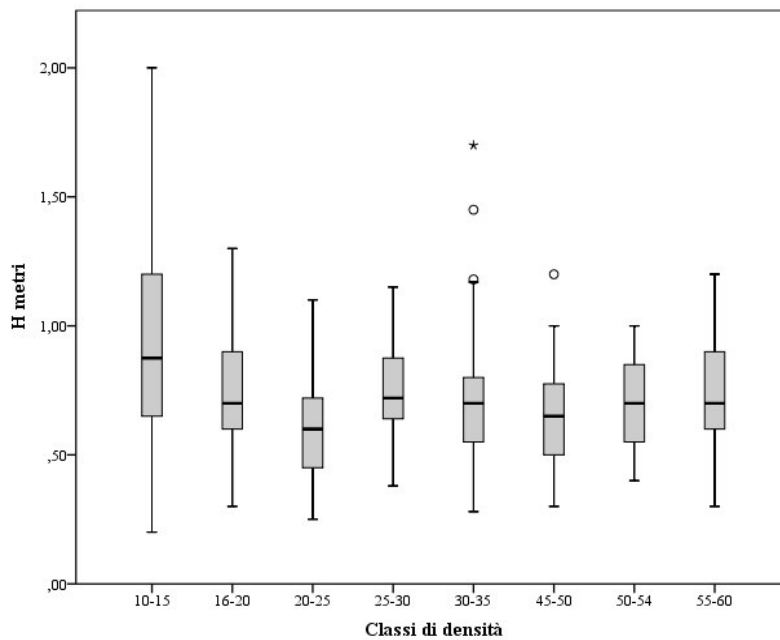


Figura 54 - Altezze medie delle piante nelle classi di densità di piantine nei gruppi.

La localizzazione, se di centro o di margine, non produce differenze nello sviluppo in altezza delle piantine così come la presenza e il numero d'impatti sulle piante (Fig. 55), infatti, la presenza di un numero maggiore di impatti non produce differenze statisticamente significative fra le altezze rilevate ($p=0.187$). Analizzando invece la tipologia di impatto un effetto altamente significativo è dato dal confronto fra le altezze delle piante con la presenza o assenza della brucatura del getto apicale, mentre la presenza di altri tipi di brucatura, quella laterale e quella passata, non sembrano avere effetti sull'altezza delle piantine. Una differenza significativa è data dalla presenza della deviazione dello sviluppo epicormico come reazione alla brucatura passata. Come atteso l'effetto della protezione dagli Ungulati delle piantine (nell'area recintata) produce una differenza altamente significativa sull'altezza (Tab. 59).

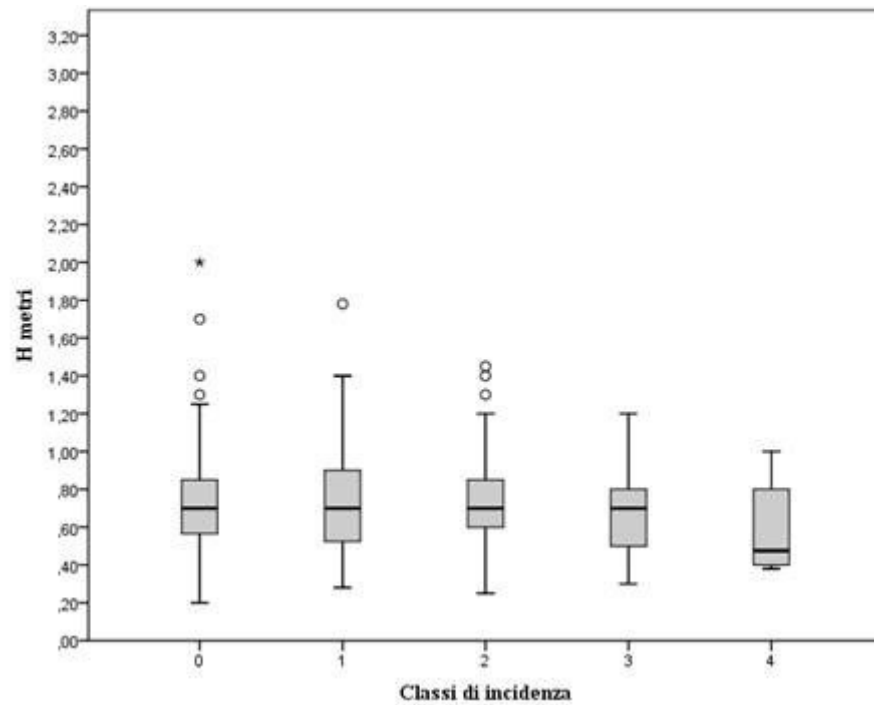


Figura 55 - Altezze delle piante nelle classi di incidenza.

Tabella 59 - Effetto di diversi parametri sull'altezza delle piantine. Confronto a coppie con il Mann-Whitney U-test ($\alpha \leq 0.05$).

		Altezza (m)						
		N	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Dev.Std.	Sig.
Localizzazione	Centro	215	0.73	0.70	0.30	1.78	0.23	0.347
	Margine	250	0.70	0.70	0.20	2.00	0.24	
Impatto sulle piante	Presente	426	0.71	0.70	0.25	1.78	0.22	0.983
	Assente	39	0.77	0.70	0.20	2.00	0.37	
Brucatura apicale sul getto dell'anno	Si	139	0.61	0.60	0.30	1.14	0.18	0.000
	No	326	0.75	0.70	0.20	2.00	0.25	
Brucatura laterale	Si	367	0.71	0.70	0.25	1.78	0.22	0.170
	No	98	0.71	0.67	0.20	2.00	0.30	
Brucatura passata sul fusto	Si	339	0.71	0.70	0.25	1.45	0.21	0.077
	No	126	0.71	0.66	0.20	2.00	0.30	
Deviazione dell'asse del fusto in seguito alla brucatura	Si	311	0.72	0.70	0.25	1.45	0.21	0.033
	No	154	0.70	0.68	0.20	2.00	0.28	
Piante all'interno dell'area recintata	No	465	0.71	0.70	0.20	2.00	0.24	0.000
	Si	81	0.85	0.85	0.40	1.50	0.23	

4.3.4 Discussione e conclusioni

A sei anni dall'impianto della tagliata a raso sono state rilevate complessivamente 546 piante (corrispondenti a 2730 piante a ettaro) distribuite in 19 gruppi con densità variabile. Nel complesso, lo sviluppo delle altezze sembra essere

molto condizionato dall'azione della brucatura che si è ripetuta nel tempo sulla gran parte delle piante. Solo il 12% delle piante ha un'altezza maggiore di un metro, mentre i valori medi indicano che le piante sono ancora al di sotto dell'altezza di sicurezza, al di sopra della quale gli animali non possono più brucare il getto apicale.

La densità dei nuclei sembra condizionare notevolmente sia la tipologia d'impatto presente sulle piante sia il loro sviluppo dell'altezza. Nei gruppi con minore densità sono state registrate le altezze maggiori, sia come valori medi sia come valori massimi, e la minore presenza d'impatti. La localizzazione delle piante all'interno dei singoli nuclei non sembra influenzare invece né la presenza di impatti né lo sviluppo delle altezze.

La maggioranza delle piante rilevate è stata interessata ripetutamente dalla brucatura del getto apicale che ha compromesso lo sviluppo del fusto principale indipendentemente dalla localizzazione della piantina all'interno del gruppo. Solo poche piante sono risultate "non impattate", ma questo non sembra incidere sullo sviluppo delle altezze delle piante. Questo può essere dovuto al fatto che la maggior parte di queste si trova all'interno di nuclei con minore densità, che come già detto presentano un migliore sviluppo delle altezze.

Le altezze di riferimento, per la definizione delle finestre di impatto dei Cervidi sulla vegetazione, dipendono dalla specie animale, dalla pianta, dalla presenza e persistenza del manto nevoso e dalla morfologia della stazione (CARRADORE *et al.*, 2014). Per le specie presenti all'interno della Riserva CASANOVA *et al.*, (2009) indicano per il Daino un'altezza di suscettibilità all'impatto fino ai 2 m di altezza. Per il Capriolo l'altezza critica si riduce generalmente a 1.20 m (CARRADORE *et al.*, 2014). Come dimostrato anche da altri studi realizzati nella Riserva di Vallombrosa (BOTTALICO *et al.*, 2014b; GIANNI, 2013), le piante di Abete bianco al di sotto di questi valori di altezza sono fortemente impattati dalla brucatura.

La protezione dalla brucatura, data dalla recinzione istituita nell'area due anni dopo l'impianto, ha prodotto una differenza significativa dello sviluppo delle altezze (in media circa 15 centimetri).

Fra le tipologie d'impatto rilevate l'asportazione della gemma apicale dell'anno e la deviazione dello sviluppo in seguito alla brucatura passata, sono le uniche a condizionare fortemente lo sviluppo delle altezze. L'impatto meno

frequente è la scortecciatura del fusto che però aumenta la sua incidenza nelle piante già danneggiate e all'interno dei gruppi con densità elevata. Questa tipologia di impatto può forse essere attribuita anche ai roditori presenti per la localizzazione della ferita sul fusto, in alcuni casi posta molto vicina al suolo (Fiorentini, *oss. pers.*). Le piante morte, in numero peraltro limitato, presentavano segni di brucatura e scortecciatura ancora visibile, evidenziando una forte severità dell'impatto subito nel tempo. La presenza di molte piantine con più eventi di impatto, realizzati nel corso dello sviluppo, suggerisce che la scelta alimentare dei Cervidi non sia del tutto casuale, ma legata alle scelte spaziali e temporali che gli animali realizzano all'interno della tagliata.

Gli effetti sullo sviluppo futuro di questi Abeti sono di difficile previsione. L'incertezza è data fondamentalmente da due fattori: *a*) dall'alta probabilità di ripetizione dell'impatto nel prossimo futuro, per le altezze ancora all'interno della finestra d'impatto e per il comportamento alimentare ripetitivo, *b*) dalla diversa capacità delle piante di tollerare l'impatto e di compensare il mancato accrescimento subito una volta superata l'altezza critica, caratteristica determinata da caratteri individuali e stazionali.

Sicuramente l'alta incidenza della brucatura apicale, che si è verificata nel corso di questi anni e che tuttora incide sullo sviluppo di queste piantine, può compromettere l'utilizzazione futura per la produzione di legname da opera per le modificazioni strutturali avvenute sull'asse principale (CARRADORE *et al.*, 2014; GENGHINI *et al.*, 2011). L'entità di questo effetto è però difficilmente stimabile per la non conoscenza della capacità della pianta a sopperire alla perdita del tessuto e al recupero della struttura di crescita epicormica in futuro.

In conclusione in una situazione ambientale di massima predisposizione all'impatto dei Cervidi, come quella analizzata, la rinnovazione artificiale di Abete bianco è fortemente condizionata dalla brucatura con notevoli ripercussioni sulla conformazione delle piante e soprattutto sullo sviluppo delle altezze. La particolare modalità di impianto adottata nel caso di studio, non sembra, almeno allo stato attuale, aver ridotto l'impatto dei Cervidi. Unico elemento significativo è il fatto che i gruppi con densità inferiori (da 10 a 15 individui per nucleo) presentano altezze maggiori rispetto alle piantine cresciute in gruppi più ampi, forse a causa

dell'aumento della capacità di reazione delle piantine per la ridotta competizione fra individui dello stesso gruppo e una minore incidenza degli impatti.

Per quanto riguarda l'efficacia dell'impianto a piccoli gruppi sulla riduzione della suscettibilità dei Cervidi le valutazioni devono essere realizzate in funzione del tipo di obiettivo di gestione. Se si considera, come in passato, solo l'obiettivo produttivo, questo potrà essere raggiunto in tempi presumibilmente più lunghi e con una produzione qualitativa inferiore rispetto a quanto avverrebbe senza l'impatto dei Cervidi. Se invece lo scopo dell'intervento selvicolturale è quello di mantenere un paesaggio storico e culturale, la valutazione richiede tempi più lunghi per verificare l'effettiva capacità di affermazione dell'Abete bianco nella tagliata.

Per migliorare lo sviluppo futuro di questo impianto potrebbero essere auspicabili interventi di sfollo dei nuclei più densi avendo la precauzione di eliminare le piante maggiormente danneggiate dagli Ungulati selvatici. Questo intervento potrebbe da un lato migliorare lo sviluppo degli Abeti, per la riduzione della competizione all'interno del gruppo, e dall'altro ridurre l'attrattiva con l'eliminazione delle piante più impattate che sono, probabilmente le più attrattive per gli animali. Ovviamente qualsiasi intervento selvicolturale sarà vano se non contestualizzato in una strategia di riduzione della pressione su questa specie forestale che deve contemplare da un lato l'aumento e il miglioramento delle risorse alimentari, realizzata alle diverse scale spaziali e temporali, e dall'altro un controllo delle densità animali che consenta l'apertura di "finestre di opportunità" (HEUZE *et al.*, 2005a, 2005b; SENN e SUTER, 2003) anche per la rinnovazione dell'Abete.

5 CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

La necessità di sviluppare una gestione attenta, sinergica e adattativa fra le foreste e i Cervidi è impellente. La non risolvibilità della sovrabbondanza delle popolazioni nel breve periodo per motivazioni biologiche, etiche, amministrative e ecologiche impone un cambiamento radicale nella visione di questo rapporto. L'accettazione della complessità di questa interazione è il primo passo da compiere soprattutto nel considerare questi animali non più come semplici abitanti della foresta, ma come forze ecologiche che possono modellarle.

Non è solo il “getto che viene brucato” l'azione che deve essere valutata. E' il lungo e complesso processo di scelta che gli animali realizzano all'interno delle foreste alle quali sono indissolubilmente legate, così come lo è l'uomo. Il vero rapporto da comprendere e valutare, forse, è quindi la competizione fra i Cervidi e l'uomo per quanto riguarda la foresta.

Questo processo di comprensione e di valutazione è stato avviato in molti Paesi europei, e anche in alcune aree del Nostro Paese. I risultati delle ricerche hanno ribadito l'importanza di queste specie animali *per e nella* gestione forestale. I vari lavori realizzati ci indicano che è possibile cercare di comprendere e stimare questa interazione per poi poterla gestire. Infatti, “*non si può gestire quello che non può essere misurato*” (CHIRICI, 2001). Sicuramente la situazione attuale è frutto di modificazioni ambientali e sociali avvenute seguendo processi molto veloci e con effetti visibili solo successivamente (LEIBUNDGUT, 1962; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Tuttavia questo deve essere solo un punto di partenza per avviare modalità di gestione sinergiche fra le due componenti e non in continua e costante contrapposizione.

Una integrazione dell'attuale gestione selvicolturale con quella delle popolazioni animali è però necessaria e non più rimandabile per poter veramente parlare di gestione sostenibile delle risorse naturali. Questa integrazione deve indirizzare i diversi portatori di interesse verso una modifica dell'attuale utilizzo del bosco soprattutto se è nota la presenza di Cervidi a densità elevate. Dall'altro lato l'attuale gestione venatoria delle popolazioni dovrebbe essere modellata sulle situazioni reali secondo un approccio che consenta di adattarla via via alle problematiche che insorgono.

Sicuramente la diversa scala temporale che caratterizza processi funzionali dei boschi rispetto a quelli che guidano le popolazioni animali, impone alla loro gestione capacità di lungimiranza (intesa come “Attitudine a vedere lontano nel tempo” Treccani 15 Dicembre 2014). Questa capacità non può ovviamente prevedere l’insieme delle variabili e delle dinamiche future. Come già ricordato, quando si tratta di sistemi complessi come i boschi le capacità di previsione sono molto labili. Per questo è necessario realizzare forme di governo e trattamento non solo in funzione della produzione legnosa ottenibile o degli interessi economici che ne derivano, ma ponderandone la loro suscettibilità in funzione delle specie di Cervidi. La gestione dei popolamenti forestali deve incrementare *“le capacità di adattare il danno potenziale, di avvantaggiarsi delle opportunità o di fronteggiare le conseguenze”* (FILAZZOLA *et al.*, 2014). Pena del non cambiamento gestionale è il depauperamento della risorsa per cui siamo di fatto in competizione con i Cervidi, cioè il bosco.

