

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

Dipartimento di tecnologie, ingegneria, e scienze dell'Ambiente e delle Foreste - DAF

Corso di dottorato di ricerca in
Scienze e Tecnologie per la Gestione Forestale e Ambientale
XXIII ciclo

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.

AGR/05

Coordinatore: Prof. Gianluca Piovesan

Firma:

Tutor: Prof. Roberto Mercurio

Firma:

Dottorando: Francesco Scarfò

Firma:

Acronimi utilizzati nel testo

AdM = Area di Monitoraggio

AIC = Akaike Information Criterion

auROC = area under Receiver Operating Characteristic

CR1 = Classe di Rinnovazione 1 (0-10 cm)

CR2 = Classe di Rinnovazione 2 (10-150 cm)

CR3 = Classe di Rinnovazione 3 (>150 cm)

dev.st = deviazione standard della media

EE = aree Escluse dall'Erbivoria

IPU = indice di presenza degli ungulati (n. escrementi / m²)

LF = lunghezza del getto apicale (Light Factor) (cm)

MIU = Mortalità Indotta dagli Ungulati (%)

MN = Mortalità Naturale (%)

NEE1 = aree Non Escluse dall'Erbivoria (disturbo basso)

NEE2 = aree Non Escluse dall'Erbivoria (disturbo alto)

PAR = Photosintetic Active Radiation ($\mu\text{m m}^2$)

ROC = Receiver Operating Characteristic

SAdM = Sub Aree di Monitoraggio

SIC = Sito d'Interesse Comunitario

US = Umidità del Suolo (Volumetric Water Content; %)

Sommario

Indice delle tabelle	4
Indice delle figure	5
PREMESSA	7
1. INTRODUZIONE	13
1.1 Stato dell'arte sulle conoscenze delle interazioni bosco-erbivori nell'area studio	17
1.2 Scopo del lavoro.....	18
2. MATERIALI E METODI.....	19
2.1 L'area studio	19
2.1.1 Clima e inquadramento fitoclimatico	21
2.1.2 Geologia	25
2.1.3 Pedologia.....	26
2.2 Il disegno sperimentale e la descrizione dei dati.....	27
2.2.1 Analisi e valutazione dell'erbivoria	29
2.2.3 Analisi della sopravvivenza dei semenzali.....	30
2.2.4 Indice di Presenza degli Ungulati (IPU)	32
3. RISULTATI.....	33
3.1 Differenze fra i blocchi	33
3.2 Altezza ed incremento di altezza della rinnovazione naturale	36
3.3 Mortalità della rinnovazione naturale ed erbivoria cronica (magnitudo del disturbo).....	38
3.4 Modello di sopravvivenza dei semenzali di abete bianco	42
3.5 Frequenza del disturbo	44
4. DISCUSSIONE.....	46
5. CONCLUSIONI.....	56
BIBLIOGRAFIA	58
RINGRAZIAMENTI.....	69
ALLEGATO 1.....	70

Indice delle tabelle

Tab. 1 Valori dell'ANOVA per le precipitazioni.....	24
Tab. 2 Parametri del modello di sopravvivenza. ESC_MED = numero medio di escrementi a ettaro (n. ha^{-1}); ETA = età dei semenzali (anni). In parentesi, p -value. ⁽¹⁾ Akaike's Information Criterion. ⁽²⁾ Area sotto la curva ROC. ^(*) Significativo $\alpha = 0.05$. ^(**) Significativo $\alpha = 0.01$	42
Tab. 3 Classificazione della severità nell'area studio (media $\pm$ dev.st). ⁽¹⁾ percentuale della rinnovazione morta nel periodo di monitoraggio a causa della MIU.	50
Tab. 4 Mortalità nel periodo di monitoraggio e confronti fra MIU e MN (%).	55

Indice delle figure

Fig. 1 Sovrapposizione fra i limiti della regione Mediterranea (Quezel Medail 2003, linea rossa) e l'areale dell'abete bianco (EUFORGEN 2008, aree verdi). La freccia in giallo indica la localizzazione dello dell'area studio.	19
Fig. 2 Inquadramento del bosco misto abete-faggio.	20
Fig. 3 Diagramma ombro-termico di Walter e Lieth. Legenda: area verde = periodo di siccità; area con linee verticali = periodo piovoso; area nera = periodo di <i>surplus</i> idrico; T = temperatura media annua; P = precipitazione medie annua. Sull'asse delle ascisse: area nera = periodo di neve; linee oblique = rischio di gelate.	22
Fig. 4 Variazione dell'indice di De Martonne e Gottam per il periodo 1920-2000 (in rosso valori aberranti).	23
Fig. 5 Caratteristiche climatiche dell'area studio secondo Rivas Martinez (1993). Legenda: linee bianche = isoipse equidistanza 100 m; area marrone = termotipo mesomediterraneo; area verde = termotipo supratemperato.	25
Fig. 6 Rappresentazione schematica delle AdM.	28
Fig. 7 Diagramma di flusso della procedura logistica suddivisa in tre fasi: input, processing e output.	32
Fig. 8 Valori della PAR (A), di LF (B) e della US (C).	34
Fig. 9 Densità della rinnovazione naturale ad inizio periodo di monitoraggio (Set-08) lettere minuscole differenti indicano differenza significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).	34
Fig. 10 Altezze della rinnovazione naturale ad inizio periodo di monitoraggio (Set-08) lettere minuscole differenti indicano differenza significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).	35
Fig. 11 Età media della rinnovazione naturale. Lettere minuscole differenti indicano differenza significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).	35
Fig. 12 Indice di abbondanza degli ungulati (IAU) nelle aree di monitoraggio; lettere minuscoli differenti indicano differenze significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).	36
Fig. 13 Dinamica dell'IPU nel periodo di monitoraggio (EE = aree escluse dall'erbivoria; NEE = aree non escluse dall'erbivoria NEE1+NEE2).	36
Fig. 14 Distribuzione percentuale della rinnovazione naturale in classi di altezza.	37
Fig. 15 Incremento di altezza nel controllo e nelle tesi. Lettere minuscoli differenti indicano differenze significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).	37
Fig. 16 Proiezioni dell'accrescimento in altezza della rinnovazione naturale nel controllo EE e nelle tesi NEE1 e NEE2 sulla base dell'incremento di altezza calcolato nel periodo di monitoraggio.	38
Fig. 17 Curva di sopravvivenza della rinnovazione di abete bianco in relazione alla MIU.	39

Fig. 18 Curva di sopravvivenza della rinnovazione di abete bianco in relazione alla MN.....	39
Fig. 19 Distribuzione percentuale per classi di altezza delle piante morte a causa della MIU (A) e della MN (B).....	40
Fig. 20 Rinnovazione di abete bianco sottocopertura e danneggiata dagli ungulati (aree NEE2).	41
Fig. 21 Erbivoria cronica nel periodo di monitoraggio.....	41
Fig. 22 Variabili esplicative e statistiche descrittive del modello logistico di sopravvivenza dei semenzali di abete bianco ($c = auROC$).....	43
Fig. 23 Curve di sopravvivenza alla MIU della rinnovazione di abete bianco nell'area studio. È stato scelto di rappresentare gli escrementi a ettaro anziché l'IPU sull'asse delle ordinate perché il numero di escrementi a ettaro è una grandezza più pratica e più intuitiva.	43
Fig. 24 Frequenza del disturbo espressa come percentuale di piante morte in un periodo di 6 mesi durante il monitoraggio.....	45
Fig. 25 Le foto mettono a confronto soggetti localizzati in corrispondenza di <i>gaps</i> nelle aree NEE1 (a sinistra) e nelle aree EE (a destra). Nelle aree NEE1 la dominanza apicale risulta bloccata a causa dell'erbivoria cronica mentre nelle aree EE l'assenza del disturbo consente lo sviluppo apicale tipico delle conifere.....	51
Fig. 26 Curve di sopravvivenza: i punti A, B e C indicano il passaggio dalle aree NEE1 a NEE2 (in base al numero di escrementi massimo registrato nelle aree NEE1). Si nota come la probabilità di sopravvivenza è più alta per la rinnovazione adulta (C) rispetto a quella giovane (A).....	52

PREMESSA

I disturbi: generalità, definizione e caratteristiche

Lo studio dei disturbi degli ecosistemi forestali è una disciplina giovane che pone le sue basi sull'ecologia forestale e sullo studio della vegetazione forestale. L'inizio dell'interesse degli scienziati nei confronti dei disturbi forestali può essere ricondotto alla nascita dell'ecologia moderna di cui i botanici ed ecologi Arthur George Tansley (1871-1955), Frederic Edward Clements (1874-1945) e lo zoologo Charles Elton (1900-1991) gettarono le basi. Le teorie dei sistemi biologici o aperti che ne scaturirono contribuirono alla comprensione delle dinamiche naturali quali conseguenza dei disturbi.

I disturbi hanno un ruolo fondamentale per le foreste, essi rappresentano una forte spinta: 1) per l'innescare di dinamiche e della rinnovazione naturale attraverso cambiamenti strutturali più o meno profondi; 2) per l'innescare di successioni secondarie e della biodiversità (Pickett e White 1985; Foster 1988; Runkle 1990; Attiwill 1994; Peterken 1996). I disturbi possono apportare diversi tipi di cambiamenti negli ecosistemi forestali: 1) inducendo mortalità delle specie dominanti o individui all'interno di *patch* (Battles e Fahey 1996); 2) apportando cambiamenti strutturali e creazione di nuovi habitat (Jonsson e Esseen 1990; Oliver e Larson 1990); 3) creazione di pattern a livello di paesaggio (Foster e Boose 1992; Johnson et al. 1995); 4) creando nicchie per la rinnovazione naturale (Takashi 1994; Gray e Spies 1996); 5) inducendo dei cambiamenti a livello dei cicli biogeochimici (Bormann et al. 1995).

Gli studi sui disturbi degli ecosistemi forestali vengono generalmente eseguiti per: 1) l'analisi delle dinamiche naturali responsabili delle successioni primarie e secondarie (Barnes 1998); 2) l'analisi del funzionamento e la comprensione delle dinamiche naturali (Lindenmayer e Franklin 1997; Palik et al. 2002; Varner et al. 2003); 3) ricostruire la storia di un popolamento forestale (Frehelic 2002); 4) formulare ipotesi di gestione sostenibile (Mercurio 2010).

Secondo Pickett e White (1985) e Walker (1999) un disturbo può essere considerato come *un evento relativamente discreto nello spazio e nel tempo che altera la struttura*

dei popolamenti, comunità, e degli ecosistemi e/o cambia le risorse, la disponibilità di nutrienti o l'ambiente fisico. Mentre secondo Barnes et al. (1998) un disturbo è considerato come *ogni evento relativamente discreto nel tempo che distrugge gli ecosistemi, la loro composizione, struttura e funzionamento.* Secondo Oliver e Larson (1996) tutti gli eventi che rendono disponibile nuovo spazio di crescita (*growth space*) vanno considerati come disturbi (riprendendo in parte il pensiero di altri autori). In questo senso la selvicoltura è da considerare un disturbo: passaggio dalle vecchie alle nuove generazioni di alberi (Mercurio 2010).

Da quanto esposto è possibile affermare che un disturbo presenta le seguenti caratteristiche: 1) è relativamente discreto nello spazio e nel tempo; 2) altera o distruggere la struttura, il funzionamento o la composizione di un popolamento; 3) è causa di cambiamenti della disponibilità di risorse e/o delle componenti biotiche ed abiotiche di un ecosistema forestale.

Da un punto di vista eco-sistemico può essere registrato come un'anomalia: 1) delle componenti abiotiche (variazioni del regime di luce, di temperatura di disponibilità idrica, degli orizzonti pedologici) e biotiche (variazioni di biomassa arborea e/o animale ecc.) di un ecosistema forestale; 2) di una sua caratteristica strutturale (verticale e/o orizzontale della vegetazione arborea) e/o funzionale (innescò e/o variazione e/o interruzione delle dinamiche in atto). I disturbi sono quindi eventi di origine naturale o antropica che hanno la capacità di modificare gli ecosistemi forestali a livelli e scale diverse (Collin 1978; Oliver 1981; Picket e White 1985, Attiwill 1993; Attiwill 1994b; Perry 1994; Angelstam 1996; Chao Li e Michael 1996; Oliver e Larson 1996; Barnes et al. 1998; Rundel et al. 1998; Lavorel 1999; Frelich 2002; Busing et al. 2009).

È interessante notare come le componenti di un ecosistema possano rappresentare esse stesse un disturbo, così è difficile distinguere l'azione indesiderata da prevenire da quella desiderata da favorire. Per questo motivo l'interesse del ricercatore è quello di studiare i cambiamenti generati dai disturbi in modo indifferenziato.

Un aspetto di difficile comprensione che scaturisce dalla revisione della letteratura forestale è la classificazione dei disturbi. Questa può essere fatta in base: 1) alla natura del disturbo, (es.: esogeni e/o endogeni; Perry 1994) di origine antropica o naturale; 2)

al tipo di successione che possono innescare (primaria o secondaria; Barnes et al. 1998); 3) alle intrinseche caratteristiche fondamentali (vedi avanti nel testo). In questo lavoro i disturbi vengono classificati in due categorie: disturbi naturali e disturbi antropici. Fra quelli naturali è possibile distinguere: 1) i disturbi di natura abiotica (fuoco, vento, frane, alluvioni, cambiamenti climatici, terremoti, maremoti, eruzioni vulcaniche, ecc.); 2) i disturbi di natura biotica (erbivori, insetti, funghi, virus). Fra i disturbi antropici è possibile distinguere i tagli irrazionali, il turismo, il fuoco, l'inquinamento, la costruzione di infrastrutture, l'urbanizzazione, la crescita della popolazione umana (Tab. 1).

Tab. 1 Categorie e tipi di disturbi degli ecosistemi forestali (da Quine et al. 1999 modificata)

Disturbi naturali	Abiotici	fuoco, vento, frane, alluvioni, cambiamenti climatici, terremoti, maremoti, eruzioni vulcaniche, ecc..
	Biotici	erbivori, insetti, funghi, virus.
Disturbi antropici		tagli irrazionali, turismo, fuoco, inquinamento, costruzione di infrastrutture, urbanizzazione, aumento della popolazione umana.

La determinazione qualitativa e quantitativa dei disturbi si basa su quelle che possono essere definite le caratteristiche fondamentali dei disturbi (*disturbance characteristics*): 1) la magnitudo (*intensity* e *severity*); 2) la frequenza (*frequency*) o scala temporale; 3) la scala spaziale (*spatial-scale*); 4) l'interazione con altre tipologie di disturbo (*disturbance interactions*); 5) gli strascichi biologici e fisici (*legacy*). Il regime dei disturbi viene studiato attraverso la descrizione delle caratteristiche fondamentali. Se in un ecosistema forestale non è possibile definire una delle cinque caratteristiche il regime di disturbi viene indicato come instabile (Vitousek e White 1981; Glenn-Lewin e Van der Maarel 1992; Frelich 2002). Nella realtà è molto difficile poter analizzare tutte e cinque le caratteristiche e, generalmente, gli studi sui disturbi prendono in considerazione solo alcune delle caratteristiche fondamentali.

La magnitudo comprende la determinazione della intensità e della severità. L'intensità di un disturbo è l'ammontare di energia rilasciata dall'evento (misurabile in

watt, joule per unità di misura). La severità è l'ammontare di biomassa che muore in relazione all'evento di disturbo e varia a seconda della scala di riferimento (un singolo albero o un'intera foresta a scala di paesaggio). È possibile distinguere eventi caratterizzati da intensità elevata e bassa severità o viceversa. Frelich (2002) distingue 3 classi di severità: 1) disturbi a severità bassa. Quelli che distruggono piccoli lembi di foresta, la morte di singoli alberi di grandi dimensioni che danno vita a buche (*gaps*; *sensu* Mercurio e Mercurio 2008); 2) disturbi a severità media. Quelli che distruggono una grande parte di foresta lasciando però collegamenti con la foresta originaria come rinnovazione naturale e alberi di grandi dimensioni. Le tempeste di vento ed il taglio raso rappresentano degli esempi; 3) disturbi a severità alta. Quelli che distruggono tutte le componenti dell'ecosistema forestale. Sono esempi il taglio raso seguito dall'abbruciamento della materiale a terra o eventi catastrofici.

La frequenza (o scala temporale) è una caratteristica importante per stabilire il regime di un disturbo. Essa deve essere espressa in funzione della scala di indagine come il numero di eventi che si verificano nell'unità di tempo. La frequenza consente di poter stabilire il periodo di ritorno di un evento.

I disturbi che caratterizzano gli ecosistemi forestali hanno delle caratteristiche comuni (Barnes et al. 1998; Perry 1994):

- il regime è generalmente caratterizzato meno frequentemente da un complesso insieme di eventi a larga scala e più frequentemente da eventi a piccola scala;
- ogni singolo evento di disturbo può essere il risultato di numerosi fattori interconnessi. Inoltre il regime dei disturbi di un particolare ecosistema non può essere compreso se isolato, bensì esso è legato al sistema con cui è interconnesso e con gli eventi che si riscontrano all'interno del bioma;
- i disturbi naturali, piuttosto che essere considerati eventi indesiderati da prevenire, spesso sono la causa del ripristino dell'ecosistema e della diversificazione del paesaggio. I disturbi "alieni" (di cui gli organismi appartenenti al sistema non sono adattati) rappresentano un discorso a parte.

I disturbi delle foreste sono in netto contrasto con le successioni primarie: in tutti gli ecosistemi forestali i disturbi, o altre azioni capaci di alterare la composizione, la

struttura e la funzione dell'ecosistema, sono causa di re-innesco di successioni secondarie (Barnes et al. 1998). È necessario, da un punto di vista eco-sistemico, prendere in considerazione i seguenti aspetti:

- *scala (pattern)* del disturbo (globale, regionale, locale, ecc.);
- *siti creati e cambiati* (va intesa come la capacità di modificazione e di ripristino di siti comprese le modifiche che un disturbo causa ai fattori ecologici: luce, acqua, temperatura ecc.);
- *effetti differenziali dei disturbi* (es.: fuoco di chioma, di superficie, di terra, ecc.)
- *esclusione di un disturbo* (come per paradosso la mancanza di un particolare disturbo può essere considerato un disturbo stesso; es.: la mancanza del fuoco può essere un disturbo per determinati ecosistemi);
- *interazione fra disturbi diversi* (fuoco, pascolo, gelo, funghi, ecc.)
- *strascichi biologici e fisici* (biologici: i disturbi possono lasciare carbonio organico; fisici: i disturbi possono essere seguiti da modificazioni degli orizzonti minerali del suolo);
- *disturbi di origine antropica* (taglio raso; Franklin 1995; costruzione di infrastrutture, ecc.).

Il regime dei disturbi è stato oggetto di studio da parte di molti autori per poter spiegare anche la ricchezza specifica di un ecosistema. In questo senso una ipotesi che ha avuto molti consensi, e successive dimostrazioni, è quella della perturbazione intermedia (*Intermediate Disturbance Hypothesis*, IDH; Connell 1978) utilizzata inizialmente per spiegare la ricchezza specifica nelle foreste pluviali tropicali e nelle scogliere madreporiche. Secondo questa ipotesi la ricchezza specifica è massima quando il regime di disturbo è intermedio. Successivamente questa teoria è stata messa in discussione da Schilck et al. (1997) con uno studio eseguito in Sud Africa sugli arbusteti mediterranei (*fynbos*) in cui il fuoco rappresenta il disturbo principale.

In ambiente Mediterraneo la letteratura indica come principali fattori di disturbo il fuoco, la fauna selvatica, il pascolo, l'impatto di insetti fitofagi e l'impatto dei funghi patogeni (Mercurio 2010). A questi devono essere aggiunti il ruolo ancora incerto dei

cambiamenti climatici e il ruolo dell'uomo inteso come aumento della popolazione e quindi come sottrazione di habitat.