6 ALLEGATO A

1. Kupferschmid A.D., Wasem U., Bugmann H. 2014 - Light availability and ungulate browsing determine growth, height and mortality of *Abies alba* saplings. *Forest Ecology and Management*. 318: 359-369. Doi:10.1016/j.foreco.2014.01.027.
2. Silva J.S., Catry F.X., Moreira F., Lopes T., Forte T., Bugalho M.N. 2014 - Effects of deer on the post-fire recovery of a Mediterranean plant community in Central Portugal. *Journal of Forest Research*. 19 (2): 276-284. Doi:10.1007/s10310-013-0415-0.
3. Mathisen K.M., Milner J.M., van Beest F.M., Skarpe C. 2014 - Long-term effects of supplementary feeding of moose on browsing impact at a landscape scale. *Forest Ecology and Management*. 314: 104-111. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.11.037.
4. Iszkuo G., Nowak-Dyjeta K., Sekiewicz M. 2014 - Influence of initial light intensity and deer browsing on *Taxus baccata* saplings: A six years field study. *Dendrobiology*. 71: 93-99. Doi: 10.12657/denbio.071.009.
5. Perea R., Gil L. 2014 - Tree regeneration under high levels of wild ungulates: The use of chemically vs. physically-defended shrubs. *Forest Ecology and Management*. 312: 47-54. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.10.022.
6. Holt C.A., Fuller R.J., Dolman P.M. 2014 - Exclusion of deer affects responses of birds to woodland regeneration in winter and summer. *Ibis*. 156 (1): 116-131. Doi: 10.1111/ibi.12096.
7. Perea R., Girardello M., San Miguel A. 2014 - Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics. *Biodiversity and Conservation*. 23(5): 1303-1318. Doi: 10.1007/s10531-014-0666-x.
8. Edenius L., Roberge J.-M., Månsson J., Ericsson G. 2014 - Ungulate-adapted forest management: Effects of slash treatment at harvest on forage availability and use. *European Journal of Forest Research*. 133 (1): 191-198. Doi: 10.1007/s10342-013-0758-2.
9. Lyly M., Klemola T., Koivisto E., Huitu O., Oksanen L., Korpimäki E. 2014 - Varying impacts of cervid, hare and vole browsing on growth and survival of boreal tree seedlings. *Oecologia* 174 (1): 271-281. Doi: 10.1007/s00442-013-2761-1.
10. Schippers P., van Teeffelen A.J.A., Verboom J., Vos C.C., Kramer K., WallisDeVries M.F. 2014 - The impact of large herbivores on woodland-grassland dynamics in fragmented landscapes: The role of spatial configuration and disturbance. *Ecological Complexity*. 17 (1): 20-31. Doi: 10.1016/j.ecocom.2013.07.002.
11. Kupferschmid A.D., Zimmermann S., Bugmann H. 2013 - Browsing regime and growth response of naturally regenerated *Abies alba* saplings along light gradients. *Forest Ecology and Management*. 31: 393-404. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.08.048.
12. Hegland S.J., Lilleeng M.S., Moe S.R. 2013 - Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. *Forest Ecology and Management*. 310: 267-274. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.08.031.
13. Kuijper D.P.J., de Kleine C., Churski M., van Hooft P., Bubnicki J., Jedrzejewska B. 2013 - Landscape of fear in Europe: Wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography*. 36 (12): 1263-1275. Doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00266.x.
14. Clasen C., Knoke T. 2013 - Site conditions have an impact on compensation payments for the loss of tree species in mixed forests. *Forestry*. 86 (5): 533-542. Doi:10.1093/forestry/cpt027.
15. Bergvall U.A., Co M., Bergström R., Sjöberg P.J.R., Waldebäck M., Turner C. 2013 - Anti-browsing effects of birch bark extract on fallow deer. *European Journal of Forest Research*. 132 (5-6): 717-725. Doi: 10.1007/s10342-013-0709-y.
16. Pérez-Barbería F.J., Hooper R.J., Gordon I.J. 2011 - Long-term density-dependent changes in habitat selection in red deer (*Cervus elaphus*). *Oecologia*. 173 (3): 837-847. Doi: 10.1007/s00442-013-2686-8.
17. Jaroszewicz B., Piroznikow E., Sondej I. 2013 - Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Forest Ecology and Management*. 305: 21-28. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.05.004
18. Wallgren M., Bergström R., Bergqvist G., Olsson M. 2013 - Spatial distribution of browsing and tree damage by moose in young pine forests, with implications for the forest industry. *Forest Ecology and Management*. 305: 229-238. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.05.057.
19. Borowik T., Pettorelli N., Sönnichsen L., Jedrzejewska B. 2013 - Normalized difference vegetation index (NDVI) as a predictor of forage availability for ungulates in forest and field habitats. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (5): 675-682. Doi: 10.1007/s10344-013-0720-0.
20. van Ginkel H.A.L., Kuijper D.P.J., Churski M., Zub K., Szafrńska P., Smit C. 2013 - Safe for saplings not safe for seeds: *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management* 304: 73-79. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.04.037.
21. Speed J.D.M., Meisingset E.L., Austrheim G., Hester A.J., Mysterud A., Tremblay J.-P., Solberg E.J. 2013 - Low intensities of red deer browsing constrain rowan growth in mature boreal forests of Western Norway. *Ecoscience*. 20 (3): 311-318. Doi: 10.2980/20-3-3619.
22. Olofsson J., te Beest M., Ericson L. 2013 - Complex biotic interactions drive longterm vegetation dynamics in a subarctic ecosystem. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 368: 1624. Doi: 10.1098/rstb.2012.0486.

23. Tanentzap A.J., Zou J., Coomes D.A. 2013 - Getting the biggest birch for the bang: Restoring and expanding upland birchwoods in the Scottish Highlands by managing red deer. *Ecology and Evolution*. 3 (7):1890-1901. Doi: 10.1002/ece3.548.
24. Katona K., Kiss M., Bleier N., Székely J., Nyeste M., Kovács V., Terhes A., Fodor Á., Olajos T., Rasztoivits E., Szemethy L. 2013 - Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary. *Biodiversity and Conservation*. 22 (5): 1167-1180. Doi:10.1007/s10531-013-0490-8.
25. Stolter C., Ball J.P., Julkunen-Tiitto R. 2013 - Seasonal differences in the relative importance of specific phenolics and twig morphology result in contrasting patterns of foraging by a generalist herbivore. *Canadian Journal of Zoology*. 91 (5): 338-347. Doi: 10.1139/cjz-2012-0270.
26. Palacio S., Hester A.J., Maestro M., Millard P. 2013 - Simulated browsing affects leaf shedding phenology and litter quality of oak and birch saplings. *Tree Physiology*. 33 (4): 438-445. Doi: 10.1093/treephys/tpt023.
27. Månsson J., Jarnemo A. 2013 - Bark-stripping on Norway spruce by red deer in Sweden: level of damage and relation to tree characteristics. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 28 (2): 117-125. Doi: 10.1080/02827581.2012.701323.
28. Horstkotte T., Roturier S. 2013 - Does forest stand structure impact the dynamics of snow on winter grazing grounds of reindeer (*Rangifer t. tarandus*)? *Forest Ecology and Management*. 291: 162-171. Doi: 10.1016/j.foreco.2012.10.044.
29. Fuller R.J., Rothery P. 2013 - Temporal consistency in fine-scale habitat relationships of woodland birds during a period of habitat deterioration. *Forest Ecology and Management*. 289: 164-174. Doi:10.1016/j.foreco.2012.09.035.
30. Speed J.D.M., Austrheim G., Hester A.J., Solberg E.J., Tremblay J. P. 2013 - Regional-scale alteration of clear-cut forest regeneration caused by moose browsing. *Forest Ecology and Management*. 289: 289-299. Doi: 10.1016/j.foreco.2012.10.051.
31. Jaroszewicz B. 2013 - Endozoochory by European bison influences the build-up of the soil seed bank in subcontinental coniferous forest. *European Journal of Forest Research* 132 (3): 445-452. Doi: 10.1007/s10342-013-0683-4.
32. Holt C.A., Fuller R.J., Dolman P.M. 2013 - Deer reduce habitat quality for a woodland songbird: Evidence from settlement patterns, demographic parameters, and body condition. *Auk*. 130 (1):13-20. Doi: 10.1525/auk.2012.12090.
33. Metslaid M., Köster K., Jõgiste K., Randveer T., Voolma K., Moser W.K. 2013 - The effect of simulated bark stripping by moose on scots pine height growth: An experimental treatment. *Baltic Forestry*. 19 (1): 61-66. ISSN: 2029-9230.
34. Welch D., Scott D., Elston D.A. 2013 - Declining incidence of multi-trunking over time in a Scottish plantation of *Picea sitchensis*. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 28 (1): 17-27. Doi: 10.1080/02827581.2012.683039.
35. Belova O. 2013 - The impact of Moose (*Alces alces* L.) on woody vegetation and potential role of ecological corridors in the transboundary forests. *Baltic Forestry*. 19 (1): 67-80. ISSN: 2029-9230.
36. Belova O. 2012 - The impact of herbivorous mammals on woody vegetation at the different stages of forest succession. *Baltic Forestry*. 18 (1): 100-110. ISSN: 2029-9230.
37. Diaci J., Adamic T., Rozman A. 2012 - Gap recruitment and partitioning in an old-growth beech forest of the Dinaric Mountains: Influences of light regime, herb competition and browsing. *Forest Ecology and Management*. 285: 20-28. Doi: 10.1016/j.foreco.2012.08.010.
38. Smit C., Kuijper D.P.J., Prentice D., Wassen M.J., Cromsigt J.P.G.M. 2012 - Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*. 284: 133-141. Doi: 10.1016/j.foreco.2012.07.052.
39. Nichols R.V., Königsson H., Danell K., Spong G. 2012 - Browsed twig environmental DNA: Diagnostic PCR to identify ungulate species. *Molecular Ecology Resources*. 12 (6): 983-989. Doi: 10.1111/j.1755-0998.2012.03172.x.
40. Pajunen A., Virtanen R., Roininen H. 2012 - Browsing-mediated shrub canopy changes drive composition and species richness in forest-tundra ecosystems. *Oikos*. 121 (10): 1544-1552. Doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.20115.x.
41. da Silveira Pontes L., Magda D., Jarry M., Gleizes B., Agreil C. 2012 - Shrub encroachment control by browsing: Targeting the right demographic process. *Acta Oecologica*. 45: 25-30. Doi: 10.1016/j.actao.2012.08.006.
42. Monzón A., Vaz da Silva S., Manso F.T. 2012 - Integrating the deer (*Cervus elaphus*) in the Portuguese forests: Impacts and new challenges for forest certification. *Forest Ecology and Management*. 267: 1-6. Doi: 10.1016/j.foreco.2011.11.042.
43. Herrero A., Zamora R., Castro J., Hódar J.A. 2012 - Limits of pine forest distribution at the treeline: Herbivory matters. *Plant Ecology*. 213 (3): 459-469. Doi: 10.1007/s11258-011-9993-0.
44. Häslér H., Senn J. 2012 - Ungulate browsing on European silver fir *Abies alba*: The role of occasions, food shortage and diet preferences. *Wildlife Biology*. 18 (1): 67-74. Doi: 10.2981/09-013.
45. Chevriér T., Saïd S., Widmer O., Hamard J. P., Saint-Andrieux C., Gaillard J. M. 2012 - The oak browsing index correlates linearly with roe deer density: A new indicator for deer management? *European Journal of Wildlife Research*. 58 (1): 17-22. Doi: 10.1007/s10344-011-0535-9.

46. Vesterlund S.R., Suominen O., Bergström R., Danell K., Persson I.L. 2012 - The impact of simulated moose densities on conifer aphids along a productivity gradient. *Ecography*. 35 (2): 105-112. Doi: 10.1111/j.1600-0587.2011.06534.x.
47. Borkowski J., Ukalski K. 2012 - Bark stripping by red deer in a post-disturbance area: The importance of security cover. *Forest Ecology and Management*. 263: 17-23. Doi: 10.1016/j.foreco.2011.09.029.
48. Tanentzap A.J., Mountford E.P., Cooke A.S., Coomes D.A. 2012 - The more stems the merrier: Advantages of multi-stemmed architecture for the demography of understorey trees in a temperate broadleaf woodland. *Journal of Ecology*. 100 (1): 171-183. Doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01879.x.
49. Pedersen S., Andreassen H.P., Persson I. L., Julkunen-Tiitto R., Danell K., Skarpe C. 2011 - Vole preference of bilberry along gradients of simulated moose density and site productivity. *Integrative Zoology*. 6 (4): 341-351. Doi: 10.1111/j.1749-4877.2011.00260.x.
50. Bobiec A., Kuijper D.P.J., Niklasson M., Romankiewicz Aneta A., Solecka K. 2011 - Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. *Forest Ecology and Management* 262 (5): 780-790. Doi: 10.1016/j.foreco.2011.05.012.
51. Nopp-Mayr U., Reimoser F., Völk F. 2011 - Predisposition assessment of mountainous forests to bark peeling by red deer (*Cervus elaphus* L.) as a strategy in preventive forest habitat management. *Wildlife Biology in Practice* 7 (1): 66-89. Doi: 10.2461/wbp.2011.7.7.
52. Torres R.T., Carvalho J.C., Panzacchi M., Linnell J.D.C., Fonseca C. 2011 - Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a human-modified landscape in southeastern Norway during winter. *Ecological Research* 26 (4): 781-789. Doi: 10.1007/s11284-011-0837-0.
53. Cutini A., Bongio P., Chianucci F., Pagon N., Grignolio S., Amorini E., Apollonio M. 2011 - Roe deer (*Capreolus capreolus* L.) browsing effects and use of chestnut and Turkey oak coppiced areas. *Annals of Forest Science*. 68 (4): 667-674. Doi: 10.1007/s13595-011-0072-4.
54. Iason G.R., O'Reilly-Wapstra J.M., Brewer M.J., Summers R.W., Moore B.D. 2011 - Do multiple herbivores maintain chemical diversity of scots pine monoterpenes? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 366 (1569): 1337-1345. Doi: 10.1098/rstb.2010.0236.
55. Mathisen K.M., Skarpe C. 2011 - Cascading effects of moose (*Alces alces*) management on birds. *Ecological Research* 26 (3): 563-574. Doi: 10.1007/s11284-011-0815-6.
56. Fichtner A., Sturm K., Wagner J., Huckauf A., Ellenberg H. 2011 - The effect of hunting regimes on tree regeneration in lowland beech (*Fagus sylvatica* L) forests. *Forstarchiv*. 82 (3): 75-81. Doi: 10.1007/s11284-011-0815-6.
57. Kowalczyk R., Taberlet P., Coissac E., Valentini A., Miquel C., Kamiński T., Wójcik J.M. 2011 - Influence of management practices on large herbivore diet-Case of European bison in Bia?owieza Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management*. 261 (4): 821-828. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.11.026.
58. Palacio S., Paterson E., Sim A., Hester A.J., Millard P. 2011 - Browsing affects intra-ring carbon allocation in species with contrasting wood anatomy. *Tree Physiology*. 31 (2): 150-159. Doi: 10.1093/treephys/tpq110.
59. Mirschel F., Zerbe S., Jansen F. 2011 - Driving factors for natural tree rejuvenation in anthropogenic pine (*Pinus sylvestris* L.) forests of NE Germany. *Forest Ecology and Management*. 261 (3): 683-694. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.11.025.
60. Heinze E., Boch S., Fischer M., Hessenmöller D., Klenk B., Müller J., Prati D., Schulze E.D., Seele C., Socher S., Halle S. 2011 - Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecology and Management*. 261 (2): 288-296. Doi:10.1016/j.foreco.2010.10.022.
61. Boulanger V., Baltzinger C., Saïd S., Ballon P., Ningre F., Picard J.F., Dupouey J.L. 2011 - Deer-mediated expansion of a rare plant species. *Plant Ecology*. 212 (2): 307-314. Doi: 10.1007/s11258-010-9823-9.
62. Kumpula J., Stark S., Holand Ø. 2011 - Seasonal grazing effects by semi-domesticated reindeer on subarctic mountain birch forests. *Polar Biology*. 34 (3): 441-453. Doi: 10.1007/s00300-010-0899-4.
63. Papachristou T.G., Platis P.D. 2011 - The impact of cattle and goats grazing on vegetation in oak stands of varying coppicing age. *Acta Oecologica*. 37 (1): 16-22. Doi: 10.1016/j.actao.2010.11.001.
64. Kuijper D.P.J., Jedrzejewska B., Brzeziecki B., Churski M., Jedrzejewski W., Zybura H. 2010 - Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Bia?owieza Primeval Forest, Poland. *Journal of Vegetation Science*. 21 (6): 1082-1098. Doi: 10.1111/j.1654-1103.2010.01217.x.
65. Wam H.K., Hjeljord O., Solberg E.J. 2010 - Differential forage use makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology*. 88 (12): 1179-1191. Doi: 10.1139/Z10-084.
66. Speed J.D.M., Austrheim G., Hester A.J., Mysterud A. 2010 - Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline. *Ecology* 91 (11): 3414-3420. Doi: 10.1890/09-2300.1.
67. Kamler J., Homolka M., Barančková M., Krojerová-Prokešová J. 2010 - Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *European Journal of Forest Research*. 129 (2): 155-162. Doi: 10.1007/s10342-009-0309-z .
68. Hothorn T., Müller J. 2010 - Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management*. 260 (9): 1416-1423. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.07.019.
69. Shaw R.F., Iason G.R., Pakeman R.J., Young M.R. 2010 - Regeneration of *Salix arbuscula* and *Salix lapponum* within a Large Mammal Exclusion: The Impacts of Microsite and Herbivory. *Restoration Ecology*. 18 (1):1-9. Doi: 10.1111/j.1526-100X.2010.00720.x.

70. Mathisen K.M., Buhtz F., Danell K., Bergström R., Skarpe C., Suominen O., Persson I.L. 2010 - Moose density and habitat productivity affects reproduction, growth and species composition in field layer vegetation. *Journal of Vegetation Science*. 21 (4): 705-716. Doi: 10.1111/j.1654-1103.2010.01180.x.
71. Pellerin M., Saïd S., Richard E., Hamann J.-L., Dubois-Coli C., Hum P. 2010 - Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*. 260 (4): 429-437. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.04.031.
72. Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Jedrzejewska B., Miścicki S., Churski M., Jedrzejewski W., Kwezclich I. 2010 - Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology*. 98 (4): 888-899. Doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01656.x.
73. Hegland S.J., Jongejans E., Rydgren K. 2010 - Investigating the interaction between ungulate grazing and resource effects on *Vaccinium myrtillus* populations with integral projection models. *Oecologia*. 163 (3): 695-706. Doi: 10.1007/s00442-010-1616-2.
74. van Beest F.M., Mysterud A., Loe L.E., Milner J.M. 2010 - Forage quantity, quality and depletion as scaledependent mechanisms driving habitat selection of a large browsing herbivore. *Journal of Animal Ecology*. 79 (4): 910-922. Doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01701.x.
75. Mysterud A., Askilrud H., Loe L.E., Veiberg V. 2010 - Spatial patterns of accumulated browsing and its relevance for management of red deer *Cervus elaphus*. *Wildlife Biology*. 16(2): 162-172. Doi: 10.2981/09-043.
76. van Beest F.M., Gundersen H., Mathisen K.M., Milner J.M., Skarpe C. 2010 - Long-term browsing impact around diversionary feeding stations for moose in Southern Norway. *Forest Ecology and Management*. 259(10): 1900-1911. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.02.002.
77. Holt C.A., Fuller R.J., Dolman P.M. 2010 - Experimental evidence that deer browsing reduces habitat suitability for breeding Common Nightingales *Luscinia megarhynchos*. *Ibis*. 152(2): 335-346. Doi: 10.1111/j.1474-919X.2010.01012.x.
78. Månsson J., Bergström R., Pehrson A., Skoglund M., Skarpe C. 2010 - Felled Scots pine (*Pinus sylvestris*) as supplemental forage for moose (*Alces alces*): Browse availability and utilization. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 25(1): 21-31. Doi: 10.1080/02827581003620354.
79. Van Beest F.M., Loe L.E., Mysterud A., Milner J.M. 2010 - Comparative space use and habitat selection of moose around feeding stations. *Journal of Wildlife Management*. 74(2): 219-227. Doi: 10.2193/2009-109.
80. Diwold K., Dullinger S., Dirnböck T. 2010 - Effect of nitrogen availability on forest understorey cover and its consequences for tree regeneration in the Austrian limestone Alps. *Plant Ecology*. 209: (1): 11-22. Doi: 10.1007/s11258-009-9715-z.
81. Klopčič M., Jerina K., Bončina A. 2010 - Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: Are red deer an important factor? *European Journal of Forest Research*. 129(3): 277-288. Doi: 10.1007/s10342-009-0325-z.
82. Harmer R., Kiewitt A., Morgan G., Gill R. 2010 - Does the development of bramble (*Rubus fruticosus* L. agg.) facilitate the growth and establishment of tree seedlings in woodlands by reducing deer browsing damage? *Forestry*. 83(1): 93-102. Doi: 10.1093/forestry/cpp032.
83. Didion M., Kupferschmid A.D., Bugmann H. 2009 - Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. *Forest Ecology and Management*. 258: S44-S55. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.06.006.
84. Marozas V., Petelis K., Brazaitis G., Baranaukaite J. 2009 - Early changes of ground vegetation in fallow deer enclosure. *Baltic Forestry*. 15(2): 268-272. ISSN: 1392-1355.
85. Månsson J., Bergström R., Danell K. 2009 - Fertilization-Effects on deciduous tree growth and browsing by moose. *Forest Ecology and Management*. 258(11): 2450-2455. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.08.025.
86. Scott D., Welch D., Elston D.A. 2009 - Long-term effects of leader browsing by deer on the growth of Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Forestry*. 82(4): 387-401. Doi: 10.1093/forestry/cpp007.
87. Persson I.-L., Nilsson M.B., Pastor J., Eriksson T., Bergström R., Danell K. 2009 - Depression of belowground respiration rates at simulated high moose population densities in boreal forests. *Ecology*. 90(10): 2724-2733. Doi: 10.1890/08-1662.1.
88. Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Churski M., Adam B., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 2009 - Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management*. 258(7): 1528-1535. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.07.010.
89. Boulanger V., Baltzinger C., Saïd S., Ballon P., Picard J.F., Dupouey J.L. 2009 - Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. *Forest Ecology and Management*. 258 (7): 1397-1406. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.06.055.
90. Månsson J. 2009 - Environmental variation and moose *Alces alces* density as determinants of spatio-temporal heterogeneity in browsing. *Ecography*. 32(4): 601-612. Doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.05713.x.
91. Saint-Andrieux C., Bonenfant C., Toïgo C., Basille M., Klein F. 2009 - Factors affecting beech *Fagus sylvatica* bark stripping by red deer *Cervus elaphus* in a mixed forest. *Wildlife Biology* 15 (2): 187-196. Doi: 10.2981/07-100.
92. Den Herder M., Bergstrom R., Niemela P., Danell K., Lindgren M. 2009 - Effects of natural winter browsing and simulated summer browsing by moose on growth and shoot biomass of birch and its associated invertebrate fauna. *Annales Zoologici Fennici*. 46(1): 63-74. Doi: 10.5735/086.046.0107.
93. Muñoz A., Bonal R., Diaz, M. 2009 - Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology*. 10(2): 151-160. Doi: 10.1016/j.baae.2008.01.003.

94. Nikula A., Hallikainen V., Jalkanen R., Hyppönen M., Mäkitalo K. 2008 - Modelling the factors predisposing Scots pine to moose damage in artificially regenerated sapling stands in Finnish Lapland. *Silva Fennica*. 42(4): 587-603. ISSN: 0037-5330.
95. Rajský M., Vodňanský M., Hell P., Slamečka J., Kropil R., Rajský D. 2008 - Influence supplementary feeding on bark browsing by red deer (*Cervus elaphus*) under experimental conditions. *European Journal of Wildlife Research*. 54(4): 701-708. Doi: 10.1007/s10344-008-0199-2.
96. Welch D., Scott D. 2008 - An estimate of timber degrade in Sitka spruce due to bark stripping by deer in a Scottish plantation. *Forestry*. 81(4): 489-497. Doi: 10.1093/forestry/cpn016.
97. Suominen O., Persson I.-L., Danell K., Bergström R., Pastor J. 2008 - Impact of simulated moose densities on abundance and richness of vegetation, herbivorous and predatory arthropods along a productivity gradient. *Ecography*. 31(5): 636-645. Doi: 10.1111/j.0906-7590.2008.05480.x.
98. Ward A.I., White P.C.L., Walker N.J., Critchley C.H. 2008 - Conifer leader browsing by roe deer in English upland forests: Effects of deer density and understorey vegetation. *Forest Ecology and Management*. 256(6): 1333-1338. Doi: 10.1016/j.foreco.2008.06.034.
99. Theuerkauf J., Rouys S. 2008 - Habitat selection by ungulates in relation to predation risk by wolves and humans in the Białowieża Forest Poland. *Forest Ecology and Management*. 256(6): 1325-1332. Doi: 10.1016/j.foreco.2008.06.030.
100. Kupferschmid A.D., Bugmann H. 2008 - Ungulate browsing in winter reduces the growth of *Fraxinus* and *Acer* saplings in subsequent unbrowsed years. *Plant Ecology*. 198 (1): 121-134. Doi: 10.1007/s11258-007-9390-x.
101. Olesen C.R., Madsen P. 2008 - The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*), seedbed, light and seed fall on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. *Forest Ecology and Management*. 255 (12): 3962-3972. Doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.050.
102. Corney P.M., Kirby K.J., Le Duc M.G., Smart S.M., McAllister H.A., Marrs R.H. 2008 -Changes in the field-layer of Wytham Woods - Assessment of the impacts of a range of environmental factors controlling change. *Journal of Vegetation Science*. 19(3): 287-298. Doi: 10.3170/2008-8-18383.
103. Stouter C. 2008 - Intra-individual plant response to moose browsing: Feedback loops and impacts on multiple consumers. *Ecological Monographs*. 78(2): 167-183. Doi: 10.1890/07-0401.1.
104. Kiffner C., Rößiger E., Trisl O., Schulz R., Rühle F. 2008 - Probability of recent bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) on Norway spruce (*Picea abies*) in a low mountain range in Germany - A preliminary analysis. *Silva Fennica*. 42(1): 125-134. ISSN: 0037-5330.
105. Moser B., Schütz M., Hindenlang K.E. 2008 - Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places? *Forest Ecology and Management*. 255(3-4): 1179-1185. Doi: 10.1016/j.foreco.2007.10.023.
106. Vospernik S., Reimoser S. 2008 - Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management*. 255(3-4): 530-545. Doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.036.
107. Weber P., Rigling A., Bugmann H. 2008 - Sensitivity of stand dynamics to grazing in mixed *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* forests: A modelling study. *Ecological Modelling*. 210 (3) 301-311. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.08.013.
108. Kenderes K., Mihók B., Standovár T. 2008 - Thirty years of gap dynamics in a central European beech forest reserve. *Forestry*. 81 (1): 111-123. Doi: 10.1093/forestry/cpn001.
109. Barančková M., Krojerová-Prokešová J., Homolka M. 2007 - Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest. *Folia Zoologica*. 56(4): 354-364. ISSN: 0139-7893.
110. Čermák P., Strejček M. 2007 - Stem decay by *Stereum sanguinolentum* after red deer damage in the Českomoravská vrchovina Highlands. *Journal of Forest Science*. 53(12): 567-572.
111. de Chantal M., Granström A. 2007 - Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. *Forest Ecology and Management*. 250 (1-2): 3-8. Doi: 10.1016/j.foreco.2007.03.035.
112. Malík V., Karne P. 2007 - Game damage to forest trees. *Journal of Forest Science*. 53(9):406-412.
113. Lovari S., Cuccus P., Murgia A., Murgia C., Soi F., Plantamura G. 2007 - Space use, habitat selection and browsing effects of red deer in Sardinia. *Italian Journal of Zoology*. 74(2): 179-189. Doi: 10.1080/11250000701249777.
114. Palmer S.C.F., Broadhead J.E., Ross I., Smith D.E. 2007 - Long-term habitat use and browsing by deer in a Caledonian pinewood. *Forest Ecology and Management*. 242 (2-3): 273-280. Doi: 10.1016/j.foreco.2007.01.061.
115. Rammig A., Fahse L., Bebi P., Bugmann H. 2007 - Wind disturbance in mountain forests: Simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. *Forest Ecology and Management*. 242 (2-3): 142-154. Doi: 10.1016/j.foreco.2007.01.036.
116. Wam H.K., Hofstad O. 2007 - Taking timber browsing damage into account: A density dependant matrix model for the optimal harvest of moose in Scandinavia. *Ecological Economics*. 62 (1): 45-55. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.01.001.
117. Wehrli A., Weisberg P.J., Schönenberger W., Brang P., Bugmann H. 2007 - Improving the establishment submodel of a forest patch model to assess the long-term protective effect of mountain forests. *European Journal of Forest Research*. 126 (1): 131-145. Doi: 10.1007/s10342-006-0142-6.
118. Storms D., Said S., Fritz H., Hamann J.-L., Saint-Andrieux C., Klein F. 2006 - Influence of hurricane Lothar on red and roe deer winter diets in the Northern Vosges, France. *Forest Ecology and Management*. 237 (1-3): 164-169. Doi: 10.1016/j.foreco.2006.09.043.

119. Vospernik S. 2006 - Probability of bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fennica*. 40 (4): 589-601. ISSN: 0037-5330.
120. Tremblay J.-P., Huot J., Potvin F. 2006 - Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities *Oecologia*. 150(1): 78-88. Doi: 10.1007/s00442-006-0504-2.
121. Cunningham C., Zimmermann N.E., Stoeckli V., Bugmann H. 2006 - Growth response of Norway spruce saplings in two forest gaps in the Swiss Alps to artificial browsing, infection with black snow mold, and competition by ground vegetation. *Canadian Journal of Forest Research*. 36 (11): 2782-2793. Doi: 10.1139/x06-156.
122. Cermák P., Mrkva R. 2006 - Effects of game on the condition and development of natural regeneration in the Vrapač National Nature Reserve (Litovelské Pomoraví). *Journal of Forest Science*. 52(7): 329-336.
123. Kramer K., Groot Bruinderink G.W.T.A., Prins H.H.T. 2006 - Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *Forest Ecology and Management*. 226(1-3): 238-247. Doi: 10.1016/j.foreco.2006.01.037.
124. Moser B., Schütz M., Hindenlang K.E. 2006 - Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: The role of food availability and species quality. *Forest Ecology and Management*. 226(1-3): 248-255. Doi: 10.1016/j.foreco.2006.01.045.
125. Espelta J.M., Habrouk A., Retana J. 2006 - Response to natural and simulated browsing of two Mediterranean oaks with contrasting leaf habit after a wildfire. *Annals of Forest Science*. 63 (4): 441-447. Doi: 10.1051/forest:2006024.
126. Pépin D., Renaud P.C., Boscardin Y., Goulard M., Mallet C., Anglard F., Ballon P. 2006 - Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings - An enclosure-based experiment. *Forest Ecology and Management*. 222 (1-3): 302-313. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.10.034.
127. Kuiters A.T., Van Der Sluijs L.A.M., Wytéma G.A. 2006 - Selective bark-stripping of beech, *Fagus sylvatica*, by free-ranging horses. *Forest Ecology and Management*. 222 (1-3): 1-8. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.09.019.
128. Parlane S., Summers R.W., Cowie N.R., Van Gardingen P.R. 2006 - Management proposals for bilberry in Scots pine woodland. *Forest Ecology and Management*. 222 (1-3): 272-278. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.10.032.
129. Ramos J.A., Bugalho M.N., Cortez P., Iason G.R. 2006 - Selection of trees for rubbing by red and roe deer in forest plantations. *Forest Ecology and Management*. 222 (1-3): 39-45. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.10.017.
130. Hegland S.J., Rydgren K., Seldal T. 2005 - The response of *Vaccinium myrtillus* to variations in grazing intensity in a Scandinavian pine forest on the island of Svanøy. *Canadian Journal of Botany*. 83 (12): 1638-1644. Doi:10.1139/b05-132.
131. Focardi S., Tinelli A. 2005 - Herbivory in a Mediterranean forest: Browsing impact and plant compensation. *Acta Oecologica*. 28 (3): 239-247. Doi: 10.1016/j.actao.2005.05.010.
132. Heuze P., Schnitzler A., Klein F. 2005 - Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France? *Forest Ecology and Management*. 217(2-3): 219-228. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.06.003.
133. Hemami M.-R., Watkinson A.R., Dolman P.M. 2005 - Population densities and habitat associations of introduced muntjac *Muntiacus reevesi* and native roe deer *Capreolus capreolus* in a lowland pine forest. *Forest Ecology and Management*. 215 (1-3): 224-238. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.05.013.
134. Weisberg P.J., Bonavia F., Bugmann H. 2005 - Modeling the interacting effects of browsing and shading on mountain forest tree regeneration (*Picea abies*). *Ecological Modelling*. 185 (2-4): 213-230. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2004.12.004.
135. Mohr D., Topp W. 2005 - Influence of deer exclusion on soil nutrients in oak forests of a central European low mountain range. *Land Degradation and Development*. 16(3): 303-309. Doi: 10.1002/ldr.654.
136. Heuze P., Schnitzler A., Klein F. 2005 - Consequences of increased deer browsing winter on silver fir and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains: Implications for forest management. *Annals of Forest Science*. 62(2): 175-181. Doi: 10.1051/forest:2005009.
137. Wam H.K., Hofstad O., Nævdal E., Sankhayan P. 2005 - A bio-economic model for optimal harvest of timber and moose. *Forest Ecology and Management*. 206 (1-3): 207-219. Doi: 10.1016/j.foreco.2004.10.062.
138. Kupferschmid A.D., Bugmann H. 2005 - Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest Ecology and Management*. 205 (1-3): 251-265. Doi: 10.1016/j.foreco.2004.10.008.
139. Joys A.C., Fuller R.J., Dolman P.M. 2004 - Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *Forest Ecology and Management*. 202(1-3): 23-37. Doi: 10.1016/j.foreco.2004.06.035.
140. Mysterud A., Østbye E. 2004 - Roe deer (*Capreolus capreolus*) browsing pressure affects yew (*Taxus baccata*) recruitment within nature reserves in Norway. *Biological Conservation*. 120 (4): 545-548. Doi: 10.1016/j.biocon.2004.03.027.
141. Barančková M. 2004 - The roe deer diet: Is floodplain forest optimal habitat? *Folia Zoologica*. 53(3): 285-292.