1. INTRODUZIONE

Il Mediterraneo è considerato un dei 25 *hotspot* di biodiversità del nostro pianeta (Mayer et al. 2000). I popolamenti di abete bianco delle Serre sono considerati come un relitto di un'alta variabilità genetica (Kramer 1984; Ducci et al. 1998). Giacobbe (1974) distingueva una var. *apennina* e Larsen (1986 a, b), Bergmann e Kownatzki (1988), Hansen e Bo Larsen (2004) hanno sintetizzato le differenze ecologiche delle provenienze di Serra San Bruno dalle quelle del Centro Europa. Gli ecotipi dell'Aspromonte sono rimasti isolati da quelli europei per molto tempo. Vendramin et al. (1995), Vicario et al. (1995) e Ducci et al. (2000) hanno dimostrato una significativa distanza genetica dagli ecotipi centro europei e, in particolare, di quelli Aspromontani da quelli dei popolamenti relitti di *Abies nebrodensis* Lojac. (Mattei) in Sicilia.

L'abete bianco in purezza o consociato con il faggio (*Abieti-Fagetum*; ElleMBERGER 1988) è una specie chiave per la selvicoltura e l'economia montana del centro e del Sud Europa (Senn e Suter 2003).

Lo studio dei disturbi sull'abete bianco delle Serre risulta di grande interesse vista la sua posizione al limite Sud del suo areale Europeo e di tutto il Mediterraneo per la sua conservazione e per il mantenimento della biodiversità. La tutela della biodiversità deve essere intesa come il mantenimento delle caratteristiche vegetazionali che contraddistingue queste cenosi forestali e mantenendo la partecipazione dell'abete bianco che assume un obiettivo prioritario della Gestione Forestale Sostenibile studiandone le tecniche culturali appropriate ed i fattori di disturbo in atto che potrebbero innescare fenomeni di degrado del bosco (*sensu* Mercurio 2010).

Uno degli elementi che esprime la funzionalità di un bosco e la capacità di rinnovazione naturale. La rinnovazione naturale dell'abete bianco è soggetta all'impatto dell'erbivoria in tutto il suo areale (Senn e Suter 2002). Molti sono i contributi sull'interazione fra questa specie e gli erbivori (ungulati) nel centro Europa e nelle Alpi (Eiberle e Zehnder 1985; Gill 1992; Motta 1996). Nelle foreste delle Alpi è noto che questo disturbo può distruggere il 100% della rinnovazione naturale dell'abete bianco

(Eiberle 1989; Motta 1996). Da quando è stato registrato un declino dell'abbondanza e della distribuzione dell'abete bianco (Brinkmann 1997; Brassel e Brändli 1999), l'erbivoria è stato considerato il disturbo principale quale minaccia della sopravvivenza a lungo termine a livello regionale per questa specie (Ott 1989).

Scarsi sono gli studi sugli effetti dell'erbivoria per l'abete bianco in ambiente Mediterraneo e questo studio rappresenta un primo contributo per la comprensione del fenomeno e le implicazioni per la gestione e la conservazione in questo ambiente.

L'impatto dell'erbivoria causata dagli ungulati è di rilevante importanza (Egli 1998; Zamora et al. 2001; Focardi e Tinelli 2005) in ambiente Mediterraneo; essa ha origini molto antiche e viene documentata a partire dalla comparsa delle civiltà etrusca (Gabrielli 2006) e greca (De Capua 1995) e, più generalmente, dal momento in cui l'uomo cominciò a addomesticare le bestie per scopi agricoli e di sostentamento personale. In ambiente Mediterraneo il problema del pascolo è un disturbo collegato principalmente con la presenza dell'uomo che ne trae benefici economici e di sostentamento. Gli effetti negativi in questi ecosistemi sono dovuti soprattutto al carico (capi ha^{-1}), al periodo di pascolamento (n. giorni $anno^{-1}$) e alla pratica annessa di appiccare fuoco per rinnovare il cotico erboso che fornisce l'alimentazione per gli animali (Baudry e Asselin 1991).

In questo studio i lemmi "erbivoria" e "pascolamento" sono equiparati, con erbivoria si intende il disturbo causato dagli animali (mammiferi) alle piante. L'erbivoria è un disturbo abbastanza studiato negli ecosistemi forestali terrestri (Cereti et al. 1990; Bagnaresi et al. 1990; Bryant 1991; Montemurro et al. 1993a; Montemurro et al. 1993b; Motta 1996; Naimann 1998; Senn e Suter 2002; du Toit 2003; Motta 2003; Figureola e Green 2004; Manrique Rosa et al. 2007; Becerra et Bustamante 2008; Muñoz et al. 2009) e gli effetti sopra gli ecosistemi forestali possono essere profondi, in quanto può determinarne effetti negativi sulle dinamiche e la struttura in misura maggiore se connessa ad altri disturbi naturali o antropici (Rundel et al. 1992; Trabaud e Prodon 1993; Harmer 2001). La frequenza e la magnitudo di questo disturbo si ripercuotono sulla biodiversità e la resilienza degli ecosistemi forestali (Naveh 1990; Huntley 1991;

Van Wieren et al. 2008) e, in particolare, i cambiamenti a livello di biodiversità possono risultare desiderati o indesiderati (Webster et al. 2005, Sumanta et al. 2006; Marty et al. 2007; Burns et al. 2009; Haarmeyer et al. 2010; Kotowska Agnieszka et al. 2010) a seconda degli obiettivi ecologico-gestionali prefissati.

Gli ungulati possono facilitare la riproduzione sessuale delle piante trasportando polline (du Toit 2003) e/o disperdere semi che si attaccano al loro corpo o che vengono defecati dopo l'ingestione (Bodmer e Ward 2006). Il morso degli erbivori causa scompensi nell'allocazione delle risorse all'interno delle piante (Focardi e Tinelli 2005; Pratt et al. 2005; Stevens et al. 2008) e la risposta delle specie legnose dipende molto anche dalla stagione e dalla disponibilità di risorse al livello del suolo (Bryant et al. 1989).

L'erbivoria è un fenomeno che può influenzare l'affermazione della rinnovazione naturale delle specie legnose soprattutto in ambiente Mediterraneo (Zamora et al. 2001; Becerra e Bustamante 2008; Didion et al. 2009). Secondo Andrew et al. (2000) i fenomeni che influenzano l'affermazione della rinnovazione naturale delle specie legnose possono essere ricondotti a: 1) condizioni ecologiche favorevoli (luce, acqua, suolo); 2) la presenza di micorizze per alcune specie; 3) un buon letto di semina (livelli ottimali di umidità del suolo e nutrienti) in modo che la radichetta possa arrivare al terreno minerale; 4) scarsa competizione; 5) bassi livelli di predazione ed erbivoria in modo tale che le giovani piantine possano arrivare ad un'altezza tale da non essere più suscettibili agli effetti degli ungulati. L'erbivoria causata dagli ungulati influenza le ultime tre condizioni.

Il pascolo ed il brucamento della biomassa vegetale può quindi causare effetti capaci di modificare le dinamiche degli ecosistemi forestali: 1) nelle aree in cui sono in atto processi di rinnovazione naturale (Relva e Veblen 1998; Rambo e Faeth 1999; Wardle et al. 2001; Relva et al. 2008) e di riconquista di territorio da parte del bosco; 2) nelle aree limite (superiori ed inferiori) di vegetazione; 3) nelle aree a scarsa vocazione forestale; 4) in aree protette (riserve, parchi, SIC, ecc.); 3) in aree in cui sono in atto azioni di restauro forestale (Mercurio 2010).

Il pascolo oltre all'azione diretta sulla componente vegetale e sulle dinamiche forestali può determinare: 1) la compattazione degli orizzonti superficiali del suolo limitando lo sviluppo della rinnovazione naturale (Augustine e McNaughton 1998; Bardget et al. 1998; Ford e Grace 1998) nelle prime fasi sviluppo (il calpestio, quando non è eccessivo, può favorire la rinnovazione di quelle specie a seme grosso e con tegumento molto spesso - pini mediterranei, querce, abeti - innescando anche fenomeni di selezione non naturale); 2) il rimescolamento degli orizzonti superficiali che può favorire lo sviluppo di specie non desiderate (Frank et al. 2000; Augustine e Frank 2001; Singer e Schoenecker 2003; Harrison e Bardgett 2008) soprattutto se vi sono scopi ecologico-gestionali prestabiliti; 3) un aumento del ruscellamento superficiale delle acque meteoriche; 4) l'innescare di fenomeni irreversibili di erosione del suolo a causa degli spostamenti degli animali che avvengono prevalentemente lungo lo stesso sentiero.

Gli studi sull'impatto dell'erbivoria in bosco vengono in genere eseguiti per: 1) analizzare gli effetti sulla biodiversità; 2) analizzare i cambiamenti che possono determinare sulla struttura e sulla funzionalità a scale diverse; 3) analizzare le connessioni con le popolazioni di micro-mammiferi; 4) analizzare le implicazioni sulla gestione forestale sostenibile in termini qualitativi e quantitativi.

Gli strumenti metodologici più adottati per lo studio di questo tipo di disturbo si rifanno alla materializzazione di aree di saggio al cui interno vengono condotte le analisi principalmente per: 1) rilevare gli effetti (e quindi le evidenze) provocate dall'erbivoria sull'ecosistema considerato; 2) confrontare differenti tesi. Solo recentemente, grazie agli sviluppi nel campo della modellistica forestale, sono stati fatti degli studi attraverso l'uso di modelli probabilistici (*process based model*) che tengono conto anche della componente animale (FORSPACE, Kramer et al. 2006). La maggior parte degli lavori analizzano il disturbo considerato in una forma semplificata, ovvero senza tenere conto delle interazioni con altri disturbi come il fuoco, gli insetti fitofagi, i funghi, le siccità (e quindi la mortalità causata da altri fattori; Senn e Suter 2002); solo una piccola parte si basa su sperimentazioni che superano i due anni e che tengono conto di disturbi diversi (Wisdom et al. 2006). Risulta interessante riportare

un'analisi condotta in ambiente Mediterraneo da Zamora et al. (2001) che, in una sperimentazione di 3 anni, hanno verificato che il picco di pressione del pascolo era stato registrato in corrispondenza dell'anno più siccitoso della serie. Questo è un dato che apre svariate ipotesi e che fa intendere il grado di incertezza nella possibilità di prevedere gli effetti dei cambiamenti climatici in atto sulla vegetazione forestale senza una visione olistica.

1.1 Stato dell'arte sulle conoscenze delle interazioni bosco-erbivori nell'area studio

Non si hanno conoscenze riguardo le relazioni bosco-fauna di ungulati nell'area studio (Parco Regionale delle Serre). Dalle analisi condotte nel corso di questo studio è stato potuto accertare che gli unici ungulati presenti che interagiscono con la rinnovazione naturale dell'abete bianco sono il cinghiale (*Sus scrofa* L.) e i bovini (razze diverse) che pascolano allo stato brado.

La consistenza dei bovini nell'area studio è di circa 0.13 capi ha⁻¹ (Azienda Sanitaria Provinciale di Vibo Valentia 2008) di cui il 50-60 % risulta allo stato brado e semibrado. Ma il reale problema è la quantificazione dei bovini non dichiarati e lasciati allo stato brado la cui entità risulta essere sconosciuta ma molto consistente. Dalle analisi condotte nel corso di questo studio è emerso che il pascolo dei bovini allo stato brado è presente in tutto l'arco dell'anno in modo particolare nel comune di Brognaturo (bosco Comunale e area del Lago Lacina) e nel bosco di Serra San Bruno. In queste aree i bovini vivono la loro vita incontrollati fino a quando non vengono catturati dai proprietari per la macellazione. Per quanto riguarda gli allevamenti, questi sono quasi assenti e i pochi presenti lasciano pascolare i bovini nei prati di proprietà o presi in affitto, anche in questo caso durante tutto l'anno. Non sono stati eseguiti monitoraggi sulla consistenza del pascolo nel Parco Regionale delle Serre, pertanto il reale valore della densità è sicuramente più elevato (fino a 3-5 (7) capi ha⁻¹).

Per quanto riguarda il cinghiale non è stato possibile risalire alla densità nell'area studio principalmente per due motivi: 1) la mancanza di studi specifici; 2) l'impossibilità di fare previsioni a causa dell'alto tasso di incremento annuo (80-150 %), dovute alle frequenti reintroduzioni, registrato per questa specie nell'ultimo ventennio

in tutta la penisola Italiana, principalmente nelle aree protette (Mattioli 2010), e nel Mediterraneo (Dìaz et al. 1997; Côtè et al. 2007). Gli effetti del cinghiale sulla rinnovazione naturale in bosco non sono molto chiari in quanto non sono state messe in atto sperimentazioni *ad hoc* per poterne saggiare le conseguenze.

1.2 Scopo del lavoro

In questo studio viene analizzato l'impatto degli ungulati in maniera indifferenziata come suggerito per gli studi sui disturbi da Picket e White (1985) e Barnes et al. (1998). In effetti, analizzare il disturbo in modo indifferenziato, consente di focalizzare l'attenzione del ricercatore sugli effetti causati dal disturbo considerato. Per questo motivo non vengono analizzati gli effetti dei cinghiali e dei bovini separatamente: entrambi possono modificare l'abbondanza e la distribuzione della rinnovazione di abete bianco.

Gli obiettivi sono stati scelti in base ad una analisi bibliografica sul disturbo considerato per questa specie che ha consentito di mettere in luce le principali carenze dal punto di vista scientifico riassunte di seguito: 1) la mortalità causata dall'erbivoria non viene in genere relazionata con la mortalità naturale; 2) l'effetto dell'erbivoria non viene in genere relazionata con le dinamiche di popolazione degli ungulati; 3) i dati ottenuti non forniscono strumenti per la gestione nel breve periodo e per la pianificazione nel lungo periodo.

In questo studio vengono analizzati gli effetti del disturbo prodotto dagli ungulati: 1) analizzando la mortalità indotta dagli ungulati (MIU) in relazione alla mortalità naturale (MN); 2) la MIU viene relazionata con indici di presenza degli ungulati; 3) viene fornito uno strumento di gestione nel breve periodo e per la pianificazione nel lungo periodo mediante l'implementazione di modelli probabilistici; 4) viene approfondito il concetto di soglia entro cui è possibile distinguere condizioni di degrado da condizioni di non degrado (*sensu* Mercurio 2010).

2. MATERIALI E METODI

2.1 L'area studio

L'area studio è collocata al limite Sud dell'areale dell'abete bianco in Europa e nel Mediterraneo (Fig. 1) nel bosco misto abete-faggio del demanio Comunale di Serra San Bruno (VV) (Fig. 2).



Fig. 1 Sovrapposizione fra i limiti della regione Mediterranea (Quézel e Médail 2003, linea rossa) e l'areale dell'abete bianco (EUFORGEN 2008, aree verdi). La freccia in giallo indica la localizzazione dello dell'area studio.

Secondo la classificazione tipologica di Mercurio e Spampinato (2006) il bosco misto abete-faggio è ascrivibile alle tipologie Abetina pura, Abetina con faggio e Faggeta ad agrifoglio con abete. Di seguito vengono riportati i riferimenti ai sistemi di classificazione nazionali ed europei: 1) 3. Boschi di abete bianco, 8. Faggete (Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio, INFC 2003) per le foreste italiane; 2) 42.15 Southern Apennine Silver fir Forests; 41.18 Southern Italian Beech Forests (Corine Biotopes Classification 1991); 3) 9510 Southern Apennine *Abies alba*; 9210* Apennine beech forests with *Taxus* and *Ilex* (Natura 2000 *Habitat Class*, EU Commission 1999); 4) 6.3.2 Subalpine and montane spruce and montane mixed spruce

silver fir forests; 7.3 Apennine-Corsican montane beech forests (European Forest Types, EEA 2006) per le foreste europee (che contiene riferimenti alle classificazioni EUNIS III livello e Direttiva Habitat 93/43/CEE).

Il bosco misto abete-faggio ha un'estensione di 683.73 ha. Da un punto di vista morfologico l'area è generalmente caratterizzata da zone che presentano debole pendenza (compresa tra 6 e 13 %), a zone con pendenza molto acclive (> 35 %). Le aree sommitali piuttosto arrotondate sono testimoni di un passato fenomeno di modellamento delle creste ad opera delle acque di dilavamento.

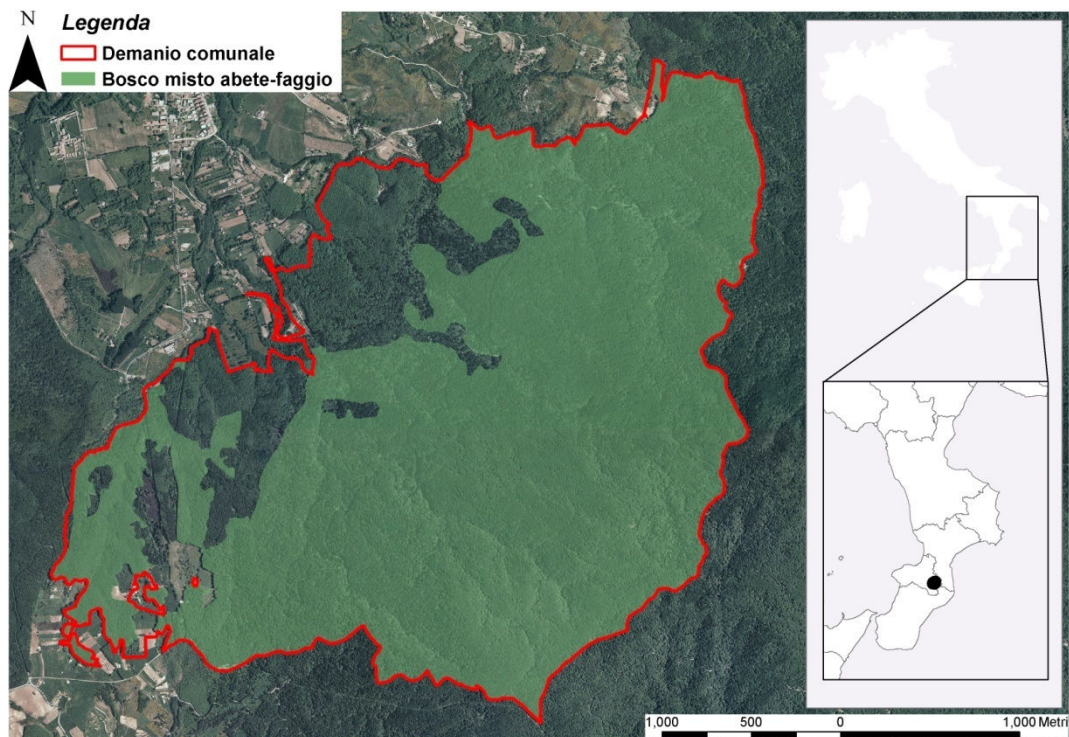


Fig. 2 Inquadramento del bosco misto abete-faggio.

Parte dei boschi di abete bianco è stata classificata ai sensi della ex L. 22/05/1973 n. 269 e segg., relativa alla produzione ed al commercio delle sementi e piante destinate al rimboschimento: Bosco da seme di abete bianco, Provenienza Serra San Bruno-Archiforo n. 106.

La maggior parte del bosco misto abete-faggio è inserito nel SIC ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/CEE: Bosco Stilo-Archiforo (codice sito IT9340121). La

percentuale di sovrapposizione fra l'area studio ed il SIC è del 74.1 % per un totale di 652.5 ha. Mentre la percentuale di sovrapposizione dell'area studio rispetto al SIC è del 14.7 %. Gli habitat, secondo la codifica NAT2000, presenti nella scheda del SIC sono¹: 1) 9220* - Faggeti degli Appennini con *Abies alba* Miller e faggeti con *Abies nebrodensis*; 2) 92A0 - Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba*. Nell'area studio è rappresentato solo l'habitat 9220*. L'unica specie di interesse comunitario riportata nella scheda del SIC è il chiroterro ferro di cavallo minore (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein 1800).