142. Čermák P., Jankovský L., Glogar J. 2004 - Progress of spreading *Stereum sanguinolentum* (Alb. et Schw.: Fr.) Fr. wound rot and its impact on the stability of spruce stands. *Journal of Forest Science*. 50(8): 360-365.
143. Palmer S.C.F., Mitchell R.J., Truscott A. M., Welch D. 2004 - Regeneration failure in Atlantic oakwoods: The roles of ungulate grazing and invertebrates. *Forest Ecology and Management*. 192 (2-3): 251-265. Doi: 10.1016/j.foreco.2004.01.038.
144. Ward A.I., White P.C.L., Smith A., Critchley C.H. 2004 - Modelling the cost of roe deer browsing damage to forestry. *Forest Ecology and Management*. 191(1-3): 301-310. Doi: 10.1016/j.foreco.2003.12.018.
145. Kalén C., Bergquist J. 2004 - Forage availability for moose of young silver birch and Scots pine. *Forest Ecology and Management*. 187 (2-3): 149-158. Doi: 10.1016/S0378-1127(03)00316-5.
146. Harrison K.A., Bardgett R.D. 2004 - Browsing by red deer negatively impacts on soil nitrogen availability in regenerating native forest. *Soil Biology and Biochemistry*. 36(1): 115-126. Doi: 10.1016/j.soilbio.2003.08.022
147. Čermák P., Glogar J., Jankovský L. 2004 - Damage by deer barking and browsing and subsequent rots in Norway spruce stands of Forest Range Mořkov, Forest District Frenštát p. R. (the Beskids Protected. Landscape Area). *Journal of Forest Science*. 50(1): 24-30.
148. Harrison K.A., Bardgett, R.D. 2003 - How browsing by red deer impacts on litter decomposition in a native regenerating woodland in the Highlands of Scotland. *Biology and Fertility of Soils*. 38(6): 393-399. Doi: 10.1007/s00374-003-0667-5.
149. Palmer S.C.F., Truscott A. M. 2003 - Browsing by deer on naturally regenerating Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and its effects on sapling growth. *Forest Ecology and Management*. 182 (1-3): 31-47. Doi: 10.1016/S0378-1127(03)00026-4.
150. Homolka M., Heroldová M. 2003 - Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecology and Management*. 181(1-2): 119-129. Doi: 10.1016/S0378-1127(03)00121-X.
151. Motta R. 2003 - Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management*. 181(1-2): 139-150. Doi:10.1016/S0378-1127(03)00128-2.
152. Kramer K., Groen T.A., Van Wieren S.E. 2003 - The interacting effects of ungulates and fire on forest dynamics: An analysis using the model FORSPACE. *Forest Ecology and Management*. 181 (1-2): 20-222. Doi: 10.1016/S0378-1127(03)00134-8.
153. Heroldová M., Homolka M., Kamler J. 2003 - Breakage of rowan caused by red deer - An important factor for Sorbeto-Piceetum stand regeneration? *Forest Ecology and Management*. 181(1-2): 131-138. Doi: 10.1016/S0378-1127(03)00122-1.
154. Renaud P.C., Verheyden-Tixier H., Dumont B. 2003 - Damage to saplings by red deer (*Cervus elaphus*): Effect of foliage height and structure. *Forest Ecology and Management*. 181 (1-2): 31-37. Doi: 10.1016/S0378-1127(03)00126-9.
155. Bergqvist G., Bergström R., Edenius L. 2003 - Effects of moose (*Alces alces*) rebrowsing on damage development in young stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Forest Ecology and Management*. 176 (1-3): 397-403. Doi: 10.1016/S0378-1127(02)00288-8.
156. Drexhage M., Colin F. 2003 - Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings. *Annals of Forest Science*. 60(2): 173-178. Doi: 10.1051/forest:2003010.
157. Palmer S.C.F., Truscott A.-M. 2003 - Seasonal habitat use and browsing by deer in Caledonian pinewoods. *Forest Ecology and Management*. 174(1-3): 149-166. Doi: 10.1016/S0378-1127(02)00032-4.
158. Bergquist J., Örlander G., Nilsson U. 2003 - Interactions among forestry regeneration treatments, plant vigour and browsing damage by deer. *New Forests*. 25(1): 25-40. Doi: 10.1023/A:1022378908827.
159. Bergström R., Guillet C. 2002 - Summer browsing by large herbivores in short-rotation willow plantations. *Biomass and Bioenergy*. 23(1): 27-32. Doi: 10.1016/S0961-9534(02)00027-2.
160. Kuiters A.T., Slim P.A. 2002 - Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*. 105(1): 65-74. Doi: 10.1016/S0006-3207(01)00204-X.
161. Partl E., Szinovatz V., Reimoser F., Schweiger-Adler J. 2002 - Forest restoration and browsing impact by roe deer. *Forest Ecology and Management*. 159 (1-2): 87-100. Doi: 10.1016/S0378-1127(01)00712-5.
162. Bergquist J., Kullberg Y., Örlander G. 2001 - Effects of shelterwood and soil scarification on deer browsing on planted Norway spruce *Picea abies* L. (Karst) seedlings. *Forestry* 74 (4): 359-367. Doi: 10.1093/forestry/74.4.359.
163. Morellet N., Champely S., Gaillard J.-M., Ballon P., Boscardin Y. 2001 - The browsing index: New tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*. 29 (4): 1243-1252. Doi: 10.2307/3784150.
164. Bergqvist G., Bergström R., Edenius L. 2001 - Patterns of stem damage by moose (*Alces alces*) in young *Pinus sylvestris* stands in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 16 (4): 363-370. Doi: 10.1080/02827580119307.
165. Kullberg Y., Bergström R. 2001 - Winter browsing by large herbivores on planted deciduous seedlings in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 16 (4): 371-378. Doi: 10.1080/02827580117385.
166. Chevallier-Redor N., Verheyden-Tixier H., Verdier M., Dumont B. 2001 - Foraging behaviour of red deer *Cervus elaphus* as a function of the relative availability of two tree species. *Animal Research*. 50 (1): 57-65. Doi: 10.1051/animres:2001116.

167. Gómez J.M., Hódar J.A., Zamora R., Castro J., García D. 2001 - Ungulate damage on Scots pines in Mediterranean environments: Effects of association with shrubs. *Canadian Journal of Botany*. 79(6): 739-746. Doi: 10.1139/b01-055.
168. Hörnberg S. 2001 - The relationship between moose (*Alces alces*) browsing utilisation and the occurrence of different forage species in Sweden. *Forest Ecology and Management*. 149 (1-3): 91-102. Doi: 10.1016/S0378-1127(00)00547-8.
169. Hörnberg S. 2001 - Changes in population density of moose (*Alces alces*) and damage to forests in Sweden. *Forest Ecology and Management*. 149 (1-3): 141-151. Doi: 10.1016/S0378-1127(00)00547-8.
170. Duncan A.J., Hartley S.E., Thurlow M., Young S., Staines B.W. 2001 - Clonal variation in monoterpene concentrations in Sitka spruce (*Picea sitchensis*) saplings and its effect on their susceptibility to browsing damage by red deer (*Cervus elaphus*). *Forest Ecology and Management*. 148 (1-3): 259-269. Doi: 10.1016/S0378-1127(00)00540-5.
171. Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J., García D. 2001 - Effect of browsing by ungulates on sapling growth of Scots pine in a mediterranean environment: Consequences for forest regeneration. *Forest Ecology and Management*. 144 (1-3): 33-42. Doi: 10.1016/S0378-1127(00)00362-5.
172. Moore N.P., Hart J.D., Kelly P.F., Langton S.D. 2000 - Browsing by fallow deer (*Dama dama*) in young broadleaved plantations: Seasonality, and the effects of previous browsing and bud eruption. *Forestry*. 73(5): 437-445. Doi: 10.1093/forestry/73.5.437.
173. Kirby K.J., Thomas R.C. 2000 - Changes in the ground flora in Wytham Woods, southern England from 1974 to 1991 - Implications for nature conservation. *Journal of Vegetation Science*. 11 (6): 871-880. Doi: 10.2307/3236557.
174. Morellet N., Guibert B. 1999 - Spatial heterogeneity of winter forest resources used by deer *Forest Ecology and Management*. 123 (1): 11-20. Doi: 10.1016/S0378-1127(99)00007-9.
175. Debeljak M., Džeroski S., Adami M. 1999 - Interactions among the red deer (*Cervus elaphus*, L.) population, meteorological parameters and new growth of the natural regenerated forest in Sneznik, Slovenia. *Ecological Modelling*. 121 (1): 51-61. Doi: 10.1016/S0304-3800(99)00072-1.
176. Bergquist J., Örlander G., Nilsson U. 1999 - Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management*. 115 (2-3): 171-182. Doi: 10.1016/S0378-1127(98)00397-1.
177. Moore N.P., Hart J.D., Langton S.D. 1999 - Factors influencing browsing by fallow deer *Dama dama* in young broad-leaved plantations. *Biological Conservation*. 87 (2): 255-260. Doi: 10.1016/S0006-3207(98)00055-X.
178. Vasiliauskas R., Stenlid J. 1998 - Discoloration following bark stripping wounds on *Fraxinus excelsior*. *European Journal of Forest Pathology*. 28 (6): 383-390. Doi: 10.1111/j.1439-0329.1998.tb01192.x.
179. Bergquist J., Örlander G. 1998 - Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages. 1. Effect of slash removal, vegetation development, and roe deer density. *Forest Ecology and Management*. 105 (1-3): 283-293. Doi: 10.1016/S0378-1127(97)00297-1.
180. Bergquist J., Örlander G. 1998 - Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 2. Effect of seedling vigour. *Forest Ecology and Management*. 105 (1-3): 295-302. Doi: 10.1016/S0378-1127(97)00296-X.
181. Welch D., Scott D. 1998 - Bark-stripping damage by red deer in a Sitka spruce forest in western Scotland: IV. Survival and performance of wounded trees. *Forestry*. 71 (3): 225-235. Doi: 10.1093/forestry/71.3.225.
182. Vasiliauskas R., Stenlid J., Johansson M. 1996 - Fungi in bark peeling wounds of *Picea abies* in central Sweden. *European Journal of Forest Pathology*. 26 (6): 285-296. Doi: 10.1111/j.1439-0329.1996.tb01074.x.
183. Motta R. 1996 - Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 93-98. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03814-5.
184. Iason G.R., Duncan A.J., Hartley S.E., Staines B.W. 1996 - Feeding behaviour of red deer (*Cervus elaphus*) on Sitka spruce (*Picea sitchensis*): The role of carbon-nutrient balance. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 121-129. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03817-0.
185. Van Hees A.F.M., Kuiters A.T., Slim P.A. 1996 - Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech as affected by deer browsing. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 55-63. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03809-1.
186. Heroldová M. 1996 - Dietary overlap of three ungulate species in the Palava Biosphere Reserve. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 139-142. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03819-4.
187. Gill R.M.A., Johnson A.L., Francis A., Hiscocks K., Peace A.J. 1996 - Changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 31-41. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03807-8.
188. González Hernández M.P., Silva-Pando F.J. 1996 - Grazing effects of ungulates in a Galician oak forest (northwest Spain). *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 65-70. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03810-8.
189. Motta R., Nola P. 1996 - Fraying damages in the subalpine forest of Paneveggio (Trento, Italy): A dendroecological approach. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 81-86. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03812-1.

190. Ammer C. 1996 - Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2): 43-53. Doi: 10.1016/S0378-1127(96)03808-X.
191. Prach K., Lepš J., Michálek J. 1996 - Establishment of *Picea abies* seedlings in a central European mountain grassland: An experimental study. *Journal of Vegetation Science*. 7 (5): 681-684. Doi: 10.2307/3236379.
192. de Jong C.B., Gill R.M.A., van Wieren S.E., Burlton F.W.E. 1995 - Diet selection by roe deer *Capreolus capreolus* in Kielder Forest in relation to plant cover. *Forest Ecology and Management*. 79 (1-2): 91-97. Doi: 10.1016/0378-1127(95)03622-9.
193. Kay S. 1993 - Factors affecting severity of deer browsing damage within coppiced woodlands in the south of England. *Biological Conservation*. 63 (3): 217-222. Doi: 10.1016/0006-3207(93)90715-D.

7 BIBLIOGRAFIA

- ACCIAIOLI A., LONDI G., TELLINI FLORENZANO G. 2010 – *La gestione e il recupero delle praterie dell'Appennino settentrionale. Il pascolamento come strumento di tutela e salvaguardia della biodiversità*. ARSIA - Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel Settore Agricolo-Forestale, Firenze.
- ADAMIC M., JERINA K. 2010 – *Ungulates and their management in Slovenia*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 507–526.
- AGNELLI A., CELI L., DEGL'INNOCENTI A., CORTI G., UGOLINI F. 2000 – *Chemical and spectroscopic characterization of the humic substances from sandstone derived rock fragments*. *Soil Science*, 165 (4): 314–327.
- AISF 2002 – *Monitoraggio dell'influenza della fauna selvatica omeoterma sui soprassuoli forestali nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna*, Relazione finale. Accademia Italiana di Scienze Forestali Firenze.
- ALDOUS S. 1944 – *A deer browse survey method*. *Journal of Mammalogy*, 25 (2): 130–136.
- ALLISON T. 1990a – *The influence of deer browsing on the reproductive biology of Canada yew (Taxus canadensis marsh) I. Direct effect on pollen, ovule, and seed production*. *Oecologia*, 83: 523–529.
- ALLISON T. 1990b – *The influence of deer browsing on the reproductive biology of Canada yew (Taxus canadensis marsh) II. Pollen limitation: an indirect effect*. *Oecologia*, 83: 530–534.
- AMMER C. 1996 – *Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps*. *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2): 43–53.
- ANDERSEN R., HOLTHE V. 2010 – *Ungulates and their management in Denmark*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 71–85.
- ANDERSEN R., LUND E., SOLBERG J., SÆTHER B.E. 2010 – *Ungulates and their management in Norway*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 14–36.
- ANDERSONE-LILLEY Ž., BALČIAUSKAS L., OZOLIŅŠ J., RANDVEER T., TÕNISSON J. 2010 – *Ungulates and their management in the Baltics (Estonia Latvia Lithuania)*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 103–128.
- APOLLONIO M. 2014 – *Interazioni fra Ungulati e selvicoltura in Europa*. In: *Selvicoltura e Ungulati Selvatici: una Convivenza Possibile?* SISEF – Società

Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale Consiglio per la ricerca e sperimentazione in Agricoltura Centro di ricerca per la selvicoltura.

- APOLLONIO M., ANDERSEN R., PUTMAN R. 2010a – *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- APOLLONIO M., CIUTI S., PEDROTTI L., BANTI P. 2010b – *Ungulates and their management in Italy*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press New York, pp. 475–506.
- ARMANI L., FRANZOI M. 1998 – *Foreste di montagna ed Ungulati selvatici nei Parchi naturali del Trentino*. Dendronatura, 19 (1): 37-48.
- ATTIWILL P. 1994 – *The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management*. Forest Ecology and management, 63(2-3): 247–300.
- AUGUSTINE D., MCNAUGHTON S., 1998 – *Ungulate effects on the functional species herbivore of plant communities: composition and plant tolerance*. The Journal of Wildlife Management, 62 (4): 1165–1183.
- BARANČEKOVÁ M., 2004 – *The roe deer diet: Is floodplain forest optimal habitat?* Folia Zoologica, 53 (3): 285–292.
- BARANČEKOVÁ M., PROKEŠOVÁ-KROJEROVÁ J., HOMOLKA M., 2007 – *Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest*. Folia Zoologica, 56 (4): 354–364.
- BARTOS L., KOTRBA R., PINTER J. 2010 – *Ungulates and their management in the Czech Republic*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 243–261.
- BELOVA O. 2012 – *The Impact of Herbivorous Mammals on Woody Vegetation at the Different Stages of Forest Succession*. Baltic Forestry, 18 (1): 100–110.
- BELOVA O. 2013 – *The Impact of Moose (Alces Alces L.) on Woody Vegetation and Potential Role of Ecological Corridors in the Transboundary Forests*. Baltic Forestry, 19 (1): 67–80.
- BENGTSSON J., NILSSON S.G., FRANC A., MENOZZI P. 2000 – *Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests*. Forest Ecology and Management, 132 (1): 39–50.
- BERGQUIST J., ÖRLANDER G., NILSSON U. 1999 – *Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts*. Forest ecology and management, 115 (2-3): 171–182.
- BERGQUIST J., ÖRLANDER G., NILSSON U. 2003 – *Interactions among forestry regeneration treatments, plant vigour and browsing damage by deer*. New Forests, 25 (1): 25–40.
- BERGQVIST G., BERGSTRÖM R., EDENIUS L. 2003 – *Effects of moose (Alces Alces) rebrowsing on damage development in young stands of Scots pine (Pinus sylvestris)*. Forest Ecology and Management, 176 (1-3): 397–403.

- BERGSTRÖM R., EDENIUS L. 2003 – *From twigs to landscapes—methods for studying ecological effects of forest ungulates*. Journal for Nature Conservation, 10 (4): 203–211.
- BERGVALL U., CO M., BERGSTRÖM R., SJÖBERG P., WALDEBÄCK M., TURNER C., 2013 – *Anti-browsing effects of birch bark extract on fallow deer*. European Journal of Forest Research, 132 (5-6): 717–725.
- BERNETTI G. 2005 – *Atlante di Selvicoltura Dizionario illustrato di alberi e foreste*. Edagricole.
- BIANCHI L., BARTOLI L., PACI M., POZZI D. 2014 – *Impact of wild ungulates on coppices from the Bisenzio Valley (province of Prato, Italy)*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 11: 116-124.
- BIANCHI L., PACI M. 2008 – *Dinamica evolutiva e gestione delle abetine toscane: sintesi di quarant'anni di ricerche*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 5: 122–130.
- BIANCHI L., PACI M., BARTOLINI D., 2006 – *Dinamiche evolutive di post-selvicoltura nella foresta di Vallombrosa*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 3: 63–71.
- BOBIEC A., KUIJPER D.P.J., NIKLASSON M., ROMANKIEWICZ A., SOLECKA K. 2011 – *Oak (Quercus robur L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock*. Forest Ecology and Management, 262 (5): 780–790.
- BORGHETTI M., LA MANTIA T., MENOZZI P., PIOTTI A. 2012 – *The likely impact of climate change on the biodiversity of Italian forests*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 9: 245–250.
- BORGHETTI M., PIUSSI P. 1982 – *I danni da Capriolo nei boschi di Carrega*. Natura e Montagna, 1: 53–56.
- BORKOWSKI J., PALMER S., BOROWSKI Z. 2011 – *Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible?* Acta theriologica, 56 (3): 239–253.
- BORKOWSKI J., UKALSKI K. 2012 – *Bark stripping by red deer in a post-disturbance area: The importance of security cover*. Forest Ecology and Management, 263: 17–23.
- BOROWIK T., PETTORELLI N., SÖNNICHSEN L., JĘDRZEJEWSKA B. 2013 – *Normalized difference vegetation index (NDVI) as a predictor of forage availability for ungulates in forest and field habitats*. European Journal of Wildlife Research, 59 (5): 675–682.
- BOTTALICO F., TRAVAGLINI D., CHIRICI G., MARCHETTI M., MARCHI E., NOCENTINI S., CORONA P. 2014a – *Classifying silvicultural systems (coppices vs. high forests) in Mediterranean oak forests by Airborne Laser Scanning data*. European Journal of Remote Sensing, 47: 437–460.
- BOTTALICO F., TRAVAGLINI D., FIORENTINI S., LISA C., NOCENTINI S. 2014b – *Stand dynamics and natural regeneration in silver fir (Abies alba Mill.) plantations*

after traditional rotation age. iForest - Biogeosciences and Forestry, 7: 313-323

- BOULANGER V., BALTZINGER C., SAÏD S., BALLON P., NINGRE F., PICARD J., DUPOUEY J. 2010 – *Deer-mediated expansion of a rare plant species.* Plant Ecology, 212 (2): 307–314.
- BOULANGER V., BALTZINGER C., SAÏD S., BALLON P., PICARD J., DUPOUEY J. 2009 – *Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer.* Forest Ecology and Management, 258 (7): 1397–1406.
- BRADSHAW R., HANNON G., LISTER A. 2003 – *A long-term perspective on ungulate–vegetation interactions.* Forest Ecology and Management, 181 (1-2): 267–280.
- BRUGNOLI A. 2006 – *Impatto del Cervo sulla rinnovazione forestale e gestione faunistica integrata.* L'Italia Forestale e Montana, 61 (1): 53–72.
- BUGMANN H., WEISBERG P. 2003 – *Forest-ungulate interactions: monitoring, modeling and management.* Journal for Nature Conservation, 10 (4): 193–201.
- BUSSOTTI F., CENNI E., BETTINI D., SARTI C., STERGULC F., FEDUCCI M., CAPRETTI P. 2014 – *The conditions of forests in Italy. Results from the extensive surveys of Level I (1997-2010).* Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 11: 8–12.
- CANTIANI P., AMORINI E., PIOVOSI M. 2006 – *Effetti dell'intensità della matricinatura sulla ricostituzione della copertura e sull'accrescimento dei polloni in cedui a prevalenza di cerro.* Annali C.R.A. - Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, 33: 9–20.
- CARMIGNOLA G. 2009 – *Il rilievo dell'influsso della fauna selvatica sul bosco nel Parco Nazionale dello Stelvio.* L'Italia Forestale e Montana, 64 (2): 95–108.
- CARNEVALI L., PEDROTTI L., RIGA F., TOSO S. 2007 – *Banca dati Ungulati. Status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio.* Rapporto INFS 2001-2005.
- CARRADORE A., DE BATTISTI R., PIVIDORI M. 2014 – *Impatto dei Cervidi negli ecosistemi forestali. Evoluzione della tecnica e del pensiero.* Compagnia delle Foreste, Arezzo.
- CARRANZA J. 2010 – *Ungulates and their management in Spain.* In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 419–440.
- CASAER J., LICOPPE A. 2010 – *Ungulates and their management in Belgium.* In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 184–200.
- CASANOVA P., BORGHI S., MATTEI SCARPACCINI F. 1982 – *Piano di Assestamento Faunistico delle Foreste Demaniali del Casentino.* Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, Poppi.

- CASANOVA P., CAPACCIOLI A. 1992 – *Note sulla produzione di frutti appetiti dalla selvaggina di alcune specie forestali*. L'Italia Forestale e Montana, 47 (2): 80-89.
- CASANOVA P., CAPACCIOLI A., CELLINI L. 1993 – *Appunti di zoologia venatoria e gestione della selvaggina*. Polistampa, Firenze.
- CASANOVA P., MEMOLI A. 2007 – *Teoria e pratica della predazione*. L'Italia Forestale e Montana, 62 (2): 131-145.
- CASANOVA P., MEMOLI A., PINI L. 2004 – *Influenza dell'ambiente forestale su una popolazione di Capriolo*. L'Italia Forestale e Montana, 59 (5): 361-374
- CASANOVA P., MEMOLI A., PINI L. 2005a – *La fauna a uccelli e mammiferi della foresta di Vallombrosa: problemi di Habitat, di alimentazione e di gestione dell'ecosistema*. L'Italia Forestale e Montana, 60 (2): 213-216.
- CASANOVA P., MEMOLI A., PINI L. 2009 – *Elementi per la gestione faunistica*. In: Ciancio, O. (Ed.), La Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa. Piano di Gestione e Silvomuseo: 2006-2025. Tipografia Coppini, Firenze.
- CASANOVA P., PINI L., MEMOLI A. 2005b – *Osservazioni sull'impatto del morso del Capriolo nelle tagliate di alcuni boschi cedui*. In Corona P., et al. «Foreste Ricerca Cultura», Acc. Ital. Sc. For., Firenze.
- CASANOVA P., SORBETTI GUERRI F. 2003 – *La caccia in Toscana negli ultimi settant'anni - Evoluzione sociale, dell'ambiente e della caccia*. Edizioni Polistampa, Firenze.
- CASULA P., CASULA A., MURGIA A. 2014 – *Convivenza di Cervo sardo e ceduo: Aggregazione, preferenze alimentari e ripresa vegetativa della lecceta mediterranea*. In: Selvicoltura e Ungulati Selvatici: una Convivenza Possibile? SISEF – Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale Consiglio per la ricerca e sperimentazione in Agricoltura Centro di ricerca per la selvicoltura, Arezzo.
- CAUDULLO G., DE BATTISTI R., COLPI C., VAZZOLA C., DA RONCH F. 2003 – *Ungulate damage and silviculture in the Cansiglio forest (Veneto Prealps, NE Italy)*. Journal for Nature Conservation, 10 (4): 233-241.
- CAUGHLEY G. 1981 – *Overpopulation*. In: Jewell P., Holt S. (Eds.), Problems in Management of Locally Abundant Wild Mammals. New York Academic.
- ČERMÁK P., GLOGAR J., JANKOVSKÝ L. 2004a – *Damage by deer barking and browsing and subsequent rots in Norway spruce stands of Forest Range Mořkov, Forest District Frenštát p. R. (the Beskids Protected Landscape Area)*. Journal of Forest Science, 50 (1): 24-30.
- ČERMÁK P., JANKOVSKÝ L., GLOGAR J. 2004b – *Progress of spreading Stereum sanguinolentum (Alb. et Schw.: Fr.) wound rot and its impact on the stability of spruce stands*. Journal of Forest Science, 50 (8): 360-365.
- ČERMÁK P., STREJČEK M. 2007 – *Stem decay by Stereum sanguinolentum after red deer damage in the Českomoravská vrchovina Highlands*. Journal of Forest Science, 53 (12): 567-572.

- CHEVRIER T., SAÏD S., WIDMER O., HAMARD J.J.P., SAINT-ANDRIEUX C., GAILLARD J.M.J. 2012 – *The oak browsing index correlates linearly with roe deer density: a new indicator for deer management?* European Journal of Wildlife Research, 58 (1): 17–22.
- CHIRICI G. 2001 – *Sviluppo di un protocollo di rilevamento con indicatori spazializzati per la pianificazione forestale*. Tesi di dottorato. Università degli Studi della Tuscia.
- CIANCIO O. 2009 – *La Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa. Piano di Gestione e Silvomuseo: 2006-2025*. Tipografia Coppini, Firenze.
- CIANCIO O., NOCENTINI S., 2004 – *Il Bosco Ceduo. Selvicoltura, Assestamento, Gestione*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- CIANCIO O., NOCENTINI S., 2009a – *Gestione forestale e fauna: l'approccio sistemico*. L'Italia Forestale e Montana, 64 (1): 3–8.
- CIANCIO O., NOCENTINI S., 2009b – *Silvomuseo Piano di Assestamento 2006-2025*. In: Ciancio O. (Ed.), *La Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa. Piano di Gestione e Silvomuseo: 2006-2025*. Tipografia Coppini, Firenze.
- COOKE A., LAKHANI K. 1996 – *Damage to coppice regrowth by muntjac deer Muntiacus reevesi and protection with electric fencing*. Biological Conservation, 75 (3): 231–238.
- CORONA P. 2014 – *Dietro i fatti ci sono le idee (e il linguaggio)*. Editoriale SISEF – Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 19 Dicembre 2014.
- CORNEY P., KIRBY K., LE DUC M., SMART S., MCALLISTER H., MARRS R. 2008 – *Changes in the field-layer of Wytham Woods - assessment of the impacts of a range of environmental factors controlling change*. Journal of Vegetation Science, 19 (3): 287–298.
- CÔTÉ S., ROONEY T., TREMBLAY J., DUSSAULT C., WALLER D. 2004 – *Ecological impacts of deer overabundance*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35: 113–147.
- CROMSIGT J., KUIJPER D.P.J, ADAM M., BESCHTA R., CHURSKI M., EYCOTT A., KERLEY G., MYSTERUD A., SCHMIDT K., WEST K. 2013 – *Hunting for fear: innovating management of human-wildlife conflicts*. Journal of Applied Ecology, 50 (3): 544–549.
- CSANYI S., LEHOCZKI R. 2010 – *Ungulates and their management in Hungary*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 291–318.
- CULLOTTA S., MAETZKE F. 2008 – *La pianificazione forestale ai diversi livelli in Italia. Parte I: Struttura generale e pianificazione a livello nazionale e regionale*. L'Italia Forestale e Montana, 63 (1): 29-47.
- CUNNINGHAM C., ZIMMERMANN N., STOECKLI V., BUGMANN H. 2006 – *Growth response of Norway spruce saplings in two forest gaps in the Swiss Alps to artificial browsing, infection with black snow mold, and competition by ground vegetation*. Canadian Journal of Forest Research, 36 (11): 2782–2793.

- CUTINI A., BARTOLUCCI S., AMORINI E. 2007 – *Gestione dei boschi cedui di caducifoglie e relazione con gli Ungulati selvatici*. In: Lucifero M., Genghini M., (a cura di), *La valorizzazione agro-forestale e faunistica dei territori collinari e montani*. Ist. Naz. Fauna Selv., Min. Pol. Agr. Alim. E For., St.e.r.n.a. Ed. Grafiche 3B, Toscanella di Dozza (BO): 287-304.
- CUTINI A., BONGI P., CHIANUCCI F., PAGON N., GRIGNOLIO S., AMORINI E., APOLLONIO M., PAGNON N. 2011 – *Roe deer (Capreolus capreolus L.) browsing effects and use of chestnut and Turkey oak coppiced areas*. *Annals of Forest Science*, 68 (4): 667–674.
- CUTINI A., CHIANUCCI F., GIANNINI T., TIBERI R., AMORINI E. 2009 – *Effetti del morso di Capriolo sull'accrescimento di cedui di cerro e di castagno*. *Annali del Centro di Ricerca per la Selvicoltura*, 36: 79–86.
- DANDY N., BALLANTYNE S., MOSELEY D., GILL R., QUINE C., WAL R. 2012 – *Exploring beliefs behind support for and opposition to wildlife management methods: a qualitative study*. *European Journal of Wildlife Research*, 58 (4): 695–706.
- DANELL K., BERGSTRÖM R., EDENIUS L., ERICSSON G. 2003 – *Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels*. *Forest Ecology and Management*, 181 (1-2): 67–76.
- DE BATTISTI R., COLPI C. 2008 – *Danni da Ungulati alla rinnovazione naturale delle foreste. Un confronto tra alcune esperienze di indagine*. In “Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani”; 16-19 ottobre 2008, Taormina (ME). Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, p. 1212–1214.
- DE CHANTAL M., GRANSTRÖM A. 2007 – *Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of Populus tremula and Salix caprea*. *Forest Ecology and Management*, 250 (1-2): 3–8.
- DEBELJAK M., DŽEROSKI S., ADAMIČ M., DZEROSKI S., ADAMIC M. 1999 – *Interactions among the red deer (Cervus elaphus, L.) population, meteorological parameters and new growth of the natural regenerated forest in Sneznik, Slovenia*. *Ecological Modelling*, 121 (1): 51–61.
- DIDION M., KUPFERSCHMID A., WOLF A., BUGMANN H. 2011 – *Ungulate herbivory modifies the effects of climate change on mountain forests*. *Climatic change*, 109 (3-4): 647–669.
- DOUHARD M., BONENFANT C., GAILLARD J.M., HAMANN J.L., GAREL M., MICHALLET J., KLEIN F. 2013 – *Roaring counts are not suitable for the monitoring of red deer Cervus elaphus population abundance*. *Wildlife Biology*, 19: 94–101.
- DREXHAGE M., COLIN F. 2003 – *Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings*. *Annals of forest science*, 60: 173–178.
- DUCARME F., LUQUE G.M., COURCHAMP F. 2013 – *What are “charismatic species” for conservation biologists?* *BioSciences Master Reviews*, 1–8.
- DUCCI F., VANNUCCINI M. 2009 – *Gestione selvicolturale del bosco da seme n.70 (Abies alba Mill.)*. In: Ciancio O. (Ed.), *La Riserva Naturale Statale*

- Biogenetica di Vallombrosa. Piano di Gestione e Silvomuseo: 2006-2025. Tipografia Coppini, Firenze.
- EDENIUS L., ROBERGE J., MÄNSSON J., ERICSSON G. 2014 – *Ungulate-adapted forest management: effects of slash treatment at harvest on forage availability and use*. European Journal of Forest Research, 133 (1): 191–198.
- ENDRESS B., WISDOM M., VAVRA M., PARKS C., DICK B., NAYLOR B., BOYD J. 2012 – *Effects of ungulate herbivory on aspen, cottonwood, and willow development under forest fuels treatment regimes*. Forest Ecology and Management, 276: 33–40.
- ESPELTA J.M., HABROUK A., RETANA J. 2006 – *Response to natural and simulated browsing of two Mediterranean oaks with contrasting leaf habit after a wildfire*. Annals of forest science, 63, 441–447.
- FAO, 2001a - *Global forest resources assessment 2000: main report*. FAO Forestry Paper 140, Roma.
- FAO, 2001b – *Global Ecological Zoning for the Global Forest Resources Assessment 2000*. Final Report. FRA Working Paper 56
- FAO, 2006 – *Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management*. FAO, Roma.
- FAO, 2010 – *Global forest resources assessment 2010: main report*. FAO, Roma.
- FARINA A. 2001 – *Ecologia del paesaggio. Principi, metodi e applicazioni*. UTET Libreria, Torino.
- FERROGLIO E., GORTAZAR C., VICENTE J. 2011 – *Wild ungulate diseases and the risk for livestock and public health*. In: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe. Problems and Practices*. Cambridge University Press New York.
- FICHTNER A., STURM K., WAGNER J., HUCKAUF A., ELLENBERG H., STRUM K. 2011 – *The effect of hunting regimes on tree regeneration in lowland beech (Fagus sylvatica L.) forests*. Forstarchiv, 82: 75–81.
- FILAZZOLA A., TANENTZAP A., BAZELY D. 2014 – *Estimating the impacts of browsers on forest understories using a modified index of community composition*. Forest Ecology and Management, 313: 10–16.
- FIND'Ō S., SKUBAN M. 2010 – *Ungulates and their management in Slovakia*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 262–290.
- FLOWERDEW J., ELLWOOD S., 2001 – *Impacts of woodland deer on small mammal ecology*. Forestry, 74: 277–287.
- FOCARDI S., TINELLI A. 2005 – *Herbivory in a Mediterranean forest: browsing impact and plant compensation*. Acta Oecologica, 28: 239–247.
- FOCARDI S., TOSO S., PECCHIOLI E. 1996 – *The population modelling of fallow deer and wild boar in a Mediterranean ecosystem*. Forest Ecology and Management, 88 (1-2): 7–14.