L'area studio è compresa nel Parco Naturale Regionale delle Serre istituito con L.R. n. 48 del 5 maggio 1990 e delimitato con Decreto del Presidente della Regione n. 138 del 16 dicembre 2003. In particolare secondo la zonizzazione prevista dal Piano del Parco Regionale delle Serre (Delibera n. 2 del 17 gennaio 2008) l'area studio ricade all'interno della zona B (Riserva Generale Orientata).

2.1.1 Clima e inquadramento fitoclimatico

Le precipitazioni medie annue sono di 1789 mm (periodo 1920-2009). Il massimo della piovosità si registra nei mesi invernali con medie mensili di 200 mm; abbastanza piovosi sono anche i mesi autunnali e primaverili. Da aprile in poi si ha un rapido calo delle precipitazioni che raggiungono valori medi mensili minimi di circa 20 mm nei mesi estivi. Le precipitazioni nevose sono abbondanti nei mesi invernali, soprattutto sui rilievi al di sopra dei 1000 m, dove la neve permane anche per lunghi periodi. I valori dell'umidità relativa dell'aria non scendono al di sotto del 60% (luglio), le correnti di umidità provenienti dal mar Tirreno favoriscono la formazione di nebbie anche nel periodo estivo e ciò contribuisce ad attenuare gli effetti negativi sulla vegetazione del periodo secco estivo (Fig. 3).

¹ Gli habitat contrassegnati con il simbolo (*) sono considerati, ai sensi dell'articolo 1 lettera d) della Direttiva Habitat, come habitat prioritari per la cui conservazione la Comunità ha una responsabilità particolare a causa dell'importanza della parte della loro area di distribuzione naturale compresa nel territorio degli Stati membri.

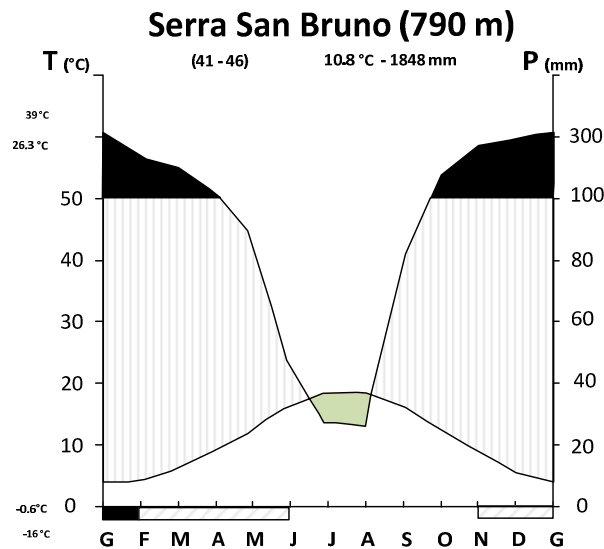


Fig. 3 Diagramma ombro-termico di Walter e Lieth. Legenda: area verde = periodo di siccità; area con linee verticali = periodo piovoso; area nera = periodo di *surplus* idrico; T = temperatura media annua; P = precipitazione medie annua. Sull'asse delle ascisse: area nera = periodo di neve; linee oblique = rischio di gelate.

La temperatura media annua si attesta sui 10°C. Le temperature si mantengono relativamente basse durante i mesi invernali e primaverili, con valori medi mensili che si aggirano, da gennaio a marzo, sui 3°C, mentre i valori medi delle minime mensili sono di 0°C. Nei mesi estivi le temperature medie mensili aumentano rapidamente e raggiungono in luglio e agosto valori di 17-18°C.

Il clima secondo Thornthwaite e per un AWC di 150 mm è definito dalla seguente formula climatica: A r B1' a' - Clima perumido (A - indice di umidità globale pari a 191.09); con deficit idrico estivo assente o trascurabile (r - indice di aridità pari a 9.55); di varietà climatica primo mesotermico (B1' - evapotraspirazione potenziale pari a 608) ed una concentrazione estiva dell'efficienza termica (a' - rapporto percentuale fra il valore dell'evapotraspirazione potenziale dei mesi di giugno, luglio e agosto e quello della evapotraspirazione potenziale totale annua pari al 44,1%).

L'indice di aridità di De Martonne e Gottmann (DMG, esprime l'aridità di una stazione e rappresenta il perfezionamento dell'indice di De Martonne) è pari a (10.2) 24.3 (48.3). Costruendo un grafico che mette in relazione gli anni di osservazione con la variazione dell'indice (Fig. 4) è stato possibile mettere in luce, attraverso correlazione, un *trend* negativo che si traduce in una tendenza (o fluttuazione in quanto non si

dispone di dati antecedenti al periodo di osservazione e per il futuro) del clima verso condizioni di maggiore aridità.

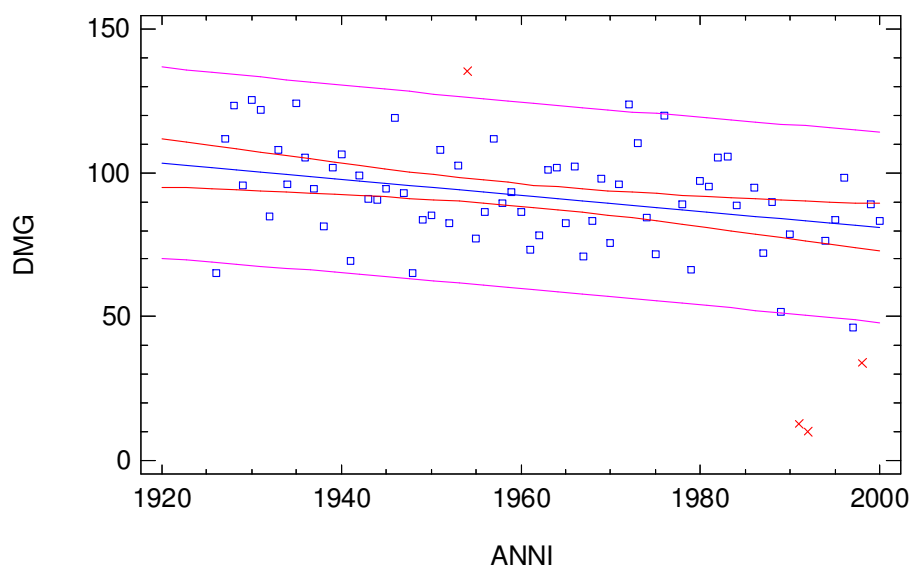


Fig. 4 Variazione dell'indice di De Martonne e Gottam per il periodo 1920-2000 (in rosso valori aberranti).

Per analizzare gli effetti dei cambiamenti climatici e quindi individuare differenze significative nel regime termico e pluviometrico la serie storica disponibile, dal 1920 al 2009, per della stazione di Serra San Bruno è stata divisa in 3 serie trentennali: 1920-1949, 1950-1989, 1990-2009. Per verificare la significatività statistica dei tre gruppi a confronto, i valori medi di temperatura e precipitazione, sono state sottoposti ad analisi della varianza (ANOVA) a 1 via e successive analisi *post-hoc* con il test (HSD) di Tukey (STAGRAPHS Plus, Statistical Graphics Corp.).

L'ANOVA ha evidenziato differenze non significative per i valori di temperatura e differenze significative per i valori delle precipitazioni ($p < 0.05$) (Tab. 1). Il test (HSD) di Tuckey ha permesso di confrontare le serie storiche delle precipitazioni mettendo in evidenza i seguenti aspetti: 1) vi è differenza statisticamente significativa ($p < 0.05$) fra la serie storica 1920-1949 e la serie storica 1990-2009; 2) non c'è differenza statisticamente significativa fra la serie storica 1920-1949 e la serie storica 1950-1989 ne fra la serie storica 1950-1989 e la serie storica 1990-2009.

I risultati dell'ANOVA mettono in luce un decremento significativo nel periodo considerato (1920-2009) del regime pluviometrico nella stazione di Serra San Bruno.

Tab. 1 Valori dell'ANOVA per le precipitazioni.

<i>Fonte</i>	<i>DF</i>	<i>Somma dei quadrati</i>	<i>Media dei quadrati</i>	<i>F di Fisher</i>	<i>Pr > F</i>
Modello	2	1291795.143	645897.571	4.598	0.013
Residui	87	12220099.248	140460.911		
Totale	89	13511894.391			

Utilizzando il sistema di classificazione bioclimatica di Rivas Martinez (Rivas Martinez 1993, 1999; Biondi e Baldoni 1994) il bioclimate della zona montana delle Serre va ascritto al *Bioclimate temperato oceanico*, caratterizzato da un periodo di aridità estremamente ridotto o assente che non comporta un reale *deficit* idrico per la vegetazione. In particolare la stazione di Serra San Bruno rientra nel bioclimate mesotemperato a ombroclima iperumido, mentre quelle di Ferdinandea e Mammone rientrano nel bioclimate supratemperato iperumido.

L'area studio è caratterizzata da un "bioclimate temperato oceanico, ombrotipo iperumido e termotipo supratemperato". Le aree collocate a quote inferiori ai 1000 m (s.l.m.) sono caratterizzate da un "termotipo mesotemperato" che indica una differenza per le temperature e non nel regime delle precipitazioni (Fig. 5).

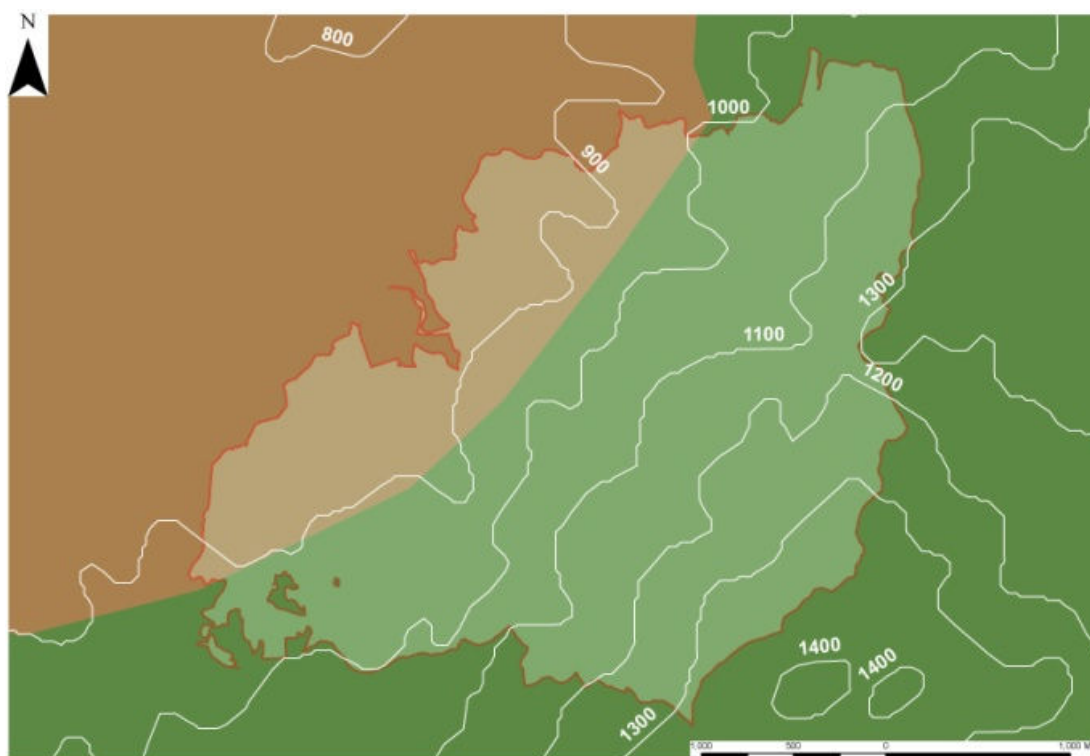


Fig. 5 Caratteristiche climatiche dell'area studio secondo Rivas Martinez (1993). Legenda: linee bianche = isoipse equidistanza 100 m; area marrone = termotipo mesomediterraneo; area verde = termotipo supratemperato.

2.1.2 Geologia

Il rilievo montuoso delle Serre calabresi è caratterizzato da un basamento igneo-metamorfico del Paleozoico. La provincia pedologica è suddivisa in due tronconi: quello settentrionale (M. Andrea 842 m, M. Palumbello 880 m) presenta un substrato metamorfico costituito da scisti e gneiss biotitici a grana da fine a grossolana, generalmente granatiferi e con occasionale sillimanite; quello meridionale presenta invece un basamento cristallino, esteso circa per 63 km in direzione NE-SW nei territori situati tra Serre, Giffone e Mammola, costituito prevalentemente da rocce acide intrusive, biotitiche a grana da media a grossolana, a composizione variabile tra la quarzomonzonite e il granito. Le rocce sono attraversate da vene pegmatitiche, meno frequentemente da apliti. Abbastanza frequenti sono le intrusioni di diorite alterata. L'alterazione delle rocce localmente dà origine al caratteristico "sabbione delle Serre" mentre l'alterazione dei feldspati non essendo molto accentuata porta alla presenza di una scarsa quantità di materiale argilloso.

Complessi rocciosi affioranti (Petra l'Ammienzu, Petra de lu Signuri, Petra di Frà Stefano) costituiscono elementi di pregio ambientale. In parte si tratta di cave dove si ricavava una pregiata pietra da taglio, conci per costruzione, gradini, balconi, stipiti, architravi, davanzali, macine per mulini e frantoi.

2.1.3 Pedologia

L'elemento che accomuna gran parte dei suoli della provincia pedologica delle Serre è la presenza di un orizzonte superficiale bruno scuro, ricco di sostanza organica, soffice e con basso grado di saturazione in basi. La differenziazione di questo orizzonte, che per la Soil Taxonomy (1999), presenta le caratteristiche diagnostiche dell'*epipedon* umbrico, è da ricondurre al processo di accumulo di sostanza organica favorito dalle specifiche condizioni climatiche. Il regime di umidità dei suoli udico (buona disponibilità di acqua durante il ciclo vegetativo) e il regime di temperatura mesico (temperatura compresa tra 8 e 15°C), limitando la mineralizzazione della sostanza organica in alcuni periodi dell'anno, contribuiscono al suo accumulo nell'orizzonte di superficie. Lo spessore dell'*epipedon* umbrico varia in funzione della morfologia locale.

Dal punto di vista tassonomico i suoli che prevalgono nel comprensorio delle Serre appartengono al grande gruppo dei *Dystrudept* (Soil Taxonomy, 1999) con i sottogruppi *humic*. Sono suoli la cui caratteristica principale è la presenza di un orizzonte B cambico (terre brune). Si tratta di suoli da moderatamente profondi a profondi, a tessitura da media a moderatamente grossolana, con scheletro generalmente comune, ricchi in sostanza organica, ben drenati, caratterizzati dal punto di vista chimico per la reazione acida, sub-acida (pH compreso tra 4.8 e 6.1). Si rinvencono inoltre suoli poco evoluti appartenenti al gruppo degli *Entisol* (con profondità < a 25 cm) e *Regosol* (con profondità > 25 cm), sono suoli scarsamente profondi caratterizzati da uno sviluppo molto limitato del profilo con un orizzonte A di limitato spessore che poggia direttamente sulla roccia madre C. Sono suoli legati alle caratteristiche dei materiali primari e si ritrovano soprattutto laddove la vegetazione è scomparsa per cause naturali o antropiche.

2.2 Il disegno sperimentale e la descrizione dei dati

Sono state materializzate al suolo 6 aree di monitoraggio (AdM) di 900 m^2 ($30 \times 30 \text{ m}$) numerate progressivamente da 1 a 6 e precedute dalla lettera maiuscola "D". Per conciliare le esigenze scientifiche, preservare il carattere sperimentale e data l'impossibilità di recintare le AdM, una volta stabilite le direttive della ricerca e l'oggetto sul quale doveva venire svolta sono stati eseguiti numerosi sopralluoghi nella foresta la fine di poter selezionare le zone più adatte che hanno consentito di individuare le aree in cui il disturbo considerato è nullo (il monitoraggio nel corso dello studio ha validato la tesi in quanto non sono state registrate presenze di ungulati). Due AdM (D1 e D2) sono state materializzate in aree in cui l'erbivoria è stata considerata esclusa. Le restanti quattro AdM sono state materializzate, a coppia, in aree in cui è stata verificata la presenza del disturbo (D3,D4 e D5, D6). In questo modo il disegno sperimentale è a blocchi randomizzati con due repliche. Le tesi a confronto sono state: controllo (EE) erbivoria esclusa; presenza dell'erbivoria (NEE1) disturbo basso; presenza dell'erbivoria (NEE2) disturbo alto.

All'interno di ciascuna AdM è stata costruita una maglia regolare quadrata di 7.5 m in modo da ottenere 25 vertici. I vertici rappresentano il centro delle 25 sub-aree di monitoraggio (SAdM) di 4 m^2 ($2 \times 2 \text{ m}$) contrassegnate con numerazione progressiva (1-25) per un totale di una superficie di 100 m^2 per AdM (Fig. 6).

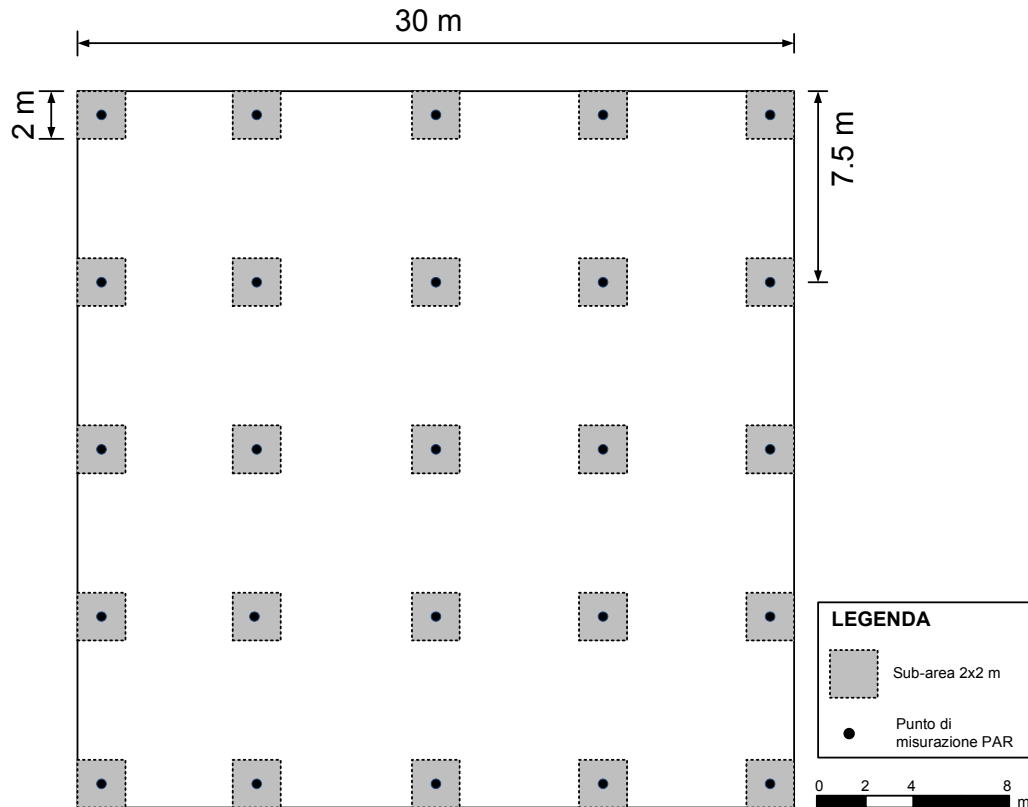


Fig. 6 Rappresentazione schematica delle AdM.

Nelle AdM sono stati raccolti dati dendrometrici ed ecologici relativi al disturbo considerato mentre nelle SAdM sono stati raccolti i dati sulla rinnovazione naturale.

All'interno delle AdM sono stati rilevati: 1) i principali parametri dendrometrici del popolamento; 2) indici di presenza per gli ungulati contando il numero di fatte (Sutherland 1996, Zamora et al. 2001) e distinguendo quelle del cinghiale da quelle dei bovini, per il cinghiale è stata misurata anche la superficie di area grufolata (ARAG) in m^2 .

All'interno delle SAdM sono stati fatti i rilievi della rinnovazione naturale di abete bianco, della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR, *Photosintetic Active Radiation*) e della umidità del suolo.

Per ogni soggetto all'interno delle SAdM ($n = 572$) sono stati rilevati i seguenti parametri: 1) mortalità naturale (NM) come variabile binaria (0 = viva; 1 = morta); 2) mortalità indotta dagli ungulati (MIU) come variabile binaria (0 = semenzale morto per cause naturali; 1 = semenzale scomparso o morto a causa degli ungulati); 3) altezza

(HS) della rinnovazione in cm valutandone l'incremento nel periodo considerato (HSGRW); 4) lunghezza del getto apicale (LGA) in cm; 4) l'età in anni contando gli internodi e quelli visibili dai calli formatisi sul fusto durante la crescita dei semenzali di abete bianco. I soggetti sono stati classificati in tre classi di altezza (Mercurio 2010): 1) CR1 0-10 cm semenzale (geminazioni dell'anno); 2) CR2 10-150 cm semenzale affermato; 3) CR3 >150 cm rinnovazione (avanzata, adulta o altro).

La PAR è stata misurata tramite 4 misurazioni lungo i punti cardinali con lo strumento AccuPAR (Degagon Devices Inc., Pullman, WA, USA) in corrispondenza dei vertici delle SAd ad 1 m dal suolo.

L'umidità del suolo è stata misurata come percentuale del contenuto volumetrico d'acqua (VWC, *Volumetric Water Content*) tramite misurazioni puntuali nelle SAdM con lo strumento HH2 Moisture Meter accoppiato al WET Sensor WET-2 (Delta-T Devices Ltd. 130 Low Road, Burwell, Cambridge, CB25 0EJ, UK) ad una profondità di 10 cm ovvero lo strato il cui contenuto d'acqua influisce maggiormente sull'affermazione e lo sviluppo della rinnovazione naturale.

I rilievi sono stati eseguiti fra Settembre 2008 e Settembre 2010, nei limiti della possibilità del triennio di dottorato, secondo il seguente calendario: Settembre 2008, Giugno 2009, Settembre 2009, Giugno 2010, Settembre 2010.

2.2.1 Analisi e valutazione dell'erbivoria

Per analizzare gli effetti dell'erbivoria sulla rinnovazione dell'abete bianco sono state condotte le seguenti analisi statistiche (XLSTAT, Addinsoft): 1) ANOVA e successive analisi *post hoc* HSD di Tukey; 2) Kruskal Wallis test; 3) χ^2 test. Tutte le analisi sono state eseguite ad un livello di significatività $\alpha = 0.05$.

È stata calcolata la MIU al fine di quantificare la magnitudo del disturbo nell'area studio. All'interno delle SAdM è stata censita tutta la rinnovazione presente così da potere verificare nei rilievi successivi i cambiamenti del numero di semenzali. In questo studio vengono considerati danneggiati i semenzali che presentano segni evidenti del morso dei bovini e/o scalzati dal grufolamento dei cinghiali. Grazie ad una attenta analisi è stato possibile distinguere la rinnovazione morta per cause naturali da quella

morta a causa degli ungulati. I semenzali scomparsi sono stati considerati morti a causa degli ungulati. La percentuale di mortalità per ogni AdM è stata ottenuta come variazione percentuale fra l'inizio e la fine del periodo di monitoraggio con la seguente equazione (Eqn. 1):

$$Mortalità (\%) = \frac{\sum n_{SAd\ inizio} - \sum n_{SAd\ fine}}{\sum n_{SAd\ inizio}} \cdot 100 \quad (Eqn. 1)$$

dove $n_{SAd\ inizio}$ = numero di semenzali vivi per ogni singola SAd all'inizio del periodo di censimento e $n_{SAd\ fine}$ = numero di semenzali vivi per ogni singola SAd alla fine del periodo di censimento.

2.2.3 Analisi della sopravvivenza dei semenzali

La probabilità di sopravvivenza della rinnovazione di abete bianco è stata calcolata mediante il modello logistico (SAS/STAT[®] PROC LOGISTIC) con il metodo della massima approssimazione (*maximum-likelihood method*) (Schweiger e Sterba 1997; Monserud e Sterba 1999; Bravo-Oviedo et al. 2006; Becerra e Bustamante 2008; Kariuki 2008) la cui forma generale è la seguente (Eqn. 2):

$$p = \frac{1}{1 + e^{\sum b_i x_i}} \quad (Eqn. 2)$$

dove p = probabilità di sopravvivenza ; $\sum b_i x_i$ è una combinazione lineare delle x_i e dei parametri b_i .

L'equazione logistica può essere formulata per studiare variabili dipendenti binarie, come ad esempio indicatori di sopravvivenza (Monserud e Sterba 1999), inoltre, è spesso utilizzata per indagare sulle relazioni fra i responsi di tipo discreto ed una rosa di variabili esplicative. In questo studio è stata applicata alla variabile dicotomica MIU.

Il metodo prevede un'analisi preliminare di correlazione (SAS/STAT[®] PROC CORR) fra le variabili esplicative del data-base in modo da poter individuare le

variabili che non presentano correlazione lineare. Le variabili che presentano bassa correlazione sono preferite rispetto alle variabili che presentano alta correlazione. La scelta del modello è stato fatto attraverso il test di verifica dell'informazione di Akaike (*Akaike's Information Criterion*, AIC) e attraverso l'analisi dell'area sotto la curva ROC (*area under Receiver Operating Characteristic*, auROC).

Il test di verifica delle informazioni di Akaike è basato sul concetto di entropia dell'informazione e offre una misura relativa di informazioni perse quando un dato modello è usato per descrivere la realtà. L'AIC è un *trade off* operativo della complessità di un modello stimato, rispetto a quanto bene il modello descriva i dati. La regola è quella di preferire i modelli con l'AIC più basso. È un test molto utile perché permette di confrontare tra loro anche modelli non annidati. Nel caso generale è definito come (Eqn. 3):

$$AIC = n \cdot \ln \left(\frac{SSE}{n} \right) + 2p \quad (\text{Eqn. 3})$$

dove n è il numero osservazioni; SSE è la somma degli errori al quadrato e p è il numero di parametri del modello (Akaike 1973; Akaike 1987; Bozdogan 1987; Bozdogan 2000).

L'auROC è un valore che varia da 0 a 1, nella teoria delle decisioni le curve ROC (*Receiver Operating Characteristic* o anche nota come *Relative Operating Characteristic*) sono un schema grafico per un classificatore binario, maggiore è il suo valore e maggiore è la potenza del modello nella discriminazione della variabile dicotomica (Swets 1988).

Nella Fig. 7 viene presentato il diagramma di flusso che riassume la metodologia adottata in questo studio l'implementazione del modello.

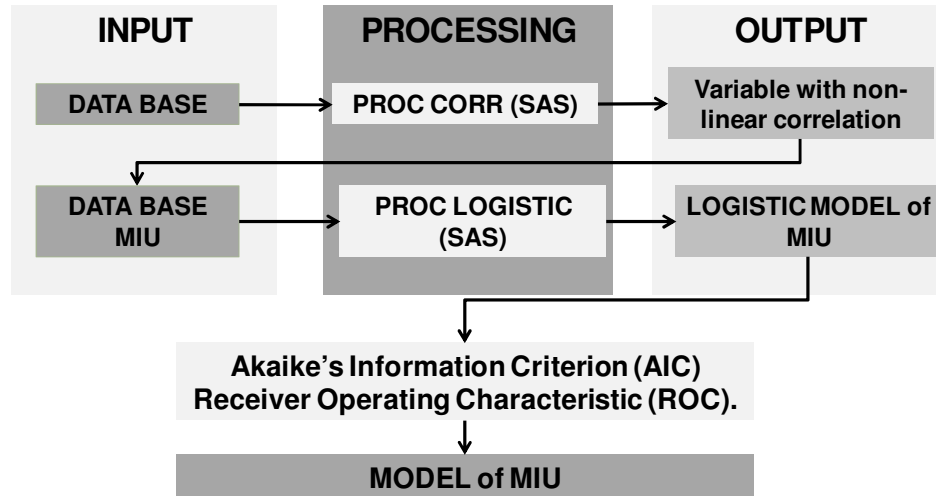


Fig. 7 Diagramma di flusso della procedura logistica suddivisa in tre fasi: input, processing e output.

2.2.4 Indice di Presenza degli Ungulati (IPU)

Esprime il grado di presenza degli ungulati nell'area studio e fornisce un valore di riferimento. L'indice è molto utile nelle situazioni in cui non si hanno a disposizione dati sulla densità della fauna (capi ha⁻¹) ed è dato dalla seguente equazione (Eqn. 4):

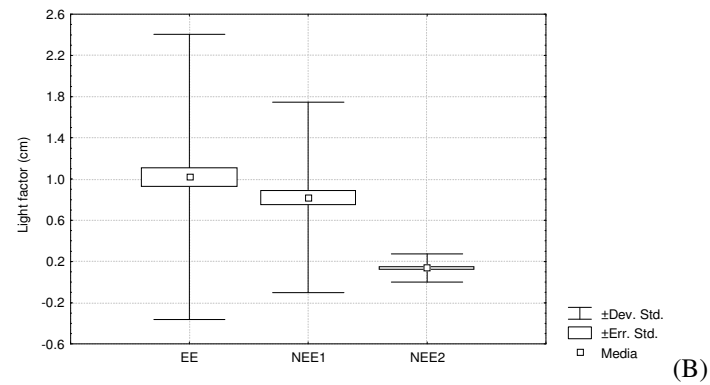
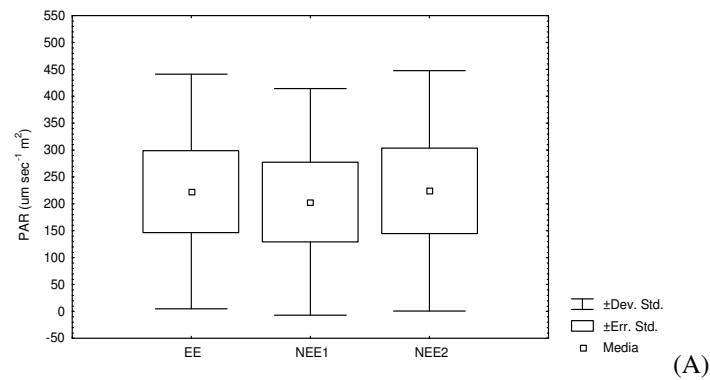
$$IPU = \frac{\sum e_i \cdot 10000}{\sum A_i} \quad (\text{Eqn. 4})$$

dove IPU = Indice di Presenza degli Ungulati (escrementi / m²); e_i = escrementi del blocco i ; A_i = somma della superficie delle AdM del blocco. L'IPU è stato utilizzato con successo in ambiente Mediterraneo da Zamora et al. (2001).

3. RISULTATI

3.1 Differenze fra i blocchi

L'ANOVA ha messo in evidenza differenze significative per le variabili: 1) densità di escrementi degli ungulati (IPU); 2) altezza dei semenzali (HS); 3) densità dei semenzali ad inizio e a fine periodo di monitoraggio; 4) età dei semenzali (ETA). Non sono state trovate differenze significative per le variabili radiazione foto sinteticamente attiva PAR (Fig. 8A), lunghezza del getto apicale (LF) (Fig. 8B) e umidità del suolo (US) (Fig. 8C).



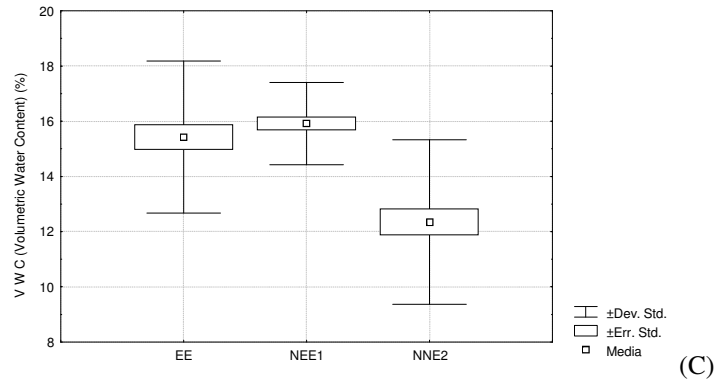


Fig. 8 Valori della PAR (A), di LF (B) e della US (C).

La densità della rinnovazione naturale varia significativamente ($t = 5.913$; $p < 0.042$; Tuckey HSD test $\alpha=0.05$) e raggiunge il suo massimo in EE (12.4 ± 4.4 piante/m²) e decresce in NEE1 (5.4 ± 1.6 piante/m²) e NEE2 (0.7 ± 0.8 piante/m²) (Fig. 9).

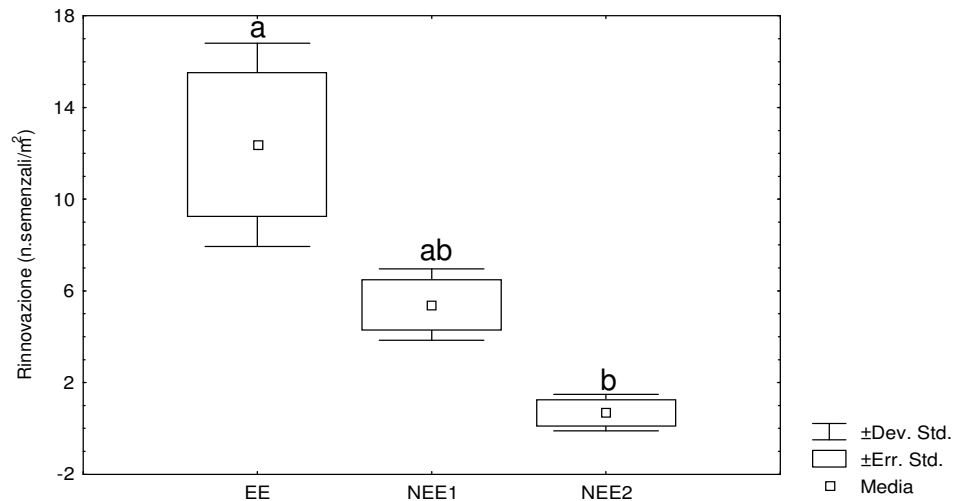


Fig. 9 Densità della rinnovazione naturale ad inizio periodo di monitoraggio (Set-08) lettere minuscole differenti indicano differenza significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).

L'altezza della rinnovazione (HS) varia significativamente all'interno nelle AdM ($t = 5.365$; $p < 0.039$; Tuckey HSD test $\alpha=0.05$). I semenzali nelle aree EE (122.1 ± 72.6 cm) presentano un'altezza maggiore rispetto alle aree NEE1 (86.6 ± 36.4 cm) e NEE2 (36.3 ± 7.6 cm) (Fig. 10).

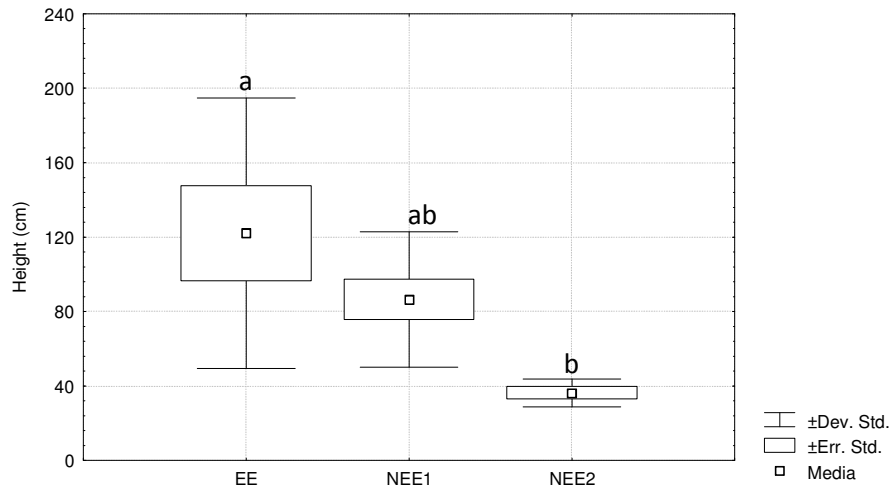


Fig. 10 Altezze della rinnovazione naturale ad inizio periodo di monitoraggio (Set-08) lettere minuscole differenti indicano differenza significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).

L'età media dei semenzali varia significativamente ($h = 3.314$; $p < 0.0001$; Tuckey HSD test $\alpha=0.05$) (Fig. 11). L'età media è maggiore nelle aree NEE2 (57 ± 6.5 anni) e decresce nelle aree NEE1 (26 ± 13.4 anni) e nel controllo (26 ± 21.8 anni).

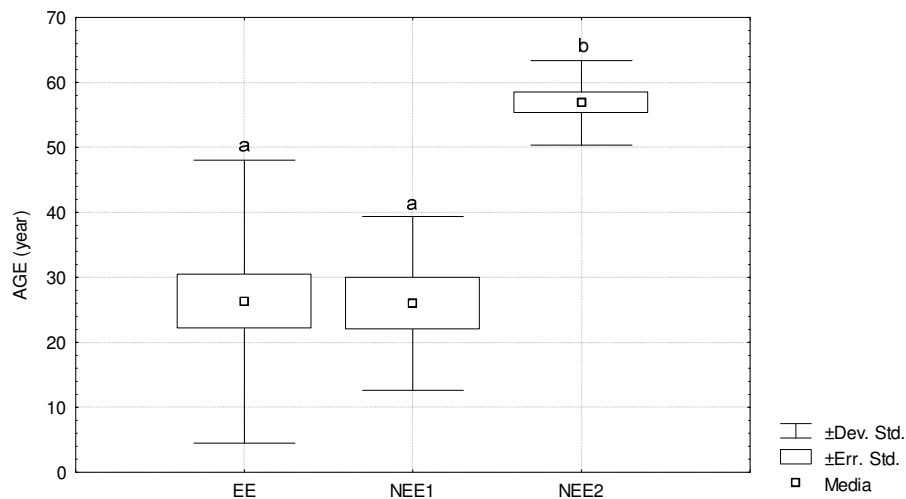


Fig. 11 Età media della rinnovazione naturale. Lettere minuscole differenti indicano differenza significativa (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).

L'IPU varia significativamente fra il controllo e le tesi ($h = 3.781$; $p < 0.039$; Kruskal-Wallis test $\alpha=0.05$) (Fig. 12). Nel corso del monitoraggio l'IPU ha evidenziato l'assenza di ungulati nelle aree EE. Nelle aree NEE1 e NEE 2: 1) per i bovini l'IPU si è mantenuto costante (0.006 ± 0.0005 escrementi / m^2 ; $n = 63$) durante il periodo di

monitoraggio; 2) per i cinghiali l'IPU è risultato crescente (0.016 ± 0.004 escrementi / m^2 ; $n = 177$) (Fig. 13). Le analisi condotte indicano un aumento della presenza del cinghiale nell'area studio nel periodo di monitoraggio.

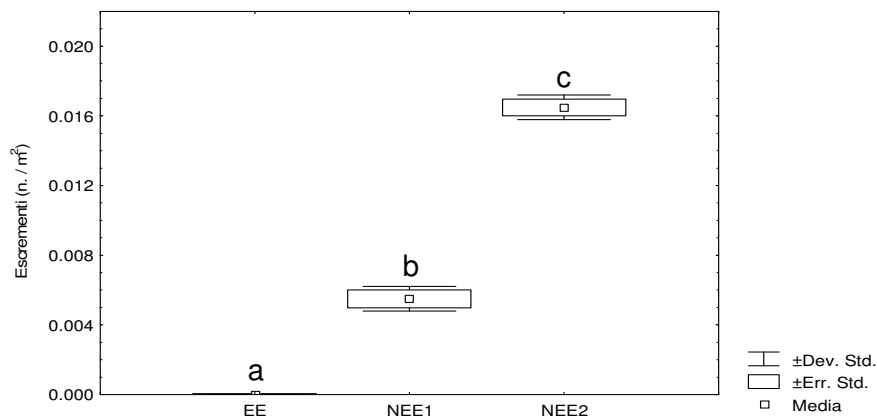


Fig. 12 Indice di abbondanza degli ungulati (IPU) nelle aree di monitoraggio; lettere minuscoli differenti indicano differenze significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).