- FOREST EUROPE, UNECE, FAO, 2011 – *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*. Ministerial Conference on the Protection of Forest in Europe.
- FRATINI R., MARONE E., POLIDORI R., RICCIOLI F., ZAMMARCHI L. 2014 – *Valutazioni economico finanziarie per la stima dei danni da fauna attraverso un modello di calcolo*.(in preparazione)
- FRERKER K., SONNIER G., WALLER D. 2013 – *Browsing rates and ratios provide reliable indices of ungulate impacts on forest plant communities*. *Forest Ecology and Management*, 291: 55–64.
- FULLER R. 2001 – *Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms*. *Forestry*, 74: 289–298.
- FULLER R., GILL R. 2001 – *Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland*. *Forestry*, 74:193–199.
- FULLER R., GREEN G. 1998 – *Effects of woodland structure on breeding bird populations in stands of coppiced lime (Tilia cordata) in western England over a 10-year period*. *Forestry*, 71: 199–218.
- FULLER R., ROTHERY P. 2013 – *Temporal consistency in fine-scale habitat relationships of woodland birds during a period of habitat deterioration*. *Forest Ecology and Management*, 289:164–174.
- GENGHINI M., GIOVANNINI G., FERRETTI M. 2011 – *Monitoraggio dell'impatto degli Ungulati selvatici sul bosco e valutazione del danno*. In: Riga F., Genghini M., Cascone C.P. (Eds.), *Impatto Degli Ungulati Sulle Colture Agricole E Forestali: Proposta per Linee Guida Nazionali*. ISPRA, Roma, pp. 113–141.
- GIANNI S. 2013 – *Analisi dell'impatto della fauna ungulata sulla rinnovazione naturale nella Riserva di Vallombrosa*. Tesi di Laurea. Facoltà di Agraria Università degli Studi di Firenze.
- GILL R. 1992a – *A review of damage by mammals in north temperate forests: 1. Deer*. *Forestry*, 65: 145–169.
- GILL R. 1992b – *A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests*. *Forestry*, 65: 363–388.
- GILL R., BEARDALL V. 2001 – *The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition*. *Forestry*, 74: 209–218.
- GILL R., MORGAN G. 2010 – *The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain*. *Forestry*, 83: 53–63.
- GIOVANNINI G. 1991 – *Effetti del pascolo di Ungulati selvatici sulla rinnovazione agamica in un ceduo di macchia mediterranea*. *Monti e Boschi*, 42 (5): 15–22.
- GIOVANNINI G. 2010 – *Ungulati e bosco ceduo*. In: *Atti Del 46mo Corso Di Cultura in Ecologia: Gestione Multifunzionale E Sostenibile Dei Boschi Cedui: Criticità E Prospettive*. Cento Studi per l'Ambiente Alpino L.Susmel - Università degli Studi di Padova, San Vito di Cadore, pp. 177–183.

- GIOVANNINI G., CHINES A., GANDOLFO G. 2003 – *Danni da Ungulati selvatici in boschi cedui*. Sherwood, 85: 9–16.
- GOLINELLI V., BOTTACCI A., ROSSI B. 2012 – *Il clima della Riserva naturale biogenetica di Camaldoli*. In: Bottacci A. (Ed.), *La Riserva Naturale Biogenetica Di Camaldoli. 1012-2012. Mille Anni Di Rapporto Uomo-Foresta*. CFS/UTB Pratovecchio, pp. 93–106.
- GÓMEZ J., HÓDAR J., ZAMORA R., CASTRO J., GARCÍA D. 2001 – *Ungulate damage on Scots pines in Mediterranean environments: effects of association with shrubs*. *Canadian Journal of Botany*, 79: 739–746.
- GORDON I., HESTER A., FESTA-BIANCHET M. 2004 – *The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives*. *Journal of Applied Ecology*, 41 (6): 1021–1031.
- GORDON I.J., PRINS H. 2008 – *The Ecology of Browsing and Grazing*. Springer Ecological Studies.
- GOSSOW H. 2002 – *Integrated and interactive forestry-wildlife management in mountain ranges: The Austrian Alps as a case example*. In: Brun F., Buttoud G. (Eds.), *The Formulation of Integrated Management Plans (IMPs) for Mountain Forests*. Quadern del Dipartimento di Economia e Ingegneria Agraria, Forestale e Ambientale dell'Università di Torino, Bardonecchia, Italy.
- GUALAZZI S. 2001 – *Utilizzazione invernale della rinnovazione naturale forestale da parte degli Ungulati selvatici nelle Foreste Casentinesi (Appennino Settentrionale, Toscana, Italia)*. In: Tellini Florenzano G., Cursano B., Gualazzi S. (Eds.), *Fauna E Selvicoltura*. Compagnia delle Foreste, Arezzo.
- HAMMER Ø. 2001 – PAST PAleontological STatistics Version 2.17.
- HANLEY T. 1996 – *Potential role of deer (Cervidae) as ecological indicators of forest management*. *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2): 199–204.
- HANLEY T. 1997 – *A nutritional view of understanding and complexity in the problem of diet selection by deer (Cervidae)*. *Oikos*, 79: 209–218.
- HARMER R., KIEWITT A., MORGAN G., GILL R., 2010 – *Does the development of bramble (Rubus fruticosus L. agg.) facilitate the growth and establishment of tree seedlings in woodlands by reducing deer browsing damage?* *Forestry*, 83: 93–102.
- HARRISON K., BARDGETT R. 2003 – *How browsing by red deer impacts on litter decomposition in a native regenerating woodland in the Highlands of Scotland*. *Biology and Fertility of Soils*, 38: 393–399.
- HARRISON K., BARDGETT R. 2004 – *Browsing by red deer negatively impacts on soil nitrogen availability in regenerating native forest*. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 115–126.
- HARRISON K., BARDGETT R. 2008 – *Impacts of garzing and browsing by large herbivores on soils and soil biological properties*. In: Gordon I., Prins H. (Eds.), *The Ecology of Browsing and Garzing*. Springer Ecological Studies, pp. 201–216.

- HÄSLER H., SENN J. 2012 – *Ungulate browsing on European silver fir Abies alba*: the role of occasions, food shortage and diet preferences. *Wildlife Biology*, 18: 67–74.
- HEGLAND S.J., RYDGREN K., SELDAL T. 2005 – *The response of Vaccinium myrtillus to variations in grazing intensity in a Scandinavian pine forest on the island of Svanøy*. *Canadian Journal of Botany*, 83: 1638–1644.
- HEGLAND S.S.J., LILLEENG M.M.S., MOE S.S.R.S. 2013 – *Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity*. *Forest Ecology and Management*, 310:267–274.
- HEINZE E., BOCH S., FISCHER M., HESSENMÖLLER D., KLENK B., MÜLLER J., PRATI D., SCHULZE E.D., SEELE C., SOCHER S., HALLE S. 2011 – *Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management*. *Forest Ecology and Management*, 261 (2): 288–296.
- HERMANIN L., QUILGHINI G., SALVADORI G., SCOPIGNO D. 2010 – *Osservazioni sui danni da Ungulati alla rinnovazione naturale nelle abetine casentinesi*. In: La Marca O., Renzulli M. (Eds.), *Danni Causati Dalla Fauna Selvatica All'agricoltura*. Accademia dei Georgofili, Firenze, pp. 201–215.
- HERNÁNDEZ M.M.P.G., SILVA-PANDO F. 1996 – *Grazing effects of ungulates in a Galician oak forest (northwest Spain)*. *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2): 65–70.
- HEROLDOVÁ M., HOMOLKA M., KAMLER J. 2003 – *Breakage of rowan caused by red deer—an important factor for Sorbeto-Piceetum stand regeneration?* *Forest Ecology and Management*, 181 (1-2): 131–138.
- HERRERO A., ZAMORA R., CASTRO J., HÓDAR J. 2011 – *Limits of pine forest distribution at the treeline: herbivory matters*. *Plant Ecology*, 213 (3): 459–469.
- HEUZE P., SCHNITZLER A., KLEIN F. 2005a – *Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France?* *Forest Ecology and Management*, 217 (2-3): 219–228.
- HEUZE P., SCHNITZLER, A., KLEIN F. 2005b – *Consequences of increased deer browsing winter on silver fir and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains: Implications for forest management*. *Annals of Forest Science*, 62 (2): 175–181.
- HOBBS N. 1996 – *Modification of ecosystems by ungulates*. *The Journal of Wildlife Management*, 60: 695–713.
- HOLT C., FULLER R., DOLMAN P. 2010 – *Experimental evidence that deer browsing reduces habitat suitability for breeding Common Nightingales Luscinia megarhynchos*. *Ibis*, 152: 335–346.
- HOLT C., FULLER R., DOLMAN P. 2014 – *Exclusion of deer affects responses of birds to woodland regeneration in winter and summer*. *Ibis*, 156: 116–131.
- HOMOLKA M., HEROLDOVÁ M. 2003 – *Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains*. *Forest Ecology and Management*, 181 (1-2): 119–129.

- HÖRNBERG S. 2001a – *The relationship between moose (Alces Alces) browsing utilisation and the occurrence of different forage species in Sweden*. Forest Ecology and Management, 149 (1-3): 91–102.
- HÖRNBERG S. 2001b – *Changes in population density of moose (Alces Alces) and damage to forests in Sweden*. Forest Ecology and Management, 149 (1-3): 141-151.
- HOTHORN T., MÜLLER J. 2010 – *Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting*. Forest Ecology and Management, 260 (9): 1416–1423.
- IMESCH-BEBIE N., GANDER H., SCHNIDRIG-PETRIG R. 2010 – *Ungulates and their management in Switzerland*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge, UK. Cambridge University Press, pp. 357–391.
- INFC 2005 – *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale - Corpo Forestale dello Stato. CRA - Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione forestale.
- ISPRA 2008 – *Annuario dei dati Ambientali 2008*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale Servizio progetto speciale Annuario e Statistiche ambientali. Roma.
- ISPRA 2010 – *Annuario dei dati Ambientali 2010*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale Servizio progetto speciale Annuario e Statistiche ambientali. Roma.
- ISPRA 2013 – *Linee guida per la gestione degli Ungulati Cervidi e Bovidi*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale Manuali e Linee Guida 91/2013. Roma.
- ISPRA 2014 – *Annuario dei dati Ambientali 2013*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale Servizio progetto speciale Annuario e Statistiche ambientali. Roma.
- ISTAT 2011 – *L’Italia in 150 anni. Sommario di statistiche storiche 1861-2010*. Istituto Nazionale di Statistica. Roma. Poligrafica Ruggiero S.r.l.
- ISZKUŁO, G., NOWAK-DYJETA K., SĘKIEWICZ M. 2014 – *Influence of initial light intensity and deer browsing on Taxus baccata saplings: a six years field study*. Dendrobiology, 71: 93–99.
- JACTEL H., VODDE F. 2011 – *Prevalence of biotic and abiotic hazards in European forests*, EFORWOOD T. ed, European Forest Institute. Joensuu, Finland.
- JANIS C. 2008 – *An evolutionary history of browsing and garzing ungulates*. In: Gordon I., Prins H. (Eds.), *The Ecology of Browsing and Garzing*. Springer Ecological Studies, pp. 21–45.

- JAROSZEWICZ B., PIROŽNIKOW E., SONDEJ I. 2013 – *Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest*. Forest Ecology and Management, 305: 21–28.
- JEDRZEJEWSKI W., APOLLONIO M., JEDRZEJEWSKA B., KOJOLA I. 2011 – *Ungulate-large carnivore relationships in Europe*. In: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, pp. 284–318.
- JOHNSON A.L., FRANCIS A., HISCOCKS K., PEACE A.J., GILL R. 1996 – *Changes in roe deer (Capreolus capreolus L.) population density in response to forest habitat succession*. Forest Ecology and Management, 88 (1-2): 31–41.
- JORRITSMAN I., VAN HEES A., MOHREN G. 1999 – *Forest development in relation to ungulate grazing: a modeling approach*. Forest Ecology and Management, 120 (1-3): 23–34.
- JOYS A., FULLER R., DOLMAN P. 2004 – *Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England*. Forest Ecology and Management, 202 (1-3): 23–37.
- KAMLER J., HOMOLKA M., BARANČEKOVÁ M., KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ J. 2009 – *Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species*. European Journal of Forest Research, 129 (2): 155–162.
- KATONA K., KISS M., BLEIER N., SZÉKELY J., NYESTE M., KOVÁCS V., TERHES A., FODOR Á., OLAJOS T., RASZTOVITS E., SZEMETHY L. 2013 – *Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary*. Biodiversity and Conservation, 22: 1167–1180.
- KAY S. 1993 – *Factors affecting severity of deer browsing damage within coppiced woodlands in the south of England*. Biological Conservation, 63: 217–222.
- KENDERES K., MIHOK B., STANDOVAR T. 2008 – *Thirty years of gap dynamics in a central european beech forest reserve*. Forestry, 81: 111–123.
- KIE J., LEHMKUHL J. 2001 – *Herbivory by wild and domestic ungulates in the intermountain west*. Northwest Science, 75: 55–61.
- KIFFNER C., RÖBINGER E., TRISL O., SCHULZ R., RÜHE F. 2008 – *Probability of Recent Bark Stripping a Low Mountain Range in Germany – A Preliminary Analysis*. Silva Fennica, 42 (1): 125–134.
- KLOPCIC M., JERINA K., BONCINA A. 2010 – *Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor?* European Journal of Forest Research, 129 (3): 277–288.
- KODA R., FUJITA N. 2011 – *Is deer herbivory directly proportional to deer population density? Comparison of deer feeding frequencies among six forests with different deer density*. Forest Ecology and Management, 262 (3): 432–439.

- KRAMER K., GROEN T., VAN WIEREN S. 2003 – *The interacting effects of ungulates and fire on forest dynamics: an analysis using the model FORSPACE*. Forest Ecology and Management, 181 (1-2): 205–222.
- KUIJPER D.P.J. 2011 – *Lack of natural control mechanisms increases wildlife–forestry conflict in managed temperate European forest systems*. European Journal of Forest Research, 130, 895–909.
- KUIJPER D.P.J., CROMSIGT J., CHURSKI M., ADAM B., JĘDRZEJEWSKA B., JĘDRZEJEWSKI W. 2009 – *Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest?* Forest Ecology and Management, 258 (7): 1528–1535.
- KUIJPER D.P.J., CROMSIGT J., JĘDRZEJEWSKA B., MIŚCICKI S., CHURSKI M., JĘDRZEJEWSKI W., KWECZLICH I., 2010a – *Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland*. Journal of Ecology, 98 (4): 888–899.
- KUIJPER D.P.J., DE KLEINE C., CHURSKI M., VAN HOOFT P., BUBNICKI J., JĘDRZEJEWSKA B. 2013 – *Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland*. Ecography, 36: 1263–1275.
- KUIJPER D.P.J., JĘDRZEJEWSKA B., BRZEZIECKI B., CHURSKI M., JĘDRZEJEWSKI W., ŻYBURA H. 2010b – *Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval Forest, Poland*. Journal of Vegetation Science, 21 (6): 1082–1098.
- KUITERS A.T., MOHREN G.M.J., VAN WIEREN S.E. 1996 – *Ungulates in temperate forest ecosystems*. Forest Ecology and Management, 88 (1-2): 1–5.
- KUITERS A.T., SLIM P. 2002 – *Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities*. Biological Conservation, 105: 65–74.
- KUITERS A.T., VAN DER SLUIJS L., WYTEMA G., 2006 – *Selective bark-stripping of beech, Fagus sylvatica, by free-ranging horses*. Forest Ecology and Management, 222 (1-3): 1–8.
- KUPFERSCHMID A.D., BUGMANN H., 2007 – *Ungulate browsing in winter reduces the growth of Fraxinus and Acer saplings in subsequent unbrowsed years*. Plant Ecology, 198 (1): 121–134.
- KUPFERSCHMID A.D., WASEM U., BUGMANN H. 2014 – *Light availability and ungulate browsing determine growth, height and mortality of Abies alba saplings*. Forest Ecology and Management, 318: 359–369.
- KUPFERSCHMID A.D., ZIMMERMANN S., BUGMANN H. 2013 – *Browsing regime and growth response of naturally regenerated Abies alba saplings along light gradients*. Forest Ecology and Management, 310: 393–404.
- KUPFERSCHMID A.D., BUGMANN H. 2005 – *Effect of microsites, logs and ungulate browsing on Picea abies regeneration in a mountain forest*. Forest Ecology and Management, 205 (1-3): 251–265.