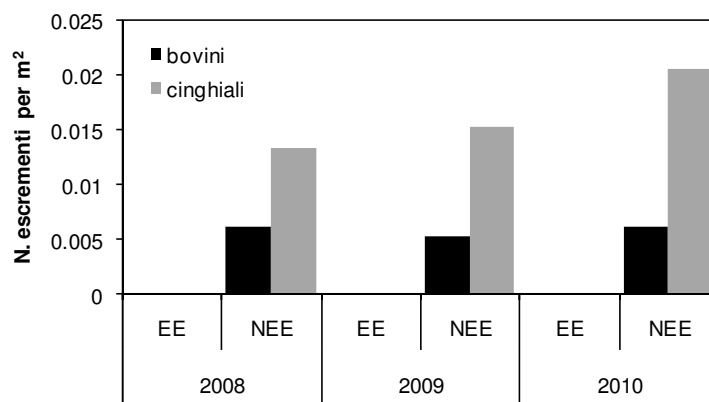


Fig. 13 Dinamica dell'IPU nel periodo di monitoraggio (EE = aree escluse dall'erbivoria; NEE = aree non escluse dall'erbivoria NEE1+NEE2).

3.2 Altezza ed incremento di altezza della rinnovazione naturale

Le analisi hanno consentito di analizzare le differenze di altezza dei semenzali fra il controllo e le tesi. Nel controllo la rinnovazione è distribuita quasi pariteticamente nelle tre classi di altezza (CR1=40%; CR2=30%; CR3=30%) mentre nelle aree NEE1 diminuisce la percentuale della classe CR1 a favore delle classi CR2 e CR3 (CR1=16%;

CR2=40%; CR3=44%). Nelle aree NEE2 la percentuale della classe CR1 raggiunge il minimo mentre la classe più rappresentata è la CR2 (CR1=1%; CR2=63%; CR3=37%) (Fig. 14).

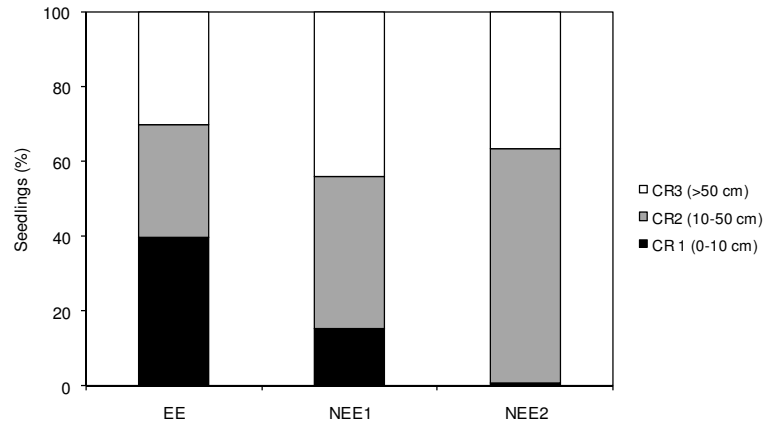


Fig. 14 Distribuzione percentuale della rinnovazione naturale in classi di altezza.

L'incremento di altezza della rinnovazione naturale dell'abete bianco calcolato nel periodo di monitoraggio è di: 1) 3.9 cm anno⁻¹ (± 1.8 DEV.ST) nelle aree EE; 2) 2.1 cm anno⁻¹ (± 1.3 DEV.ST) nelle aree NEE1; 3) 1.9 cm anno⁻¹ (± 0.9 DEV.ST) nelle aree NEE2 (Fig. 15). Sono state trovate differenze significative fra EE e le tesi mentre non vi sono differenze significative fra le tesi NEE1 e NEE2 ($t = 3.656$; $p < 0.0001$; Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).

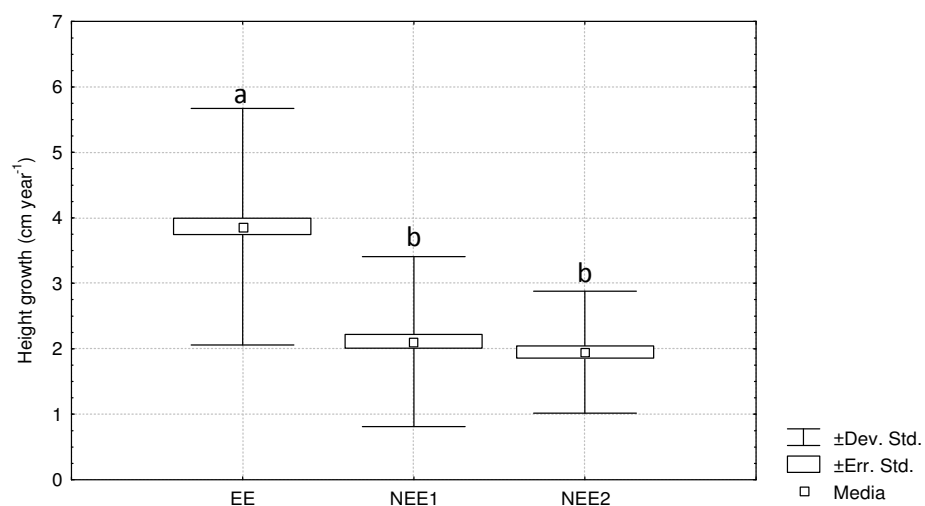


Fig. 15 Incremento di altezza nel controllo e nelle tesi. Lettere minuscoli differenti indicano differenze significative (Tuckey HSD test $\alpha=0.05$).

Nella Fig. 16 sono riportate le proiezioni di crescita della rinnovazione di abete bianco per il controllo e le tesi. Nel controllo la rinnovazione entra nella classe CR3 ad un'età di circa 35 anni mentre nelle NEE1 e NEE2 è necessario circa il doppio del tempo.

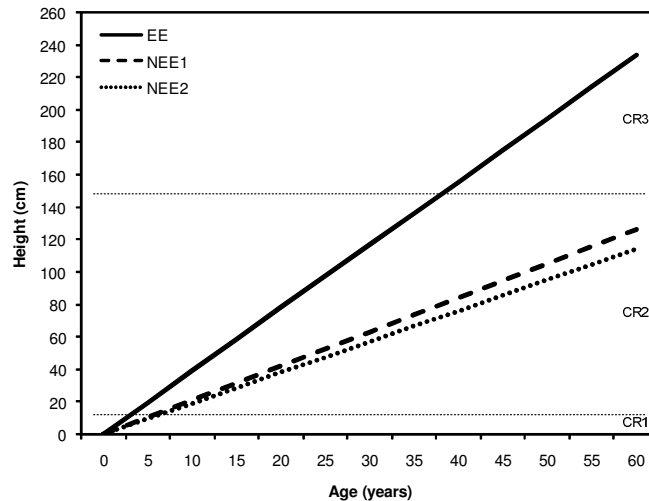


Fig. 16 Proiezioni dell'accrescimento in altezza della rinnovazione naturale nel controllo EE e nelle tesi NEE1 e NEE2 sulla base dell'incremento di altezza calcolato nel periodo di monitoraggio.

3.3 Mortalità della rinnovazione naturale ed erbivoria cronica (magnitudo del disturbo)

Le analisi condotte hanno consentito di poter valutare e confrontare la mortalità indotta dagli ungulati (MIU) e la mortalità naturale (MN). La MIU aumenta significativamente passando dalle aree EE a quella NEE1 e NEE2 ($\chi^2 = 42.07$; d.f. = 6; $p < 0.0001$). Alla fine del periodo di monitoraggio la MIU nelle aree EE è risultata stata nulla (0%) mentre nelle aree NEE1 ha raggiunto valori del 5.2 ± 2.5 % e nelle aree NEE2 ha raggiunto valori del 21.7 ± 3.9 % (Fig. 17).

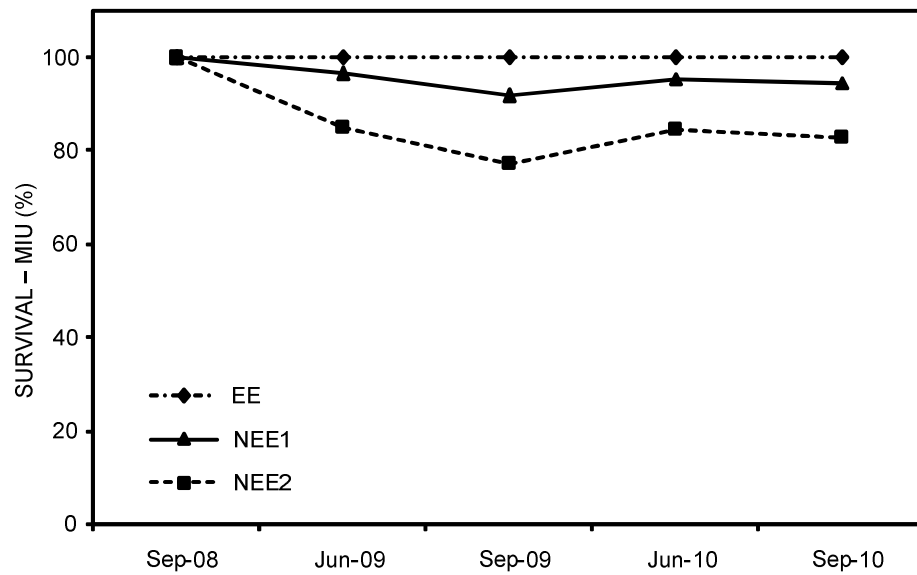


Fig. 17 Curva di sopravvivenza della rinnovazione di abete bianco in relazione alla MIU.

La MN raggiunge i livelli massimi nelle aree EE (5.6 ± 2.9 %) e i valori decrescono nelle aree NEE1 (3.5 ± 3.1 %) ed è assente nella ree NEE2 (Fig. 18).

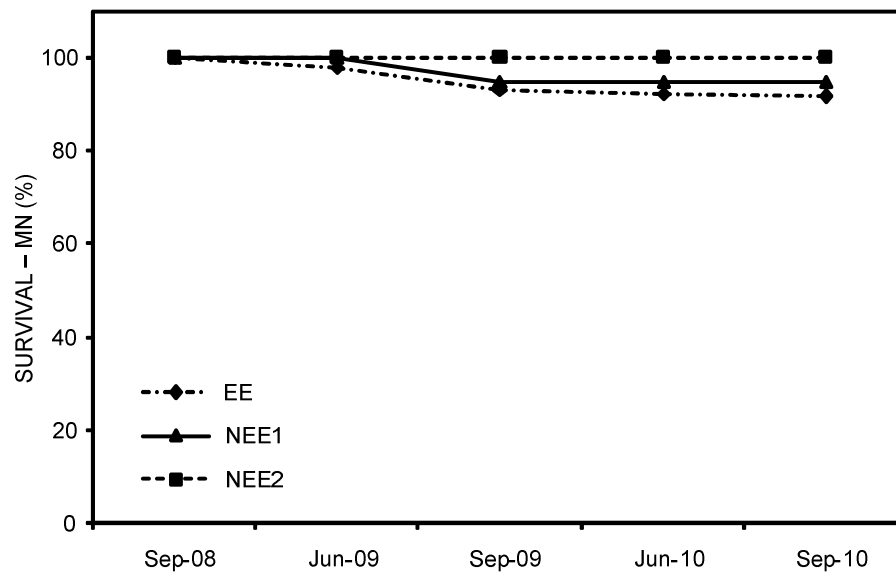


Fig. 18 Curva di sopravvivenza della rinnovazione di abete bianco in relazione alla MN.

È stato possibile classificare la rinnovazione morta a causa della MIU e della MN in classi di altezza. I dati indicano che le piante morte a causa della MIU sono per la maggior parte della seconda classe CR2 sia nelle aree NEE1 che NEE2. Solo nelle aree NEE2 sono state rilevate piante morte a causa della MIU appartenenti alla classe CR3 (Fig. 19A).

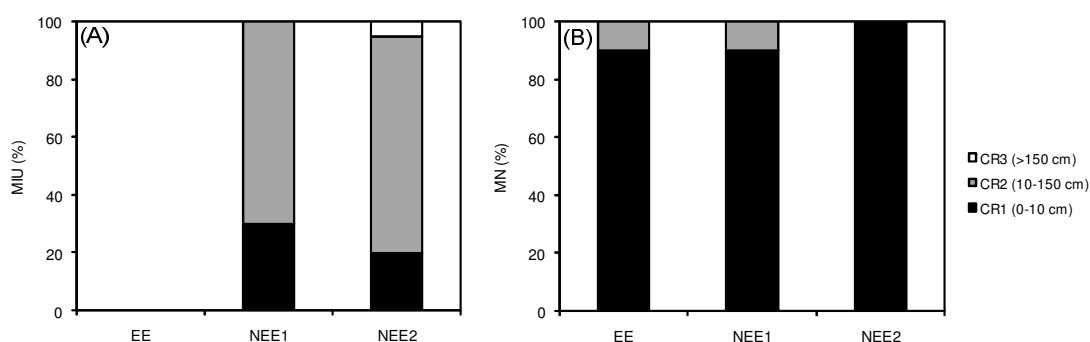


Fig. 19 Distribuzione percentuale per classi di altezza delle piante morte a causa della MIU (A) e della MN (B).

Le piante che muoiono a causa della MN sono per la maggior parte della classe CR1. Solo nelle aree EE e NEE1 sono morte poche piante appartenenti alla classe CR2 (Fig. 19B). Il fenomeno è abbastanza noto: la MN raggiunge i massimi livelli nei primi anni di vita delle piantine quando fanno parte della classe CR1 (Fenner e Thompson 2005, Leck 2008). La morte di alcune piante della classe CR2 è da considerare un evento casuale, in genere le piantine di abete bianco che appartengono alla classe CR2 possono sopravvivere sotto copertura per decenni, assumendo la conformazione a “nido di cicogna” (Fig. 13) con la chioma compresa negli ultimi 5-10 internodi, fino a quando non si libera la copertura (Paci 2004).



Fig. 20 Rinnovazione di abete bianco sottocopertura e danneggiata dagli ungulati (aree NEE2).

L'erbivoria cronica, data dalla percentuale di piante già danneggiate dagli ungulati all'inizio del monitoraggio, è risultata nulla nel controllo EE mentre nelle aree NEE1 il 59% della rinnovazione figurava danneggiata dall'azione degli ungulati mentre nelle aree NEE2 la rinnovazione danneggiata era del 99% (Fig. 21).

L'erbivoria cronica assieme alla MIU è anch'essa un indicatore della magnitudo del disturbo.

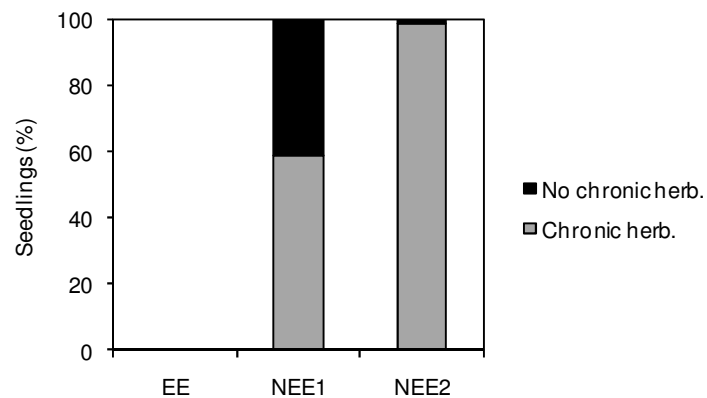


Fig. 21 Erbivoria cronica nel periodo di monitoraggio.

3.4 Modello di sopravvivenza dei semenzali di abete bianco

I dati raccolti hanno consentito di costruire un modello di sopravvivenza per la MIU della rinnovazione dell'abete bianco nell'area studio. L'analisi di correlazione (riportata nell'Allegato 2 assieme alla sintassi di programmazione) ha consentito di valutare le variabili che non sono correlate fra loro. Le migliori variabili esplicative fornite dal modello logistico e i loro parametri sono riassunti nella Tab. 2 e nella Fig. 22.

Tab. 2 Parametri del modello di sopravvivenza. ESC_MED = numero medio di escrementi a ettaro (n. ha⁻¹); ETA = età dei semenzali (anni). In parentesi, *p*-value. ⁽¹⁾ Akaike's Information Criterion. ⁽²⁾ Area sotto la curva ROC. ^(*) Significativo $\alpha = 0.05$. ^(**) Significativo $\alpha = 0.01$.

Modello	Intercetta	Variabili	AIC ¹	auROC ²
MIU	-5.7013 (<0.001)	ESC_MED = 0.4775 ^{**} (<0.0001); ETA = -0.379 [*] (0.0072)	86.706	0.785

La probabilità di sopravvivenza (*p*) nel periodo di monitoraggio per l'area studio può essere calcolata tramite la seguente equazione (Eqn. 5):

$$p = 1/(1+\exp(-5.7013 + 0.4775*ESC_MED + -0.0379*ETA)) \quad \text{Eqn. 5}$$

L'implementazione grafica del modello nell'area studio è stata fatta utilizzando i valori massimi e minimi di escrementi a ettaro derivati della variabile ESC_MED (min = 0; max = 267) per variazioni di n. 22 escrementi e per le età di 10, 22, e 60 anni. Si è scelto il numero di escrementi a ettaro in quanto rappresenta un dato pratico e largamente utilizzato ma si sarebbe potuto utilizzare, per rendere il modello di ancor più di immediata applicazione a livello locale, il numero medio di escrementi nelle AdM (Fig. 23).

The SAS System 17:42 Tuesday, November 18, 2008 5						
The LOGISTIC Procedure						
Analysis of Maximum Likelihood Estimates						
Parameter	DF	Estimate	Standard Error	Chi-Square	Pr > ChiSq	Exp(Est)
Intercept	1	-5.7013	1.2364	21.2628	<.0001	0.003
ESC_MED	1	0.4775	0.0800	35.6197	<.0001	1.612
ETA	1	-0.0379	0.0141	7.2136	0.0072	0.963
Odds Ratio Estimates						
Effect		Point Estimate	95% Wald Confidence Limits			
ESC_MED		1.612	1.378	1.886		
ETA		0.963	0.936	0.990		
Association of Predicted Probabilities and Observed Responses						
Percent Concordant		76.6	Somers' D	0.570		
Percent Discordant		19.6	Gamma	0.593		
Percent Tied		3.8	Tau-a	0.286		
Pairs		16616	c	0.785		

Fig. 22 Variabili esplicative e statistiche descrittive del modello logistico di sopravvivenza dei semenzali di abete bianco ($c = \text{auROC}$).

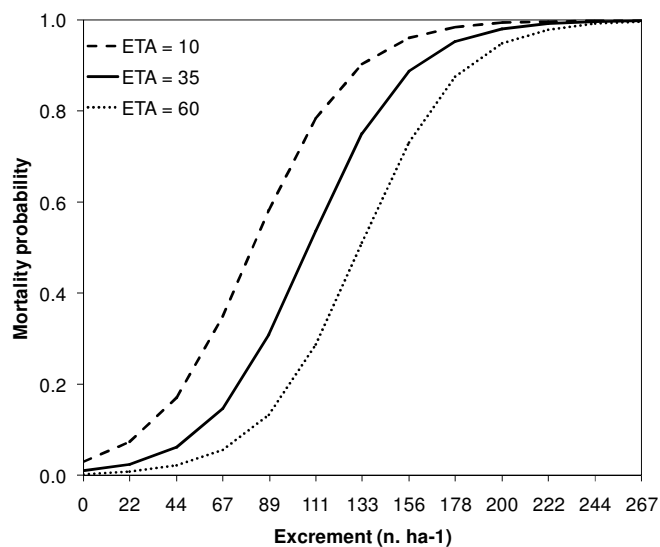


Fig. 23 Curve di sopravvivenza alla MIU della rinnovazione di abete bianco nell'area studio. È stato scelto di rappresentare gli escrementi a ettaro anziché l'IPU sull'asse delle ordinate perché il numero di escrementi a ettaro è una grandezza più pratica e più intuitiva.

Il numero di escrementi a ettaro (ESC_MED) e l'età dei semenzali (ETA) si sono dimostrati degli ottimi predittori per calcolare la MIU nell'area studio. Il modello logistico ci suggerisce che la MIU dipende principalmente da queste due variabili ed in modo principale da ESC_MED ($p=0.0001$). Il modello oltre ad avere i più alti valori di AIC e di auROC è stato scelto in quanto ha una valenza ecologica (tecnico-scientifica) ed una gestionale (pratico-appliativa).

3.5 Frequenza del disturbo

Per stabilire la frequenza di un disturbo sono necessari tempi di monitoraggio lunghi o lunghissimi. Gli studi classici sui disturbi degli ecosistemi forestali generalmente prendono in considerazione il soprassuolo adulto ed analizzano disturbi caratterizzati da frequenza medio bassa quali il fuoco, la siccità, vento, ecc. Il pascolo di ungulati a differenza di questi disturbi ha una frequenza maggiore e misurabile anche nel breve periodo. Le analisi condotte hanno evidenziato la costanza del verificarsi del disturbo nel periodo di monitoraggio. La frequenza f è data dal rapporto fra il numero di eventi n ed il tempo considerato T . In questo studio come numero di eventi è stato preso in considerazione la percentuale di piante morte a causa della MIU e della MN mentre come intervallo temporale è stato preso in considerazione il periodo temporale di sei mesi che intercorre fra i rilievi (Fig. 24).

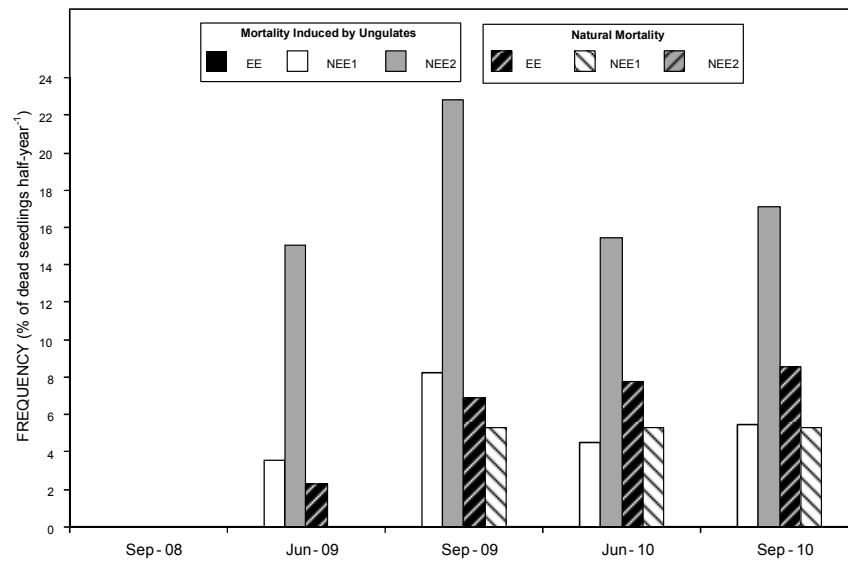


Fig. 24 Frequenza del disturbo espressa come percentuale di piante morte in un periodo di 6 mesi durante il monitoraggio.

4. DISCUSSIONE

Le analisi condotte hanno consentito di valutare il disturbo causato dal pascolo di ungulati sotto il profilo della magnitudo e della frequenza. È stato osservato che il pascolo degli ungulati ha un importante effetto negativo sulla sopravvivenza della rinnovazione dell'abete bianco. In particolare gli effetti negativi sono stati più intensi nelle aree non escluse dall'erbivoria (NEE1 e NEE2).

Il pascolo degli ungulati rappresenta la principale minaccia per lo sviluppo e l'affermazione della rinnovazione naturale dell'abete bianco nell'area studio nel breve periodo. L'affermazione pone le sue basi sul fatto che non sono stati rilevati altri disturbi naturali abiotici e biotici (fuoco, insetti e funghi patogeni ecc.) e/o antropici (inquinamento, tagli irrazionali ecc.) che minacciano lo sviluppo e l'affermazione della rinnovazione naturale nel breve periodo. Il pascolo ha un'azione negativa e valutabile nel breve periodo, come dimostrato in questo studio, a differenza di altri disturbi come la siccità, i cambiamenti climatici o i danni di nuovo tipo la cui valutazione richiede tempi lunghi e con livelli d'incertezza ancora elevati. Nell'ottica dell'individuazione dei principali fattori di degrado della rinnovazione naturale degli ecosistemi forestali la domanda potrebbe essere la seguente: è più conveniente analizzare i disturbi che agiscono nel lungo periodo o quelli che, misurabili e con bassi margini di incertezza, possono distruggere tutta la rinnovazione naturale in due o tre anni? La risposta dipende dal tipo di analisi da condurre e dallo scopo della ricerca che in questo studio si prefigge di fornire risultati nel breve periodo.

Le analisi statistiche riguardo alle variabili PAR, LF e US forniscono un quadro che indica condizioni ecologiche simili per lo sviluppo della rinnovazione naturale nel controllo EE e nelle tesi NEE1 e NEE2.

Riguardo alla PAR, la mancanza di differenze significative, indica che le condizioni di disponibilità di luce fra il controllo e le tesi sono le stesse.

Per quanto riguarda LF non sono state trovate differenze significative ma risulta interessante analizzare la deviazione standard (dev.st). In EE i dati indicano un'ampia

dev.st che decresce progressivamente nelle aree NEE1 e NEE2 (Fig. 1B). Visto che, LF è la parte delle rinnovazione più esposta al danno dal morso degli ungulati e, considerato che, con gli stessi valori di PAR, lo sviluppo in altezza della rinnovazione naturale varia a seconda della posizione più o meno favorevole all'interno del bosco, la ridotta dev.st di LF in NEE1 e soprattutto in NEE2 rispetto ad EE indica che i valori di LF in queste aree non variano a causa del pascolo degli ungulati. In genere, nelle aree EE, la rinnovazione localizzata in corrispondenza di interruzioni della copertura (*gaps*) causata da schianti di alberi (totali *stump* o parziali *snag*) o dal taglio di piante dominanti, presenta i più alti valori di LF (10-12 cm). Questo non avviene nelle medesime condizioni nelle aree NEE2 dove i valori di LF in presenza di *gaps* presenta valori ridotti (1-3 cm).

L'US è una caratteristica importante per l'affermazione e la dinamica della rinnovazione naturale: la mancanza di differenze significative indica che la disponibilità idrica per la rinnovazione è la stessa sia nel controllo che nelle tesi. Nelle aree NEE2 l'US è sensibilmente più bassa rispetto alle aree NEE1 e NEE2. Alcuni studi hanno messo in evidenza come il pascolo degli ungulati può causare delle modificazioni a livello della disponibilità idrica e dei costituenti del suolo (Luo et al. 1999; Donkor et al. 2002; scarsi sono i contributi in ambiente Mediterraneo). In questo studio non sono state registrati effetti negativi sul suolo dovuti al disturbo considerato e a tal proposito sarebbe opportuno impostare studi di monitoraggio mirati.

Le analisi condotte in questo studio indicano che il pascolo di ungulati ha effetti negativi significativi sulla densità dei semenzali, HS, ETA, IPU e sulla mortalità.

La densità della rinnovazione dipende dai fattori che ne consentono l'affermazione e cioè dalla disponibilità di luce nei primi anni di vita e dalla disponibilità idriche del suolo (Jaworski 1995; Albanesi et al. 2005; Fenner e Thompson 2005; Muscolo 2007; Leck 2008; Mercurio e Mercurio 2008). I valori di densità nel controllo di 12.4 ± 4.4 piante/m² devono essere intesi come i valori di riferimento in condizioni normali nell'area studio. La mancanza di differenze significative per le variabili PAR e US ed i valori significativamente decrescenti della densità della rinnovazione fra il controllo e le tesi, 5.4 ± 1.6 piante/m² e 0.7 ± 0.8 piante/m² rispettivamente nelle aree NEE1 e NEE2,

indicano che il pascolo di ungulati è causa della diminuzione della densità e agisce negativamente sull'affermazione della rinnovazione di abete bianco. Le considerazioni scaturite in questo studio sugli effetti significativi negativi dell'erbivoria sull'affermazione della rinnovazione naturale dell'abete bianco non si discostano da quelle di studi analoghi in ambiente Mediterraneo su specie differenti e con differenti agenti di disturbo (capre, piccoli mammiferi, ecc.) (Richardson e Bond 1991; O'Reilly e McArthur, 2000; McArthur e Appleton 2004; Zamora et al. 2001; Becerra e Bustamante 2008).

Sono state osservate differenze significativa anche per quanto riguarda la variabile ETA fra il controllo e le tesi. L'ETA nel controllo presenta una maggiore dev.st rispetto alla tesi NEE1 e NEE2 e ciò indica la presenza di differenti classi cronologiche. Nelle aree NEE2 la ridotta variazione indica una stratificazione dell'età. In queste aree: è risultato difficile rilevare l'età dei semenzali a causa del maggior numero di internodi e la rinnovazione presenta uno sviluppo ridotto a causa dell'erbivoria cronica.

L'altezza della rinnovazione è un indicatore delle condizioni vegetative della rinnovazione naturale. In generale per età uguali le piante che raggiungono le altezze maggiori sono quelle che vegetano in condizioni ecologiche migliori. All'interno del bosco abete-faggio le altezze maggiori sono quelle raggiunte dai soggetti che si trovano in condizioni di maggiore irradiazione (PAR) ed in corrispondenza di piccole interruzioni della copertura (*gaps*). Come già specificato le condizioni di irradiazione sono simili nel controllo e nelle tesi inoltre sia le aree EE che in quelle NEE1 e NEE2 sono presenti piccole *gaps* naturali (*sensu* Mercurio e Mercurio 2008). L'HS nelle aree EE è nettamente maggiore rispetto alle due tesi e presenta una maggiore dev.st che indica uno sviluppo in altezza differenziato. Queste osservazioni sono confermate dalla classificazione dei semenzali in classi di rinnovazione (CR1, CR2 e CR3).

Nelle aree EE, la distribuzione paritetica delle tre classi di rinnovazione, indica una condizione di disetaneità della rinnovazione naturale e ciò indica che in queste aree la rinnovazione può svilupparsi naturalmente a seconda della disponibilità di luce e della fertilità del suolo.

Nelle aree NEE1 la rinnovazione tende a stratificarsi verso le classi CR2 e CR3 mentre la classe CR1 è poco rappresentata. È stato osservato che: 1) l'azione degli ungulati è tanto maggiore quanto più giovane è la rinnovazione naturale: per le piante appartenenti alla classe CR1 il calpestio ed il grufolamento sono causa di morte istantanea; 2) la rinnovazione più adulta (CR2 e CR3) riesce a sopravvivere anche se subisce danneggiamenti da parte degli ungulati (morso, rottura e/o piegamento). Questo fenomeno è ancora più accentuato nelle aree NEE2.

Nelle aree NEE2 la rinnovazione è chiaramente stratificata a favore della classe CR2. In queste aree solo l'1% della rinnovazione appartiene alla classe CR1. Nelle aree NEE2 la rinnovazione viene brucata e danneggiata ripetutamente con il conseguente blocco dello sviluppo in altezza ed è per questo motivo che le piante della classe CR2 presentano età che arrivano anche a 50-60 anni.

Sono stati osservati effetti negativi significativi del pascolo di ungulati anche sull'incremento in altezza della rinnovazione naturale. Nelle aree EE l'incremento in altezza è significativamente superiore rispetto alle aree NEE1 e NEE2.

Le curve di sopravvivenza costruite attraverso l'analisi della MIU e della MN indicano che il disturbo ha un'azione significativa negativa sulla sopravvivenza della rinnovazione naturale. La MIU è nulla nelle aree EE mentre la MN è nulla nelle aree NEE2. La classificazione delle piante morte in classi di rinnovazione (CR1, CR2 e CR3) ha consentito di osservare che nell'area studio la maggior parte della rinnovazione morta a causa della MIU appartiene alla classe CR2 mentre le piante appartenenti alla classe CR3 e cioè con un'altezza >150 cm sembrano non subire gli effetti negativi della MIU. La soglia di altezza di 150 cm è per l'area studio il valore oltre il quale la rinnovazione è fuori pericolo di morte a causa della MIU. Secondo i dati dell'incremento in altezza osservati in questo studio il pascolo degli ungulati causa un ritardo di circa 30 anni, nelle aree non escluse dall'erbivoria, per l'entrata della rinnovazione naturale nella CR3. Questi risultati sono, in parte, in linea con quelli riportati da Zamora et al. (2001) per il pino silvestre in ambiente Mediterraneo: essi hanno osservato che per il pino silvestre la soglia di 150 cm di altezza è il valore che

consente alla rinnovazione naturale di uscire dal rischio di mortalità causata dagli ungulati mentre nel loro caso il pascolo causa un ritardo di 12 anni per il superamento di tale soglia nelle aree non escluse dall'erbivoria rispetto a quelle escluse dall'erbivoria. Riguardo alla MIU della rinnovazione naturale dell'abete bianco è noto che nelle alpi essa può colpire anche il 100 % della rinnovazione naturale (Motta 20003) e che nel centro Europa la distribuzione di questa specie è minacciata dall'azione del pascolo (Senn e Suter 2003). In questo caso studio la MIU raggiunge valori massimi del 17.6 ± 3.6 % che si discostano da quelli osservati in ambiente mediterraneo per il pino silvestre da Zamora et al. (2001). Purtroppo gli studi riguardo gli effetti della MIU sulla rinnovazione naturale dell'abete bianco in ambiente Mediterraneo sono scarsi.

La quantificazione della MIU può essere intesa come un indicatore della magnitudo del disturbo. La magnitudo può essere misurata come intensità o severità (Frelich 2002). L'intensità fa riferimento all'energia rilasciata da un evento ed è di difficile determinazione. La severità invece fa riferimento alla biomassa distrutta che in questo caso è rappresentata dalla mortalità della rinnovazione naturale. Frelich (2002) ha proposto 3 classi di severità (alta, media, bassa) che non possono essere applicate in questo studio in quanto fanno riferimento all'intero soprassuolo arboreo e non a parte di esso come in questo caso in cui si fa riferimento alla rinnovazione naturale. Le analisi condotte indicano però una possibile classificazione della severità in due classi (severità bassa e severità alta) in base alla percentuale di piante morte nelle aree NEE1 e NEE2 nel periodo di monitoraggio. Nelle aree NEE1 a disturbo basso la percentuale della rinnovazione che muore a causa della MIU è del 5.4 ± 2 %. Nelle aree NEE2 a disturbo alto la percentuale della rinnovazione che muore a causa della MIU è del 17.6 ± 3.6 %. Questi valori sono di relativa facile misurazione negli studi di monitoraggio e consentono di poter valutare la severità del disturbo causato dagli ungulati nell'area studio (Tab.3).

Tab. 3 Classificazione della severità nell'area studio (media $\pm$ dev.st). ⁽¹⁾ percentuale della rinnovazione morta nel periodo di monitoraggio a causa della MIU.

<i>Aree</i>	<i>Severità ⁽¹⁾</i>	<i>Classificazione</i>
NEE1	5.4 ± 2 %	Severità bassa
NEE2	17.6 ± 3.6 %	Severità alta

L'erbivoria cronica è anch'essa un indicatore della magnitudo del disturbo. Le osservazioni condotte in questo studio suggeriscono che essa ha un'azione negativa sulla dominanza apicale (caratteristica propria delle conifere) della rinnovazione naturale. È stato osservato che il morso dei bovini colpisce principalmente i giovani germogli apicali delle piante (per questo la variabile LF ha valori bassi nelle aree NEE1 e NEE2) rispetto ai rami laterali più bassi (Fig. 25).



Fig. 25 Le foto mettono a confronto soggetti localizzati in corrispondenza di *gaps* nelle aree NEE1 (a sinistra) e nelle aree EE (a destra). Nelle aree NEE1 la dominanza apicale risulta bloccata a causa dell'erbivoria cronica mentre nelle aree EE l'assenza del disturbo consente lo sviluppo apicale tipico delle conifere.

Il modello di sopravvivenza implementato in questo studio fornisce uno strumento di sintesi dell'azione del pascolo degli ungulati nell'area studio. In particolare risulta importante analizzare il ruolo delle variabili esplicative significativamente collegate con la variabile binaria MIU. È possibile distinguere un ruolo ecologico (tecnico-scientifico) da uno gestionale (pratico-applcativo).

Dal punti di vista ecologico ESC_MED è un variabile collegata con la densità degli ungulati. È noto, in ambiente mediterraneo ed in tutti gli ecosistemi terrestri, che il carico di erbivori influisce sulla dinamica del bosco in modo significativo (Quézel e Médaille 2003, Zamora et al. 2001; Focardi e Tinelli 2005; Becerra e Bustamante

2008). Il modello indica che la probabilità di sopravvivenza dei semenzali di abete bianco è funzione del numero di escrementi degli ungulati presenti nell'area studio e che tale probabilità è maggiore per la rinnovazione in età avanzata ($ETA = 60$) rispetto a quella più giovane ($ETA = 10$) (Fig. 26). Le osservazioni scaturite dall'analisi della MIU confermano quanto indicato dal modello. Le piante più giovani (classe CR1) subiscono una forte riduzione nelle aree NEE1 e NEE2 mentre le piante in età avanzata (classe CR2 e CR3) mostrano una più alta probabilità di sopravvivenza. Anche gli studi effettuati in ambiente Mediterraneo da Zamora et al. (2001) e Becerra e Bustamante (2008) indicano che le giovani piantine sono le più esposte alla MIU.

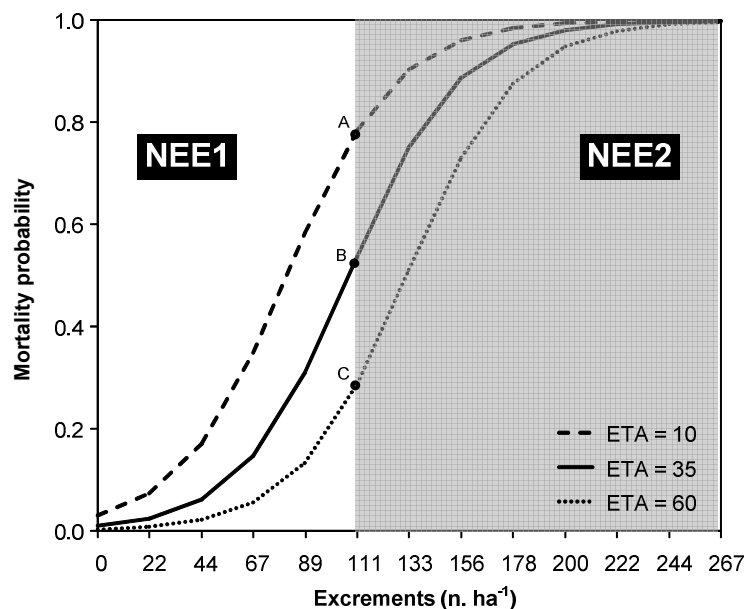


Fig. 26 Curve di sopravvivenza: i punti A, B e C indicano il passaggio dalle aree NEE1 a NEE2 (in base al numero di escrementi massimo registrato nelle aree NEE1). Si nota come la probabilità di sopravvivenza è più alta per la rinnovazione adulta (C) rispetto a quella giovane (A).