- KUSAK J., KRAPINEC K. 2010 – *Ungulates and their management in Croatia*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 527–539.
- LANGBEIN J., PUTMAN R., POKORNY B. 2011 – *Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation*. In: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe. Problems and Practices*. Cambridge University Press.
- LEIBUNDGUT H. 1962 – *Bosco, selvaggina e regione intesi come unità*. *L'Italia Forestale e Montana*, 17 (2): 50-58.
- LIBERG O., BERGSTRÖM R., KINDBERG J., VON ESSEN H. 2010 – *Ungulates and their management in Sweden*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 37–70.
- LINNELL J., ZACHOS F. 2011 – *Status and distribution patterns of European ungulates: genetics, population history and conservation*. In: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe. Problems and Practices*. Cambridge University Press New York, pp. 12–54.
- LISA C. 2012 – *Applicazione dell'Indice di Qualità Biologica (QBS-ar) in soprassuoli percorsi da incendio. Implicazioni per la pianificazione forestale*. Tesi di dottorato. Università di Firenze.
- LOVARI S., CUCCUS P., MURGIA A., MURGIA C., SOI F., PLANTAMURA G. 2007 – *Space use, habitat selection and browsing effects of red deer in Sardinia*. *Italian Journal of Zoology*, 74: 179–189.
- LUCCHESI M., CICOGNANI L., MONTI F., BOTTACCI A. 2011 – *Il Cervo nelle Riserve naturali casentinesi - Metodologia sperimentale di censimento al bramito*. Corpo forestale dello Stato - Ufficio territoriale per la Biodiversità di Pratovecchio. Arti Grafiche Cianferoni, Stia (Ar).
- MAILLARD D., GALLARD J., MARK HEWISON A., BALLON P., DUNCAN P., LOISON A., TOIGO C., BAUBET E., BONENFANT C., GAREL M., SAINT-ANDRIEUX C. 2010 – *Ungulates and their management in France*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 441–474.
- MÄNSSON J. 2009 – *Environmental variation and moose Alces Alces density as determinants of spatio-temporal heterogeneity in browsing*. *Ecography*, 32: 601–612.
- MÄNSSON J., JARNEMO A. 2013 – *Bark-stripping on Norway spruce by red deer in Sweden: level of damage and relation to tree characteristics*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28: 117–125.
- MARONE E., NOCENTINI S., TRAVAGLINI D., FARAONI L. 2012 – *Progetto di validazione dati per aree campione inseriti nel Sistema Informativo per la Gestione delle Attività Forestali (SIGAF). Relazione finale*.

- MASUTTI L. 2009 – *Basi naturali di sostentamento per la fauna omeoterma nei boschi e negli spazi aperti montani*. L'Italia Forestale e Montana, 64 (2): 61–71.
- MATHISEN K., BUHTZ, F. 2010 – *Moose density and habitat productivity affects reproduction, growth and species composition in field layer vegetation*. Journal of Vegetation Science, 21 (4): 705–716.
- MATHISEN K.M., MILNER J.M., VAN BEEST F.M., SKARPE C. 2014 – *Long-term effects of supplementary feeding of moose on browsing impact at a landscape scale*. Forest Ecology and Management, 314: 104–111.
- MATHISEN K.M., SKARPE C. 2011 – *Cascading effects of moose (Alces Alces) management on birds*. Ecological Research, 26: 563–574.
- MATTIELLO S. 2006 – *Nutrizione e alimentazione dei ruminanti selvatici*. In: Amici A., Adriani S. (Eds.), Seminari Del Corso Di Gestione Delle Risorse Faunistiche. Osservatorio per lo studio e la gestione delle risorse faunistiche, Università della Tuscia, Viterbo.
- MATTIOLI S., MENEGUZ G., BRUGNOLI A., NICOLOSO S. 2001 – *Red deer in Italy: recent changes in range and numbers*. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy, 12: 27–35.
- MEMOLI A. 2003 – *Ruolo delle fauna selvatica negli equilibri dei boschi dell'Appennino Tosco-Romagnolo*. L'Italia Forestale e Montana, 58 (5): 408–420.
- METSLAID M., KOESTER K., JOGISTE K., KÖSTER K., JÖGISTE K., RANDVEER T., VOOLMA K., MOSER K. 2013 – *The Effect of Simulated Bark Stripping by Moose on Scots Pine Height Growth: an Experimental Treatment*. Baltic Forestry, 19: 61–66.
- MICU I., NAHLIK A., NEGUS S., MICHALACHE I., SZABO I. 2010 – *Ungulates and their management in Romania*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), European Ungulates and Their Management in the 21st Century. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 319–337.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005 – *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- MIRSCHER F., ZERBE S., JANSEN F. 2011 – *Driving factors for natural tree rejuvenation in anthropogenic pine (Pinus sylvestris L.) forests of NE Germany*. Forest Ecology and Management, 261 (3): 683–694.
- MOHR D., TOPP W. 2005 – *Influence of deer exclusion on soil nutrients in oak forests of a central European low mountain range*. Land Degradation & Development, 16: 303–309.
- MONZÓN A., VAZ DA SILVA S., MANSO F.T. 2012 – *Integrating the deer (Cervus elaphus) in the Portuguese forests: Impacts and new challenges for forest certification*. Forest Ecology and Management, 267: 1–6.
- MORELLET N., CHAMPELY S., GAILLARD J., BALLON P., BOSCARDIN Y. 2001 – *The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations*. Wildlife Society Bulletin, 29: 1243–1252.

- MORELLET N., GAILLARD J., HEWISON A., BALLON P., BOSCARDIN Y., DUNCAN P., KLEIN F., MAILLARD D. 2007 – *Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores*. *Journal of Applied Ecology*, 44: 634–643.
- MORELLET N., KLEIN F., SOLBERG E., ANDERSEN R. 2011 – *The census and management of populations of ungulates in Europe*. In: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe. Problems and Practices*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- MOSER B., SCHÜTZ M., HINDENLANG K.E. 2006 – *Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: The role of food availability and species quality*. *Forest Ecology and Management*, 226 (1-3): 248–255.
- MOSER B., SCHÜTZ M., HINDENLANG K.E. 2008 – *Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places?* *Forest Ecology and Management*, 255 (3-4): 1179–1185.
- MOTTA R. 1996 – *Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps*. *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2): 93–98.
- MOTTA R. 1997 – *Dendroecology in Ungulate forest damage: 2. Bark Strippings scars*. *Dendrochronologia*, 15: 11-20.
- MOTTA R. 2003 – *Ungulate impact on rowan (Sorbus aucuparia L.) and Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps*. *Forest Ecology and Management*, 181 (1-2): 139–150.
- MOTTA R., FRANZOI M. 1997 – *Foreste di montagna ed Ungulati selvaici nel Parco naturale di Paneveggio-Pale di S.Martino (TN)*. *Dendronatura*, 18: 15–32.
- MOTTA R., MELONI F., BERRETTI R., BOTTERO A. 2014 – *Impatto degli Ungulati selvatici in popolamenti d’alto fusto ed in popolamenti cedui delle Alpi*. In: *Selvicoltura e Ungulati Selvatici: una Convivenza Possibile?* SISEF – Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale Consiglio per la ricerca e sperimentazione in Agricoltura Centro di ricerca per la selvicoltura, Arezzo.
- MOTTA R., NOLA P. 1996 – *Fraying damages in the subalpine forest of Paneveggio (Trento, Italy): a dendroecological approach*. *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2): 81–86.
- MOTTA R., PUPO C. 2001 – *L’impatto degli Ungulati selvatici sul sorbo degli uccellatori (Sorbus aucuparia L.) nelle foreste di montagna dei parchi provinciali del Trentino*. *Dendronatura*, 21 (1): 43-57
- MOTTA R., QUAGLINO A. 1989 – *Sui danni causati dalla fauna selvatica ai popolamenti forestali in Alta valle di Susa (TO)*. *L’Italia Forestale e Montana*, 44 (4): 241–260.
- MUÑOZ A., BONAL R., DÍAZ M., MUNOZ A. 2009 – *Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem*. *Basic and Applied Ecology*, 10: 151–160.

- MYSTERUD A., ASKILSRUD H., LOE L.E., VEIBERG V. 2010 – *Spatial patterns of accumulated browsing and its relevance for management of red deer Cervus elaphus*. Wildlife Biology, 16: 162–172.
- MYSTERUD A., ØSTBYE E. 1999 – *Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography*. Wildlife Society Bulletin, 27: 385–394.
- MYSTERUD A., ØSTBYE E. 2004 – *Roe deer (Capreolus capreolus) browsing pressure affects yew (Taxus baccata) recruitment within nature reserves in Norway*. Biological Conservation, 120: 545–548.
- MYSTERUD A., SÆTHER B.E. 2011 – *Climate change and implications for the future distribution and management of ungulates in Europe*. In: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (Eds.), Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 349–375.
- NICHOLS R., KÖNIGSSON H., DANELL K., SPONG G. 2012 – *Browsed twig environmental DNA: diagnostic PCR to identify ungulate species*. Molecular ecology resources, 12: 983–9.
- NICOLOSO S., VAGAGGINI L., CIUTI F., BRUGNOLI A. 2007 – *Un progetto di miglioramento ambientale per il Cervo nell'Appennino Tosco-Emiliano*. Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 4: 159–169.
- NIKULA A., HALLIKAINEN V., JALKANEN R., HYPPÖNEN M., MÄKITALO K. 2008 – *Modelling the factors predisposing Scots pine to moose damage in artificially regenerated sapling stands in Finnish Lapland*. Silva Fennica, 42: 587–603.
- NOCENTINI S. 2000 – *La rinaturalizzazione dei sistemi forestali: aspetti concettuali*. L'Italia Forestale e Montana, 55 (4): 211–218.
- NOCENTINI S. 2014 – *Biodiversità e sistemi forestali*. In: Ciancio, O. (Ed.), Storia Del Pensiero Forestale. Selvicoltura Filosofia Etica. Rubbettino Editore srl, pp. 451–479.
- NOPP-MAYR U., REIMOSER F., VOELK F. 2011 – *Predisposition assessment of mountainous forests to bark peeling by red deer (Cervus elaphus L.) as a strategy in preventive forest habitat management*. Wildlife Biology in Practice, 7: 66–89.
- OLESEN C.R., MADSEN P. 2008 – *The impact of roe deer (Capreolus capreolus), seedbed, light and seed fall on natural beech (Fagus sylvatica) regeneration*. Forest Ecology and Management, 255 (12): 3962–3972.
- OLIVARI S., SCOPESE C., RELLINI I. 2012 – *Geologia e pedologia della Riserva naturale biogenetica di Camaldoli*. In: La Riserva Naturale Biogenetica Di Camaldoli. 1012-2012. Mille Anni Di Rapporto Uomo-Foresta. CFS/UTB Pratovecchio Corpo Forestale dello Stato Ufficio territoriale per la Biodiversità di Pratovecchio, pp. 55–92.
- ORLANDI L., NICOLOSO S., TELLINI FLORENZANO G., LEONESSA L., SEMENZATO P. 2014 – *Aspetti Faunistici - Relazione GEFORUS*. Accademia Italiana di Scienze Forestali.

- PACI M., BIANCHI L. 2008 – *Fauna ungulata e dinamiche evolutive di soprassuoli forestali in Toscana*. In: “Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani; 16-19 ottobre 2008, Taormina” Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 228–233.
- PAINTER L., BESCHTA R., LARSEN E., RIPPLE W. 2014 – *After long-term decline, are aspen recovering in northern Yellowstone?* *Forest Ecology and Management*, 329: 108–117.
- PAJUNEN A., VIRTANEN R., ROININEN H. 2012 – *Browsing-mediated shrub canopy changes drive composition and species richness in forest-tundra ecosystems*. *Oikos*, 121: 1544–1552.
- PALACIO S., HESTER A.J., MAESTRO M., MILLARD P. 2013 – *Simulated browsing affects leaf shedding phenology and litter quality of oak and birch saplings*. *Tree physiology*, 33 (4):438–445.
- PALACIO S., PATERSON E., SIM A., HESTER A.J., MILLARD P. 2011 – *Browsing affects intra-ring carbon allocation in species with contrasting wood anatomy*. *Tree physiology*, 31 (2): 150–159.
- PALMER S., BROADHEAD J., ROSS I., SMITH D. 2007 – *Long-term habitat use and browsing by deer in a Caledonian pinewood*. *Forest Ecology and Management*, 242 (2-3): 273–280.
- PALMER S., MITCHELL R., TRUSCOTT A., WELCH D. 2004 – *Regeneration failure in Atlantic oakwoods: the roles of ungulate grazing and invertebrates*. *Forest Ecology and Management*, 192 (2-3): 251–265.
- PALMER S., TRUSCOTT A. 2003 – *Seasonal habitat use and browsing by deer in Caledonian pinewoods*. *Forest Ecology and Management*, 174 (1-3): 149–166.
- PAPACHRISTOU T.G., PLATIS P.D. 2011 – *The impact of cattle and goats grazing on vegetation in oak stands of varying coppicing age*. *Acta Oecologica*, 37:16–22.
- PARLANE S., SUMMERS R., COWIE N., VAN GARDINGEN P. 2006 – *Management proposals for bilberry in Scots pine woodland*. *Forest Ecology and Management*, 222 (1-3): 272–278.
- PARTL E., SZINOVATZ V., REIMOSER F., SCHWEIGER-ADLER J. 2002 – *Forest restoration and browsing impact by roe deer*. *Forest Ecology and Management*, 159 (1-2): 87–100.
- PAUNOVIC M., CIOROVIC D., LINNELL J. 2010 – *Ungulates and their management in Serbia*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 563–572.
- PEDERSEN S., ANDREASSEN H., PERSSON I., JULKUNEN-TIITTO R., DANELL K., SKARPE C. 2011 – *Vole preference of bilberry along gradients of simulated moose density and site productivity*. *Integrative Zoology*, 6, 341–51.

- PELLERIN M., SAÏD S., RICHARD E., HAMANN J.L.J., DUBOIS-COLI C., HUM P. 2010 – *Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing*. *Forest Ecology and Management*, 260 (4): 429–437.
- PÉPIN D., RENAUD P., BOSCARDIN Y., GOULARD M., MALLET C., ANGLARD F., BALLON P. 2006 – *Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings—An enclosure-based experiment*. *Forest Ecology and Management*, 222 (1-3):302–313.
- PERCO F. 2009 – *Foreste disumane per i Cervidi*. *L'Italia Forestale e Montana*, 64 (2): 73–89.
- PEREA R., GIL L. 2014a – *Tree regeneration under high levels of wild ungulates: The use of chemically vs. physically-defended shrubs*. *Forest Ecology and Management*, 312: 47–54.
- PEREA R., GIL L. 2014b – *Shrubs facilitating seedling performance in ungulate-dominated systems: biotic versus abiotic mechanisms of plant facilitation*. *European Journal of Forest Research*, 133 (3): 525–534.
- PEREA R., GIRARDELLO M., SAN MIGUEL A. 2014 – *Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics*. *Biodiversity and Conservation*, 23: 1303–1318.
- PERRINS C., OVERALL R. 2001 – *Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England*. *Forestry*, 74: 299-309
- PERSSON I.I.L., NILSSON M.M.B., PASTOR J., ERIKSSON T., BERGSTRÖM R., DANELL K., PARK U.S. 2009 – *Depression of belowground respiration rates at simulated high moose population densities in boreal forests*. *Ecology*, 90 (10): 2724–2733.
- PETTENELLA D., URBINATI C., BORTOLUZZI B., FEDRIGOLI M., PICCINI C., 2000 – *Indicatori di Gestione Forestale Sostenibile in Italia*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi Roma.
- PICKETT S., WHITE P. 1985 – *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- PIGNATTI S., BIANCO P.M., FANELLI G., PAGLIA S., PIETROSANTI S., TESCAROLLO P. 2001 – *Le piante come indicatori ambientali. Manuale tecnico-scientifico*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi Roma.
- PONZETTA M., SORBETTI GUERRI F. 2009 – *Gli incidenti stradali causati dalla fauna selvatica in Toscana: analisi del fenomeno nel periodo 2001-2008*. Regione Toscana Direzione generale Sviluppo Economico Settore Politiche Agroambientali, attività faunistica venatoria e pesca dilettantistica.
- PORTOGHESI L., MARCHETTI M., SCOTTI R., CORONA P. 2014 – *Monitoraggio come strumento della gestione forestale sistemica*. In: Ciancio O. (Ed.), *Storia Del Pensiero Forestale. Selvicoltura Filosofia Etica*. Rubbettino Editore srl, pp. 481–490.