Dal punto di vista gestionale il modello fornisce uno strumento per la pianificazione forestale. La possibilità di poter stimare a priori la probabilità di sopravvivenza della rinnovazione naturale è un'informazione che può determinare o modificare la gestione del bosco in cui vi è la presenza di ungulati. Gli ungulati rappresentano un disturbo misurabile che agisce nel breve periodo, a differenza di altri disturbi come i cambiamenti climatici ed i danni di nuovo tipo, di cui non si dispongono ancora oggi

dati a sufficienza per poter valutare gli effetti se non con ampi margini di errore. Le variabili introdotte nel modello (ESC_MED; ETA) sono di facile determinazione in campo e forniscono con accuratezza la probabilità di sopravvivenza della rinnovazione naturale nell'area studio. Inoltre in ambienti in cui le conoscenze sulla densità degli ungulati sono scarse o assenti i risultati forniti dal modello rappresentano un'informazione preziosa per la gestione. Praticamente il modello indica che per stimare gli effetti del pascolo di ungulati nell'area studio è sufficiente calcolare il numero di escrementi a ettaro e dell'età della rinnovazione naturale di abete bianco.

Il confronto fra MIU e MN può essere considerato come un indicatore di degrado nell'area studio. La magnitudo ed il modello di sopravvivenza sono serviti per poter individuare gli indicatori di degrado per il restauro forestale (*sensu* Mercurio 2010) che consiste nel: rimuovere i fattori di degrado, attuare interventi volti al ripristino della densità, della composizione specifica di specie autoctone (e non), della struttura e funzionalità dell'ecosistema/popoloamento, alla riduzione della frammentazione degli habitat naturali, applicare una gestione (forestale) sostenibile, monitorare il lavoro svolto. La analisi condotte hanno consentito di valutare il principale fattore di degrado nel breve periodo rappresentato dal pascolo degli ungulati.

Risulta interessante introdurre il concetto di soglia entro cui è possibile distinguere condizioni di degrado da condizioni di non degrado. Pertanto può essere utile un paragone con la medicina in cui attraverso indicatori (temperatura, livelli di costituenti biologici ecc.) è possibile analizzare lo stato di salute entro il quale si ritiene necessario agire o non agire con azioni volte al ripristino delle funzioni normali. La rinnovazione naturale è un bioindicatore della funzionalità degli ecosistemi forestali (Oliver e Larson 1998; Fenner e Thompson 2005; Leck 2008; Mercurio 2010). Secondo Del Favero (2008) la fase di rinnovazione è una delle quattro fasi (rinnovazione, competizione, stabilizzazione, decadenza) più importanti che caratterizzano gli ecosistemi forestali. La fase di rinnovazione consente il riavvio del nuovo ciclo di una foresta e quindi la perpetuazione, la conservazione specifica ed ecologica. In ambiente Mediterraneo gli effetti dei disturbi che distruggono ripetutamente la rinnovazione naturale sono noti

(Rundel et al. 1998; Quézel e Médaile 2007; Mercurio 2010) ed in generale la distruzione della rinnovazione naturale è causa d'innescio di fenomeni di degrado che portano in casi estremi (ma tuttavia frequenti nel Mediterraneo) alla scomparsa del bosco con conseguenti effetti negativi disastrosi all'ecosistema (perdita della composizione specifica e quindi della biodiversità, erosione del suolo e desertificazione, perdita dei serbatoi di carbonio).

In questo studio i valori della MIU e della MN sono considerati come indicatori. La MN nelle aree escluse dal disturbo fornisce i valori di riferimento riguardo alla “condizione normale” in assenza del disturbo o fattore di degrado in questo caso. La MIU fornisce quindi i valori di riferimento per stabilire la condizione di degrado. Se la MIU si mantiene entro i valori limite della MN è possibile affermare che non sussistono condizioni di degrado, viceversa, se la MIU supera la MN è possibile affermare che si passa dalla “condizione normale” a quella di degrado in cui la distribuzione e la conservazione dell'abete bianco subisce effetti negativi significativi.

Nelle aree EE la MIU è nulla nel periodo di monitoraggio mentre la MN varia con valori compresi fra il 2.3% e l'8.5 % (Tab. 4).

Nelle aree NEE1 la MIU varia ed i valori sono compresi fra 3.5-8.2 % mentre la MN non presenta lievi variazioni 5.3-5.7 %. La media nel periodo è rispettivamente per la MIU e la MIA di 5.4 ± 2 % e 5.5 ± 0.2 %. In questo caso i valori indicano che non ci sono condizioni di degrado (Tab. 4).

Nelle aree NEE2 la MIU varia ed i valori sono compresi fra 15-22.8 % mentre la MN è nulla. La mortalità della rinnovazione dovuta esclusivamente al pascolo degli ungulati indica una condizione di forte degrado (Tab. 4).

Applicando questo concetto al modello di sopravvivenza proposto in questo studio il valore che discrimina la condizione di degrado da quella normale è di 111 escrementi ha^{-1} (Fig. 26). Premesso che, la resilienza di un ecosistema indica la sua capacità di tornare ad uno stato simile a quello iniziale dopo avere subito uno stress è possibile affermare che la magnitudo del disturbo nelle aree NEE1 agisce entro i limiti in cui all'ecosistema è resiliente mentre ciò non avviene nelle aree NEE2 in cui per migliorare

il funzionamento (*sensu* Del Favero 2008) si dovrebbe eliminare il disturbo che ne causa il degrado: il pascolo di ungulati.

Per quanto riguarda la frequenza del disturbo la Tab. 3 riporta i valori percentuali della mortalità nel periodo del monitoraggio. Le osservazioni indicano che il pascolo degli ungulati ha una frequenza continua durante tutto l'anno. Questi risultati trovano conferma dal fatto che non esiste alcuna azione di gestione della fauna nel Parco Regionale delle Serre e gli animali sono liberi di riprodursi e pascolare durante tutto l'anno. Nelle aree NEE1 e NEE2 sono stati avvistati bovini anche nel periodo freddo invernale durante le abbondanti nevicate che caratterizzano il massiccio delle Serre. I livelli di frequenza nelle aree NEE2 sono causa, assieme e alla magnitudo, di fenomeni di degrado.

Tab. 4 Mortalità nel periodo di monitoraggio e confronti fra MIU e MN (%).

Rilievi	MIU EE	MN	MIU NEE1	MN	MIU NEE2	MN
Set-08	-	-	-	-	-	-
Giu-09	-	2.3	3.5	-	15	-
Set-09	-	6.9	8.2	5.3	22.8	-
Giu-10	-	7.7	4.5	5.7	15.4	-
Set-10	-	8.5	5.4	5.6	17.1	-
<i>Media</i>	-	6.4	5.4	5.5	17.6	-
<i>Dev.st</i>	-	2.8	2.0	0.2	3.6	-

5. CONCLUSIONI

Lo studio di monitoraggio e la metodologia adottata in questo studio hanno consentito di analizzare sotto vari aspetti il disturbo causato dagli ungulati nell'area studio. In particolare i risultati ottenuti hanno consentito di:

- 1) stimare la magnitudo del disturbo intesa come mortalità della rinnovazione naturale e valutare gli effetti sulla rinnovazione naturale;
- 2) stimare la frequenza intesa come percentuale di piante che muoiono nell'unità di tempo;
- 3) confrontare la MIU con la MN;
- 4) mettere in relazione la MIU con indici di presenza;
- 5) implementare uno strumento per la gestione nel breve periodo.

Il pascolo di ungulati ha effetti negativi significativi sull'abbondanza e la distribuzione, sull'incremento di altezza e sull'affermazione della rinnovazione naturale. La magnitudo e la frequenza del disturbo sono la principale causa della morte della rinnovazione naturale dell'abete bianco.

Nelle aree a disturbo basso non escluse dall'erbivoria il pascolo di ungulati non innesca fenomeni di degrado in quanto la MN e la MIU si equivalgono. Nelle aree non escluse dall'erbivoria a disturbo alto NEE2 la MIU è nettamente superiore alla MN e ciò indica una condizione di degrado.

È possibile individuare e distinguere le aree in cui il disturbo rappresenta un fattore di degrado da quelle in cui il disturbo non rappresenta un fattore di degrado stimando il numero di escrementi a ettaro. Il modello di sopravvivenza implementato in questo studio indica come valore di passaggio dalla condizione normale a quella di degrado quello di 111 escrementi ha^{-1} .

Il modello proposto in questo studio rappresenta uno strumento per la gestione dell'abete bianco nell'area studio. *In primis* per la possibilità di prevedere la mortalità causata dalla MIU nel breve periodo nell'area studio e *in secundis* per la semplicità di impiego.

Le piante che superano l'altezza di 150 cm (classe CR3) hanno una maggiore probabilità di sopravvivenza nell'area studio in quanto solo una piccola percentuale di esse muore a causa del disturbo degli ungulati.

Viste le caratteristiche (magnitudo e frequenza) del disturbo considerato in questo studio si ritiene che esso:

- 1) assume un ruolo primario nei confronti di altri disturbi che possono avere effetti negativi sulla rinnovazione naturale dell'abete bianco ed innescare fenomeni di degrado nell'area studio;
- 2) influisce negativamente sull'abbondanza e la distribuzione dell'abete bianco al limite sud del suo areale in Europa e nel Mediterraneo.

Questo studio rappresenta un punto di partenza per lo studio dei disturbi che caratterizzano le foreste del Mediterraneo e per approfondire le conoscenze degli effetti del pascolo di ungulati sulla rinnovazione dell'abete bianco in questo ambiente si ritiene pertanto necessario: 1) allungare il periodo di monitoraggio; 2) approfondire le relazioni fra pascolo di ungulati e cambiamenti climatici (non possibile in questo studio per l'irreperibilità dei dati climatici del 2010) come fatto in altri studi in ambiente Mediterraneo (Zamora et al. 2003); 3) approfondire le caratteristiche spaziali del disturbo applicando il modello a scala di popolamento o di piano di gestione forestale nelle aree protette attraverso i sistemi informativi geografici (GIS); 4) estendere il concetto di soglia di degrado per il restauro della foresta Mediterranea (*sensu* Mercurio 2010) ai principali ecosistemi forestali che caratterizzano questi ambienti ed in relazione a disturbi differenti.

Bibliografia

- Akaike H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In B.N. Petrov and F. Csaki (Eds.), Second international symposium on information theory, 267-281. Budapest: Academiai Kiado.
- Akaike H. (1987). Factor analysis and AIC. *Psychometrika*, 52: 317-332.
- Albanesi E., Gugliotta O.I., Mercurio I., Mercurio R. 2008: Effects of gap size and within-gap position on seedlings establishment in silver fir stands. *iForest* 1: 55-59 [online: Feb 28, 2008] URL: <http://www.sisef.it/iforest/>
- Andrews J., Miller G., Armstrong H. (2000). The Effects of Mammalian Herbivores on Natural Regeneration of Upland, Native Woodland. Information & Advisory Note 115. URL: <http://www.snh.org.uk/publications/online/advisorynotes/115/115.htm>.
- Angelstam P. (1996). The ghost of forest past - Natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. In: DeGraaf, R.M., Miller, R.I. (Eds.), *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*, Chapman and Hall, London, pp. 287-337.
- Attiwill P.M. (1993). Forest disturbance. *Understanding nature*. Appita, 46: 328-348.
- Attiwill P.M. (1994a). Ecological disturbance and the conservative management of eucalypt forests in Australia. *Forest Ecology and Management*, 63: 301-346.
- Attiwill P.M. (1994b). The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63: 247-300.
- Augustine D.J., Frank D.A. (2001). Effects of migratory grazers on spatial heterogeneity of soil nitrogen properties in a grassland ecosystem. *Ecology*, 82: 3149-3169.
- Augustine D.J., McNaughton S.J. (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: Herbivore selectivity and herbivore tolerance. *J. Wild. Man.*, 62: 1165-1183.
- Bagnaresi U., Dall'Orso G., Gambi G., Loewe V. (1990). Rapporto tra pascolo e bosco nella collina piacentina. *Aspetti selvicolturali. Agricoltura Ricerca*, 108: 123-136. ISMEA, Roma.

- Bardgett R.D., Wardle D.A., Yeates G.W. (1998). Linking above-ground and below-ground interactions: how plant response to foliar herbivory influences soil organisms. *Soil. Biol. Biochem.*, 30: 1867-1878.
- Barnes B.V., Spurr S.H. (1998). *Forest ecology*. Wiley, 774 pp.
- Battles J.J., Fahey T.J. (1996). Spruce decline as a disturbance event in the subalpine forests of the northeastern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 408-421.
- Baudry J., Asselin A. (1991). Effect of low grazing pressure on some ecological patterns in Normandy, France. *Option Mediterraneennes - Serie Seminaires n. 15*: 103-109.
- Becerra P.I., Bustamante R.O. (2008). The effect of herbivory on seedling survival of the invasive exotic species *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* in a Mediterranean ecosystem of Central Chile. *Forest Ecology and Management*, 256: 1573-1578.
- Bergemann F., Kownatzki D. (1988). The genetic variation pattern of silver fir (*Abies alba*) in Europe monitored from enzyme gene loci. 5° IUFRO-Tannensymposium (Eds. Paule L., Korpel S.), Zvolen, Slovakia, p. 21-26.
- Bodmer R.E., Ward D. (2006). Frugivory in large mammalian herbivores. In: *The impact of large mammalian herbivores on biodiversity, ecosystem structure and function*, (Eds.) Danell K., Cambridge. University of Cambridge Press.
- Bormann B.T., Spaltenstein H., McClellan M.H., Ugolini F.C., Cromack K. Jr, Nay S.M. (1995). Rapid soil development after windthrow disturbance in pristine forests. *J. Ecol.*, 83: 747-757.
- Bozdogan H. (2000). Akaike's information criterion and recent developments in informational complexity. *Journal of Mathematical Psychology*, 44: 62-91.
- Bozdogan H. (1987). Model selection and Akaike's information criterion (AIC): the general theory and its analytical extensions, *Psychometrika*, 52 (3): 345-370.
- Brassel P., Brändli U.B. (Eds.) (1999). *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993-1995*, Verlag Paul Haupt, Bern.

- Brinkmann D. (1997). Der Schutzwald in den bayerischen Alpen. Schriftenreihe des Bayerischen Forstvereins 14, Schutzwald im Hochgebirge. Privatwald, Waldbau, pp. 13-23.
- Bryant J.P., Provenza F.D., Pastor U.J., Reichhardt P.B., Clausen T.P., du Toit J.T. (1991). Interactions between woody plants and browsing mammals mediated by secondary metabolites. *Annu. Rev. Ecol Syst.*, 22: 431-446.
- Burns C.E., Collins S.L., Smith M.D. (2009). Plant community response to loss of large herbivores: comparing consequences in a South African and a North American grassland. *Biodiversity and Conservation*, 18 (9): 2327-2342.
- Busing R.T., White R.D., Harmon M.E., White P.S., (2009). Hurricane disturbance in temperate deciduous forest: patch dynamics, tree mortality and coarse woody detritus. *Plant Ecology*, 201: 351-363.
- Cereti C.F., Dall'Orso G., Tabaglio V. (1990). Esame delle conseguenze agronomiche del pascolamento nel bosco. *Agricoltura Ricerca*, 108: 115–122. ISMEA, Roma.
- Chao Li, Michael J. (1996). Effect of contagious disturbance on forest temporal dynamics. *Ecological Modelling*, 87: 143-151.
- Côté S.D., Rooney T.P., Tremblay J.P., Dussault C., Waller D.M. (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 35, 113-147.
- De Capua E. (1995). Il bosco di Policoro: vicende storiche e caratteri vegetazionali. *Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali* 44: 183-233.
- Del Favero R. (2008). I boschi delle regioni meridionali e insulari. Cleup, Padova, pp. 466.
- Díaz M., Campos P., Pulido F. J. (1997). The Spanish dehesa: A diversity in land-use and wildlife. In D. J. Pain, & M. W. Pienkowsky (Eds.), *Farming and birds in Europe* (pp. 178-209). London: Academic Press.
- Didion M., Kupferschmid A.D., Bugmann H. (2009). Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. *Forest Ecology and Management*, 258: 44-55.

- Donkor N.T., Gedir J.V., Hudson R.J., Bork E.W., Chanasyk D.S., Naeth M.A. (2002). Impacts of grazing systems on soil compaction and pasture production in Alberta. Canadian Journal of Soil Science vol. 82.
- du Toit J. T. (2003). Large herbivores and savanna heterogeneity. In: J. du Toit, K. Rogers and H. Biggs, editors. The Kruger experience. Ecology and Management of savanna heterogeneity. Island Press, Washington, DC, US, pp 292-309.
- Ducci F., Proietti R., Favre J.M. (1998). Le genre *Abies* en Italie: écologie générale, gestion sylvicole et ressources génétiques. *Fôret Méditerranéenne*, 19 (2):153-163.
- Fenner M., Thompson K., (2005). Seeds: biology, development and ecology. Cambridge University Press, pp. 440.
- Jaworski A. (1995). Charakterystyka hodowlana drzew lesnych (Sylvicultural characteristic of forest trees), Gutenberg, Kraków pp. 52–76 (in Polish).
- Leck A.M., (2008). Seedlings ecology and evolution. Cambridge University Press, pp. 514.
- Luo J., Tillman R.W., Ball P.R. (1999). Grazing effects on denitrification in a soil under pasture during two contrasting seasons. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 903-912.
- Maione U., Moisello U. (1993). Elementi di statistica per l'idrologia. Pavia, la Goliardica Pavese, 1993.
- McArthur C., Appleton R. (2004). Effect of seedlings characteristics at planting on browsing of *Eucalyptus globulus* by rabbits. *Aust. Forestry*, 67: 25-39.
- Muscolo A., Sidari M., Mercurio R., (2007) Influence of gap size on organic matter decomposition, microbial biomass and nutrient cycle in Calabrian pine (*Pinus laricio*, Poiret) stands. *For. Ecol. and Manag.*, 242: 412-418
- O'Reilly J., McArthur C. (2000). Damage to and intake of plantation seedlings by captive European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Aust. Forestry.*, 63: 1-6.
- Paci M., (2004). Ecologia forestale. Elementi di conoscenza dei sistemi forestali. Il Sole 24 ore Edagricole, pp. 210.

- Richardson D.M., Bond W.J. (1991). Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. *Am. Nat.*, 137: 639-668.
- Rindel P.W., Montenegro G., Jaksic F.M. (Eds.) (1998). Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 447.
- Swets J.A. (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems, *Science*, 240: 1285-1293.
- Egli B.R. (1998). Effects of grazing on the natural forest of western Crete. In: Papanastasis, V.P., Peter, D. (Eds.), *Ecological Basis of Livestock Grazing in Mediterranean Ecosystems*. EUR 18308, Luxembourg, pp. 103-106.
- Eiberle K. (1989). Über den Einfluss des Wildverbisses auf die Mortalität von jungen Waldbäumen in der oberen Montanstufe. *Schweiz Z Forstwes*, 140, 1031-1042.
- Eiberle K., Zehnder U. (1985). Kriterien zur Beurteilung des Wildverbisses bei der Weisstanne. *Schweiz Z Forstwes*, 136: 399–414.
- Eiberle K. (1989). Über den Einfluss des Wildverbisses auf die Mortalität von jungen Waldbäumen in der oberen Montanstufe. *Schweiz. Z. Forstwes*. 140, 1031–1042.
- Ellenberg H. (1988). *Vegetation Ecology of central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Figureola J., Green A.J. (2004). Effects of seed ingestion and herbivory by waterflow on seedling establishment. A field experiment with wigeongrass *Ruppia maritime* in Doñana, south west Spain. *Plant Ecology*, 173: 33-38.
- Focardi S., Tinelli A. (2005). Herbivory in a Mediterranean forest: browsing impact and plant compensation. *Acta Oecologica*, 28: 239-247.
- Ford M.A., Grace J.B. (1998). Effects of vertebrate herbivores on soil processes, plant biomass, litter accumulation and soil elevation changes in a coastal marsh. *J Ecol*, 86:974-98.
- Foster D.R. (1988). Disturbance history, community organization, and vegetation dynamics of the old-growth Pisgah Forest, south-western New Hampshire, USA. *J Ecol*, 76: 105-134.