- PUTMAN R. 1994 – *Deer damage in coppice woodlands: an analysis of factors affecting the severity of damage and options for management*. Quarterly Journal of Forestry, 88: 45–54.
- PUTMAN R. 1996 – *Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research*. Forest Ecology and Management, 88 (1-2): 205–214.
- PUTMAN R. 2010 – *Ungulates and their management in Great Britain and Ireland*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 129–164.
- PUTMAN R., ANDERSEN R., APOLLONIO M. 2011 – *Ungulate management in Europe: problems and practices*. Cambridge University Press New York.
- QUINE C., HUMPHREY J., FERRIS R. 1999 – *Should the wind disturbance patterns observed in natural forests be mimicked in planted forests in the British uplands?* Forestry, 72: 337–358.
- RAJSKÝ M., VODŇANSKÝ M., HELL P., SLAMEČKA J., KROPIL R., RAJSKÝ D. 2008 – *Influence supplementary feeding on bark browsing by red deer (Cervus elaphus) under experimental conditions*. European Journal of Wildlife Research, 54 (4): 701–708.
- RAMMIG A., FAHSE L., BEBI P., BUGMANN H. 2007 – *Wind disturbance in mountain forests: Simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession*. Forest Ecology and Management, 242 (2-3): 142–154.
- RAMOS J., BUGALHO M., CORTEZ P., IASON G. 2006 – *Selection of trees for rubbing by red and roe deer in forest plantations*. Forest Ecology and Management, 222 (1-3): 39–45.
- REGIONE TOSCANA 2012a – *Piano Agricolo Forestale (PRAF) 2012-2015*. Direzione generale Competitività del sistema regionale e sviluppo delle competenze Settore competente Programmazione Agricola - Forestale
- REGIONE TOSCANA 2012b – *Strategia Regionale per la biodiversità Piano ambientale ed energetico regionale (PEAR) 2012-2015*. Risultanze del lavoro per la costruzione del “PAER-Aree protette e Biodiversità” in attuazione della Strategia nazionale per la biodiversità e secondo la Convenzione tra Regione Toscana – Ministero dell’Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare e WWF Italia (2008 -11).
- REIMOSER F. 2003 – *Steering the impacts of ungulates on temperate forests*. Journal for Nature Conservation, 10 (4): 243–252.
- REIMOSER F. 2005 – *Il ruolo della selvicoltura nella gestione faunistica*. Sherwood, 112: 19-24.
- REIMOSER F., ARMSTRONG H., SUCHANT R., 1999 – *Measuring forest damage of ungulates: what should be considered*. Forest Ecology and Management, 120 (1-3): 47–58.

- REIMOSER F., GOSSOW H. 1996 – *Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system*. Forest ecology and Management, 88 (1-2): 107–119.
- REIMOSER F., PUTMAN R. 2011 – *Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits*. In: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe. Problems and Practices*. Cambridge University Press.
- REIMOSER F., REIMOSER S., 2010 – *Ungulates and their management in Austria*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 338–356.
- REIMOSER S., PARTL E., REIMOSER F., VOSPERNIK S. 2009 – *Roe-deer habitat suitability and predisposition of forest to browsing damage in its dependence on forest growth—Model sensitivity in an alpine forest region*. Ecological Modelling, 220: 2231–2243.
- RENAUD P., VERHEYDEN-TIXIER H., DUMONT B. 2003 – *Damage to saplings by red deer (Cervus elaphus): effect of foliage height and structure*. Forest Ecology and Management, 181 (1-2): 31–37.
- RIGA F., GENGHINI M., CASCONI C., DI LUZIO P. 2011 – *Impatto degli Ungulati sulle colture agricole e forestali: proposta per linee guida nazionali*. Manuali e linee guida ISPRA 68/2011.
- RIPPLE W., BESCHTA R. 2005 – *Linking Wolves and Plants: Aldo Leopold on Trophic Cascades*. BioScience, 55 (7): 613-621.
- RISTAU T., ROYO A., STOUT S., STOLESON S., ADAMS M., MOSER W. 2012 – *Deer Can Be Too Many, Too Few, or Just Enough for Healthy Forests*. NRS Research review, 16.
- ROONEY T. 2001 – *Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective*. Forestry, 74: 201–208.
- ROSSI P. 2006 – *Carta dell'Uso del Suolo e Carta Forestale*. Cd dei Corsi di laurea in Urbanistica e Pianificazione Territoriale e Ambientale – Pianificazione e Progettazione della Città e del Territorio.
- RUBINI L., DI VEROLI M., CALABRIA A., SANGIORGIO S., ORSINI G., LAVRA M., HABIB G. 2009 – *Analisi per la definizione degli indici di severità climatica*. Report Ricerca Sistema Elettrico Accordo di Programma Ministero dello Sviluppo Economico – ENEA.
- RUUSILA V., KOJOLA I. 2010 – *Ungulates and their management in Finland*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. pp. 86–102.
- SAINT-ANDRIEUX C., BONENFANT C., TOÏGO C., BASILLE M., KLEIN F. 2009 – *Factors Affecting Beech Fagus sylvatica Bark Stripping by Red Deer Cervus elaphus in a Mixed Forest*. Wildlife Biology, 15 (2): 187–196.
- SCARFÒ F. 2008 – *Impatto dell'erbivoria causata da Ungulati sulla rinnovazione naturale dell' Abete bianco (Abies alba M.) al limite Sud del suo areale in*

Europa e nel Mediterraneo. Tesi di dottorato. Università degli Studi della Toscana.

- SCHIPPERS P., VAN TEEFFELN A., VERBOOM J., VOS C.C., KRAMER K., WALLISDEVRIES M.F. 2014 – *The impact of large herbivores on woodland–grassland dynamics in fragmented landscapes: The role of spatial configuration and disturbance*. *Ecological Complexity*, 17: 20–31.
- SCOTT D., WELCH D., ELSTON D. 2009 – *Long-term effects of leader browsing by deer on the growth of Sitka spruce (Picea sitchensis)*. *Forestry*, 82: 387–401.
- SCRINZI G., FLORIS A., PIGNATTI G. 1997 – *Impatti della fauna superiore erbivora di grossa taglia sulla vegetazione e sulla rinnovazione in boschi montani del Trentino: biodiversità e bioindicatori*. *Comunicazioni di Ricerca dell'ISAF* 97/1: 1–26
- SEIDL R., FERNANDES P., FONSECA T., GILLET F., JÖNSSON A., MERGANIČOVÁ K., NETHERER S., ARPACI A., BONTEMPS J., BUGMANN H., GONZÁLEZ-OLABARRIA J., LASCH P., MEREDIEU C., MOREIRA F., SCHELHAAS M., MOHREN F. 2011 – *Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review*. *Ecological Modelling*, 222 (4): 903–924.
- SENN J., SUTER W. 2003 – *Ungulate browsing on silver fir (Abies alba) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data*. *Forest Ecology and Management*, 181 (1-2): 151–164.
- SILVA J., CATRY F., MOREIRA F., LOPES T., FORTE T., BUGALHO M. 2014 – *Effects of deer on the post-fire recovery of a Mediterranean plant community in Central Portugal*. *Journal of Forest Research*, 19 (2): 276–284.
- SKARIN A. 2004 – *Hierarchical foraging in northern ungulates*. Swedish University of Agricultural Sciences Department of Animal Breeding and Genetics Uppsala.
- SKARPE C., HESTER A. 2008 – *Plant traits, browsing and grazing herbivores, and vegetation dynamics*. In: Gordon I., Prins H. (Eds.), *The Ecology of Browsing and Grazing*. Springer Ecological Studies, pp. 217–261.
- SMIT C., KUIJPER D.P.J., PRENTICE D., WASSEN M., CROMSIGT J. 2012 – *Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland*. *Forest Ecology and Management*, 284: 133–141.
- SPEED J., AUSTRHEIM G., HESTER A., SOLBERG E., TREMBLAY J. 2013 – *Regional-scale alteration of clear-cut forest regeneration caused by moose browsing*. *Forest Ecology and Management*, 289: 289–299.
- STOLTER C., BALL J., JULKUNEN-TIITTO R. 2013 – *Seasonal differences in the relative importance of specific phenolics and twig morphology result in contrasting patterns of foraging by a generalist herbivore*. *Canadian Journal of Zoology*, 91 (5): 338–347.
- STORMS D., SAID S., FRITZ H., HAMANN J., SAINT-ANDRIEU C., KLEIN F. 2006 – *Influence of hurricane Lothar on red and roe deer winter diets in the Northern Vosges, France*. *Forest Ecology and Management*, 237 (1-3): 164–169.

- SUOMINEN O., PERSSON I., DANELL K., BERGSTRÖM R., PASTOR J. 2008 – *Impact of simulated moose densities on abundance and richness of vegetation, herbivorous and predatory arthropods along a productivity gradient*. *Ecography*, 31 (5): 636–645.
- TABACCHI G., DI COSMO L., GASPARINI P., MORELLI S., 2011 – *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea*. Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Trento.
- TAKATSUKI S., 2009 – *Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review*. *Biological Conservation*, 142, 1922–1929.
- TANENTZAP A., BAZELY D.D.R.D., KOH S., TIMCISKA M., HAGGITH E., CARLETON T.T., COOMES D., 2011 – *Seeing the forest for the deer: Do reductions in deer-disturbance lead to forest recovery?* *Biological Conservation*, 144 (1): 376–382.
- TANENTZAP A., KIRBY K., GOLDBERG E. 2012a – *Slow responses of ecosystems to reductions in deer (Cervidae) populations and strategies for achieving recovery*. *Forest Ecology and Management*, 264: 159–166.
- TANENTZAP A., MOUNTFORD E., COOKE A., COOMES D. 2012b – *The more stems the merrier: advantages of multi-stemmed architecture for the demography of understorey trees in a temperate broadleaf woodland*. *Journal of Ecology*, 100 (1): 171–183.
- TANENTZAP A., ZOU J., COOMES D. 2013 – *Getting the biggest birch for the bang: restoring and expanding upland birchwoods in the Scottish Highlands by managing red deer*. *Ecology and evolution*, 3 (7): 1890–1901.
- THEUERKAUF J., ROUYS S. 2008 – *Habitat selection by ungulates in relation to predation risk by wolves and humans in the Białowieża Forest, Poland*. *Forest Ecology and Management*, 256 (6): 1325–1332.
- TOSO S. 2013 – *Presentazione*. In: Raganella Pelliccioni E., Riga F., Toso S. (Eds.), *Linee Guida per La Gestione Degli Ungulati. Cervidi E Bovidi*. ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- TRAVAGLINI D., BOTTALICO F., MEMOLI A. 2014 – *Le Macroaree di Studio. Relazione GEFORUS*. Accademia Italiana di Scienze Forestali.
- VACCHIANO G., MAGNANI F., COLLALTI A., 2012 – *Modeling Italian forests: state of the art and future challenges*. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 5: 113–120.
- VADI E. 2013 – *Struttura di Popolazione e uso dell'Habitat degli Ungulati presenti a Vallombrosa*. Tesi di laurea. Facoltà di Agraria Università degli Studi di Firenze.
- VAN BEEST F., GUNDERSEN H., MATHISEN K.M., MILNER J.M., SKARPE C. 2010a – *Long-term browsing impact around diversionary feeding stations for moose in Southern Norway*. *Forest Ecology and Management*, 259 (10): 1900–1911.

- VAN BEEST F., MYSTERUD A., LOE L.E., MILNER J.M. 2010b – *Forage quantity, quality and depletion as scale-dependent mechanisms driving habitat selection of a large browsing herbivore*. *The Journal of Animal Ecology*, 79 (4): 910–922.
- VAN GINKEL H., KUIJPER D.P.J., CHURSKI M., ZUB K., SZAFRAŃSKA P., SMIT C. 2013 – *Safe for saplings not safe for seeds: Quercus robur recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland*. *Forest Ecology and Management*, 304: 73–79.
- VAN WIEREN S., GROOT BRUINDERINK G., 2010 – *Ungulates and their management in the Netherlands*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 165–183.
- VASILIAUSKAS R., STENLID J. 1998 – *Discoloration following bark stripping wounds on Fraxinus excelsior*. *European Journal of Forest Pathology*, 28: 383–390.
- VAZZANO E., QUILGHINI G., TRAVAGLINI D., NOCENTINI S. 2011 – *Evoluzione della copertura forestale nella Foresta della Lama (Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi) dal Piano di assestamento di Siemoni e Seeland del 1837 a oggi*. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 8: 78–87.
- VESTERLUND S.R., SUOMINEN O., BERGSTRÖM R., DANELL K., PERSSON I.L. 2012 – *The impact of simulated moose densities on conifer aphids along a productivity gradient*. *Ecography*, 35 (2): 105–112.
- VINCI A., GARDIN L. 2002 – *Catalogo dei Suoli della Carta dei Suoli Della Toscana in Scala 1:250.000*. Progetto “Carta dei suoli d’Italia in scala 1:250 000” Programma interregionale “Agricoltura e Qualità”, misura 5. Regione Toscana Direzione Generale Sviluppo Economico Settore Foreste e Patrimonio Agro-Forestale.
- VINGADA J., FONSECA C., CANCELA J., FERREIRA J., EIRA C. 2010 – *Ungulates and their management in Portugal*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 392–419.
- VOSPERNIK S. 2006 – *Probability of bark stripping damage by red deer (Cervus elaphus) in Austria*. *Silva Fennica*, 40: 589–601.
- VOSPERNIK S., REIMOSER S. 2008 – *Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management*. *Forest Ecology and Management*, 255 (3-4): 530–545.
- WAGNER S., NOCENTINI S., HUTH F., HOOGSTRA-KLEIN M. 2014 – *Forest Management Approaches for Coping with the Uncertainty of Climate Change: Trade-Offs in Service Provisioning and Adaptability*. *Ecology and Society*, 19 (1): 32.
- WALLGREN M., BERGSTRÖM R., BERGQVIST G., OLSSON M. 2013 – *Spatial distribution of browsing and tree damage by moose in young pine forests, with implications for the forest industry*. *Forest Ecology and Management*, 305: 229–238.

- WAM H., HJELJORD O., SOLBERG E. 2010 – *Differential forage use makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (Alces Alces)*. Canadian Journal of Zoology, 88 (12): 1179–1191.
- WARD A., WHITE P., WALKER N., CRITCHLEY C. 2008 – *Conifer leader browsing by roe deer in English upland forests: Effects of deer density and understorey vegetation*. Forest Ecology and Management, 256 (6): 1333–1338.
- WAWRZYNIAK P., JEDRZEJEWSKI W JEDRZEJEWSKA B., BOROWIK T. 2010 – *Ungulates and their management in Poland*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), European Ungulates and Their Management in the 21st Century. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 223–242.
- WEISBERG P., BUGMANN H. 2003 – *Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape*. Forest Ecology and Management, 181 (1-2): 1–12.
- WEISBERG P.P.J., BONAVIA F., BUGMANN H. 2005 – *Modeling the interacting effects of browsing and shading on mountain forest tree regeneration (Picea abies)*. Ecological Modelling, 185 (2-4): 213–230.
- WELCH D., SCOTT D. 1998 – *Bark-stripping damage by red deer in a Sitka spruce forest in western Scotland: IV. Survival and performance of wounded trees*. Forestry, 71: 225–235.
- WELCH D., SCOTT D. 2008 – *An estimate of timber degrade in Sitka spruce due to bark stripping by deer in a Scottish plantation*. Forestry, 81: 489–497.
- WELCH D., SCOTT D., ELSTON D. 2013 – *Declining incidence of multi-trunking over time in a Scottish plantation of Picea sitchensis*. Scandinavian Journal of Forest Research, 28 (1): 17–27.
- WHITE M., 2012 – *Long-term effects of deer browsing: Composition, structure and productivity in a northeastern Minnesota old-growth forest*. Forest Ecology and Management, 269: 222–228.
- WISDOM M., VAVRA M., BOYD J., HEMSTROM M., AGER A., JOHNSON B., 2006 – *Understanding ungulate herbivory-episodic disturbance effects on vegetation dynamics: knowledge gaps and management needs*. Wildlife Society Bulletin, 34 (2): 283–292.
- WOTSCHIKOWSKY U. 2010 – *Ungulates and their management in Germany*. In: Apollonio M., Andersen R., Putman R. (Eds.), European Ungulates and Their Management in the 21st Century. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 201–222.
- WULFF S., 2011 – *Monitoring Forest Damage. Methods and Development in Sweden*. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forestry Department of Forest Resource Management.
- ZAMORA R., GÓMEZ J., HÓDAR J., CASTRO J., GARCÍA D. 2001 – *Effect of browsing by ungulates on sapling growth of Scots pine in a Mediterranean environment: consequences for forest regeneration*. Forest Ecology and Management, 144 (1-3): 33–42.