- Foster D.R., Boose E.R. (1992). Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA. *J Ecol*, 80: 79-98.
- Frank D.A., Groffman P.M., Evans D.R., Tracy B.F. (2000). Ungulate stimulation of nitrogen cycling and retention in Yellowstone Park grassland. *Oecologia*, 123:116–121.
- Frelich L.E. (2002). Forest dynamics and disturbance regimes - Studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press, pp. 266.
- Gabreilli A. (2006). Le vicende storiche e demografiche italiane come cause dei cambiamenti del paesaggio forestale. *Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali*, 55: 133-166.
- Giacobbe A. (1974). Ricerche sperimentali recenti sull'abete appenninico. *L'Italia Forestale e Montana*, 29 (4): 137-144.
- Gill R.M.A. (1992). A review of damage by mammals in north temperate forests. 1. Deer. *Forestry*, 65: 145-169.
- Glenn-Lewin D.C., Van Der Maarel E. (1992). Patterns and processes of vegetation dynamics. In *Plant Succession - Theory and Prediction*. D.C. Glenn- Lewin, R.K. Peet and T.T. Veblen (Eds.). Chapman and Hall, London, 11-59.
- Gray A.N., Spies T.A. (1996). Gap size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *J Ecol*, 84: 635-645.
- Haarmeyer D.H., Schmiedel U., Dengler J., Bösing B.M. (2010). How does grazing intensity affect different vegetation types in arid Succulent Karoo, South Africa? Implications for conservation management. *Biological Conservation*, 143(3): 588-596.
- Hansen J.K., Bo Larsen J. (2004). European silver fir (*Abies alba* Mill.) provenances from Calabria, southern Italy: 15-year results from Danish provenance field trials. *European Journal of Forest Research*, 123 (2): 127-138.
- Harmer R. (2001). The effect of plant competition and simulated summer browsing by deer on tree regeneration. *Journal of Applied Ecology* 38:1094-1103.
- Harrison K.A., Bardgett R.D. (2008). Impacts of grazing and browsing by large herbivores on soils and soil biological properties. In: Gordon IJ, Prins HHT (Eds.)

- The ecology of browsing and grazing. Ecological studies 195. Springer, Berlin, pp 201-216.
- Huntley N. (1991). Herbivores and dynamics of communities and ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst*, 22: 477-503.
- Johnson J.C., Parker K.L., Heard D.C., Gillingham M.P. (2002). Movement parameters of ungulates and scale-specific responses to the environment. *Journal of Animal Ecology*, 71: 225-235.
- Johnson E.A., Miyanishi K., Weir J.M.H. (1995). Old-growth, disturbance and ecosystem management. *Can J Bot*, 73: 918-926.
- Jonsson B.G., Esseen P.A. (1990). Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *Journal of Ecology*, 78: 924-36.
- Kotowska A.M., Cahill Jr J.F., Keddie B.A. (2010). Plant genetic diversity yields increased plant productivity and herbivore performance. *Journal of Ecology*, 98 (1): 237-245.
- 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: 238-247.
- Kramer W. (1984): Die Weiss00tanne (*Abies alba* Mill) in Kalabrien. *Forstarchiv*, 55 (3): 96-99, 55 (4): 150-155.
- Larsen J.B. (1986)a. Das Tannensterben: Eine neue Hypothese zur Klärung des Hintergrundes dieser rätselhaften Komplexkrankheit der Weisstanne (*Abies alba* Mill). *Forstw. Cbl.*, (105), 5: 381-396.
- Larsen J.B. (1986)b. Die geographische Variation der Weisstanne (*Abies alba* Mill.) Wachstumsentwicklung und Frostresistenz. *Forstw Cbl*, 105 (5): 396-406.
- Lavorel S. (1999). Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distribution*, 5: 3-13.
- Lindenmayer D.B., Franklin J.F. (1997). Forest structure and sustainable temperate forestry: a case study from Australia. *Conservation Biol*, 11: 1053-1068.

- Mercurio I., Mercurio R., (2008). Effetto del regime luminoso sulla rinnovazione naturale dell'abete bianco (*Abies alba* Mill.) nel bosco di Archiforo, Calabria. *Forest@* 5: 171-175. [online: 2008-06-20]
- Mercurio R. (Eds.) (2010). Restauro della foresta Mediterranea. CLUEB, 368 pp.
- Montemurro O., Casamassima D., Schiavone M., Cagnetta P., Moramarco V. (1993)a. Pascolo ovino in foresta. I, Produzione quanti-qualitativa. *Annali della Facoltà di Agraria. Università degli Studi di Bari*, 34: 169-184.
- Montemurro O., Casamassima D., Vonghia G., Schiavone M., Cagnetta P., Moramarco V. (1993)b. Pascolo ovino in foresta. II, Utilizzazione e carico. *Annali della Facoltà di Agraria. Università degli Studi di Bari*, 34: 185-195.
- 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: 151-164.
- Motta R. (1996). Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the western Italian Alps. *For. Ecol. Manage.*, 88: 93-98.
- Muñoz A., Bonal R., Diaz M. (2009). Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology*, 10: 151-160.
- Myers N., Cowling R. (1999). Mediterranean Basin. In R.A. Mittermeier, N. Myers & C. Goettsch Mittermeier. (Eds.), *Hotspots – Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. pp. 254-267. Mexico City: CEMEX & Conservation International.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858. doi:10.1038/35002501
- Naimann R.J. (1998). Animal influences on ecosystem dynamics. Large animals are more than passive component of ecological systems. *Bio Science*, 38: 750-752.
- Naveh Z. (1992). Fire in the Mediterranean: a landscape perspective. In Goldammer JG, Jenkins MJ (Eds.) *Fire in ecosystem dynamic*. SPB Academic Publ, The Hauge, pp. 401-434.

- Oliver C.D. (1981). Forest development in North America following major disturbance. *Forest Ecology and Management*, 3: 153-168.
- Oliver C.D., Larson B. (1996). *Forest stand dynamics* (update edition). Wiley, New York, pp. 520. Blackwell Science Ltd.
- Ott E. (1989). Verjüngungsprobleme in hochstaudenreichen Gebirgsnadelwäldern. Schweiz. Z. Forstwes. 140, 23-42.
- Palik B.J., Mitchell R.J., Hiers J.K. (2002). Modeling silviculture after natural disturbance to sustain biodiversity in the longleaf pine (*Pinus palustris*) ecosystem: balancing complexity and implementation. *Forest Ecol. Manage.*, 155, 347-356.
- Parducci L., Szmidt A.E., Madaghiele A.M., Anzidei Vendramin G.G. (2000). Genetic variation at chloroplast microsatellites (cpSSRs) in *Abies nebrodensis* (Lojac.) Mattei and three neighboring *Abies* species. *Theoretical and Applied Genetics* Volume, 102 (5): 733-740. [DOI: 10.1007/s00122005170]
- Perry D.A. (1994). *Forest ecosystems*. The John Hopkins University Press, 655 pp.
- Peterken G.F. (1996). *Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press pp. 522.
- Pickett S.T.A., White P.S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Pratt P.D., Rayamajhi M.B., Van T.K., Center T.D., Tipping P.W. (2005). Herbivory alters resource allocation and compensation in the invasive tree *Melaleuca quinquenervia*. *Ecological Entomology*, 30 (3): 316-326.
- Quine C.P., Humphrey J.W., Ferris R. (1999). Should the wind disturbance patterns observed in natural forests be mimicked in planted forests in the British uplands? *Forestry*, Vol. 72, No. 4.
- Rambo J.L., Faeth S.H. (1999). Effects of grazing on plant and insect community structure. *Con. Biol.*, 13:1047-1054.
- Relva M.A., Veblen T.T. (1998). Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *For. Ecol. Manage.*, 108: 27-40.

- Relva M.A., Westerholm C.L., Kitzberger T. (2008). Effects of introduced ungulates of forest understory communities in northern Patagonia are modified by timing and severity of stand mortality. *Plant. Ecol.* 201: 11-22.
- Rundel P.W., Montenegro G., Jaksic F.M. (Eds.) (1998). *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-type Ecosystems*, pp. 447.
- Runkle J.R. (1990). Gap dynamics in an Ohio *Acer-Fagus* forest and speculations on the geography of disturbance. *Can. J. For. Res.*, 20: 632-641.
- 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: 151-164.
- Singer F.J., Schoenecker K.A. (2003). Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? *For. Ecol. Manage.*, 181: 189-204.
- Stevens M.T., Kruger E.L., Lindroth R.L. (2008). Variation in tolerance to herbivory is mediated by differences in biomass allocation in aspen. *Functional Ecology*, 22 (1): 40-47.
- Sumanta B., Tsewang N., Ritchie M.E. (2006). Small mammalian herbivores as mediators of plant community dynamics in the high-altitude arid rangelands of Trans-Himalaya. *Biological Conservation*, 127 (4): 438-442.
- Takashi K. (1994). Effect of size structure, forest floor type and disturbance regime on tree species composition in a coniferous forest. *Japan. J. Ecol.*, 82: 769-773.
- Trabaud L., Prodon R. (1993). *Fire in Mediterranean ecosystems*. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg.
- Van Wieren S.E., Bakker J.P. (2008). The impact of Browsing and Grazing Herbivores on Biodiversity. In: Gordon IJ, Prins HHT (Eds.) *The ecology of browsing and grazing*. Ecological studies 195. Springer, Berlin, pp. 263-286.
- Varner J.M., Kush J.S., Meldahl R.S. (2003). Structure of old-growth longleaf pine (*Pinus palustris* Mill.) forests in the mountains of Alabama. *Castanea*, 68: 211-221.

- Vavra M., Parks C.G., Wisdom M.J. (2007). Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management*, 246 (1): 66-72.
- Vicario F., Vendramin G.G., Rossi P., Liò P., Giannini R. (1995). Allozyme, chloroplast DNA and RAPD markers for determining genetic relationships between *Abies alba* and the relic population of *Abies nebrodensis*. *Theor. Appl. Genet.*, 90: 1012-1018. [doi: 10.1007/BF00222915]
- Vitousek P.M., White P.S. (1981). Process studies in succession. In *Forest Succession: Concepts and Application*. D.C. West, H.H. Shugart and D.B. Botkin (Eds.), Springer-Verlag, New York, 267-276.
- Wardle D.A., Barker G.M., Yeates G.W., Bonner K.I., Ghani A. (2001). Introduced browsing mammals in natural New Zealand forests: aboveground and belowground consequences. *Ecol. Monogr.*, 71:587-614.
- Webster C.R., Jenkins M.A., Rock J.H. (2005). Long-term response of spring flora to chronic herbivory and deer exclusion in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Biological Conservation*, 125 (3): 297-307.
- Zamora R., Gòmez J.M., Hódar J.S., Casro J., García D. (2001). Effect of browsing by ungulates on saplings growth of Scots pine in a Mediterranean environment: consequences for forest regeneration. *Forest Ecology and management* 144: 33-42.

RINGRAZIAMENTI

Consapevole del fatto che si sarebbe potuto fare di più e soprattutto meglio desidero ringraziare prima di tutto la mia famiglia insostituibile supporto nella buona e nella cattiva sorte. Grazie alle persone che mi hanno aiutato nel percorso di ricerca durante questa esperienza tecnico-scientifica. Grazie al mio tutor il prof. Roberto Mercurio per i suoi preziosi consigli scientifici, per la sua disponibilità, pazienza e fiducia nei miei confronti come padre di famiglia. Un ringraziamento particolare va agli amici ed ai colleghi dottorandi e ricercatori spagnoli della Yutera di Palencia (Valladolid) in prima persona al prof. Felipe Bravo per i suoi consigli, per la sua passione per la modellistica forestale e per l'entusiasmo verso ogni tipo di sfida scientifica che mi ha saputo trasmettere. Grazie ad un anonimo viandante di Michalovce che mi ha regalato la seguente massima che mi ha accompagnato durante questo percorso: "...non esistono problemi ma solo soluzioni...". Grazie a tutti gli amici di Viterbo per la loro gentilezza ed ospitalità durante questi tre anni Rosaria, Francesca ed il suo Orco Davidoso... futuro collega (un Orco forestale è un connubio fantastico)!

Anche se non è un ringraziamento riporto una frase che mi accompagna oramai da tempo "*nemo propheta in patria (sua)*" (dai vangeli di Matteo 13,57; Marco 6,4; Luca 4,24; Giovanni 4,44).

PLMRW

Allegato 1

Sintassi della procedura di correlazione (PROC CORR) in SAS System:

```
-----  
proc corr;  
var;  
run;  
-----
```

Sintassi della procedura logica (PROC LOGISTIC) in SAS System:

```
-----  
proc logistic descending;  
model survival = var /expb clparm=both clodds=both lackfit rsq  
slstay=0.05 ctable pprob= (0 to 1 by 0.01) selection=backward;  
run;  
-----
```

SAS PROC CORR Output

The SAS System							
13:47 Tuesday, October 7, 2008							
1							
The CORR Procedure							
13 Variables: dist_ID height age LF dbh grazed graz_ID PAR_aver soil_mst							
plg_area n_excrem n_excrem TOT_excr							
Simple Statistics							
Variable	N	Mean	Std Dev	Sum	Minimum	Maximum	Label
dist_ID	300	0.66333	0.27399	199.00000	0.33000	1.00000	dist_ID
height	300	98.73333	59.86028	29620	2.00000	275.00000	height
age	300	22.41333	9.89421	6724	1.00000	40.00000	age
LF	300	0.96867	1.48451	290.60000	0	12.00000	LF
dbh	100	1.41100	1.29497	141.10000	0.10000	7.00000	dbh
grazed	300	0.52667	0.50012	158.00000	0	1.00000	grazed
graz_ID	300	38.31667	36.59984	11495	0	100.00000	graz_ID
PAR_aver	300	33.21667	6.81318	9965	20.10000	40.10000	PAR_aver
soil_mst	300	19.41000	3.80132	5823	13.00000	26.00000	soil_mst
plg_area	300	1.05000	0.76885	315.00000	0.10000	2.20000	plg_area
n_excrem	300	6.33333	3.40503	1900	1.00000	10.00000	n_excrem
n_excrem	300	6.33333	3.40503	1900	1.00000	10.00000	n_excrem
TOT_excr	300	14.00000	8.07573	4200	3.00000	24.00000	TOT_excr
Pearson Correlation Coefficients							
Prob > r under H0: Rho=0							
Number of Observations							
	dist_ID	height	age	LF	dbh	grazed	graz_ID
dist_ID	1.00000	0.05278	0.16598	-0.49990	.	0.60562	0.83364
dist_ID		0.3623	0.0039	<.0001	.	<.0001	<.0001
	300	300	300	300	100	300	300
height	0.05278	1.00000	0.57482	0.20324	0.68102	-0.05193	-0.03601
height		0.3623	<.0001	0.0004	<.0001	0.3701	0.5344
	300	300	300	300	100	300	300
age	0.16598	0.57482	1.00000	0.07728	0.63523	0.04373	0.03042
age		0.0039	<.0001	0.1819	<.0001	0.4505	0.5997
	300	300	300	300	100	300	300
LF	-0.49990	0.20324	0.07728	1.00000	0.47924	-0.29483	-0.42088
LF		<.0001	0.0004	0.1819	<.0001	<.0001	<.0001
	300	300	300	300	100	300	300
dbh	.	0.68102	0.63523	0.47924	1.00000	0.09903	0.05351
dbh		<.0001	<.0001	<.0001		0.3270	0.5970
	100	100	100	100	100	100	100
grazed	0.60562	-0.05193	0.04373	-0.29483	0.09903	1.00000	0.58852
grazed		<.0001	0.3701	0.4505	<.0001	0.3270	<.0001
	300	300	300	300	100	300	300

The SAS System				13:47 Tuesday, October 7, 2008				2
The CORR Procedure								
Pearson Correlation Coefficients								
Prob > r under H0: Rho=0								
Number of Observations								
	dist_ID	height	age	LF	dbh	grazed	graz_ID	
graz_ID	0.83364	-0.03601	0.03042	-0.42088	0.05351	0.58852	1.00000	
graz_ID	<.0001	0.5344	0.5997	<.0001	0.5970	<.0001		
	300	300	300	300	100	300	300	
PAR_aver	-0.66211	0.10927	0.07483	0.27381	-0.43695	-0.50827	-0.77480	
PAR_aver	<.0001	0.0587	0.1962	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	
	300	300	300	300	100	300	300	
soil_mst	-0.01930	0.04699	-0.02542	0.00353	0.10480	-0.11220	-0.04490	
soil_mst	0.7392	0.4174	0.6610	0.9515	0.2994	0.0522	0.4384	
	300	300	300	300	100	300	300	
plg_area	0.98432	0.03309	0.15942	-0.49832	0.43695	0.61319	0.85992	
plg_area	<.0001	0.5681	0.0057	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	
	300	300	300	300	100	300	300	
n_excrem	0.95954	0.14588	0.29778	-0.47603	0.43695	0.58395	0.77500	
n_excrem	<.0001	0.0114	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	
	300	300	300	300	100	300	300	
n_excrem	0.95954	0.14588	0.29778	-0.47603	0.43695	0.58395	0.77500	
n_excrem	<.0001	0.0114	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	
	300	300	300	300	100	300	300	
TOT_excr	0.98625	0.09926	0.19836	-0.48271	0.43695	0.60118	0.83660	
TOT_excr	<.0001	0.0861	0.0005	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	
	300	300	300	300	100	300	300	
Pearson Correlation Coefficients								
Prob > r under H0: Rho=0								
Number of Observations								
	PAR_aver	soil_mst	plg_area	n_excrem	n_excrem	TOT_excr		
dist_ID	-0.66211	-0.01930	0.98432	0.95954	0.95954	0.98625		
dist_ID	<.0001	0.7392	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001		
	300	300	300	300	300	300		
height	0.10927	0.04699	0.03309	0.14588	0.14588	0.09926		
height	0.0587	0.4174	0.5681	0.0114	0.0114	0.0861		
	300	300	300	300	300	300		
age	0.07483	-0.02542	0.15942	0.29778	0.29778	0.19836		
age	0.1962	0.6610	0.0057	<.0001	<.0001	0.0005		
	300	300	300	300	300	300		

The SAS System

13:47 Tuesday, October 7, 2008 3

The CORR Procedure

Pearson Correlation Coefficients

Prob > |r| under H0: Rho=0

Number of Observations

	PAR_aver	soil_mst	plg_area	n_excrem	n_excrem	TOT_excr
LF	0.27381	0.00353	-0.49832	-0.47603	-0.47603	-0.48271
LF	<.0001	0.9515	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	300	300	300	300	300	300
dbh	-0.43695	0.10480	0.43695	0.43695	0.43695	0.43695
dbh	<.0001	0.2994	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	100	100	100	100	100	100
grazed	-0.50827	-0.11220	0.61319	0.58395	0.58395	0.60118
grazed	<.0001	0.0522	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	300	300	300	300	300	300
graz_ID	-0.77480	-0.04490	0.85992	0.77500	0.77500	0.83660
graz_ID	<.0001	0.4384	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	300	300	300	300	300	300
PAR_aver	1.00000	0.02601	-0.72098	-0.57041	-0.57041	-0.68444
PAR_aver		0.6536	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	300	300	300	300	300	300
soil_mst	0.02601	1.00000	-0.01013	-0.00801	-0.00801	-0.00109
soil_mst	0.6536		0.8613	0.8901	0.8901	0.9850
	300	300	300	300	300	300
plg_area	-0.72098	-0.01013	1.00000	0.95813	0.95813	0.97495
plg_area	<.0001	0.8613		<.0001	<.0001	<.0001
	300	300	300	300	300	300
n_excrem	-0.57041	-0.00801	0.95813	1.00000	1.00000	0.96693
n_excrem	<.0001	0.8901	<.0001			<.0001
	300	300	300	300	300	300
n_excrem	-0.57041	-0.00801	0.95813	1.00000	1.00000	0.96693
n_excrem	<.0001	0.8901	<.0001			<.0001
	300	300	300	300	300	300
TOT_excr	-0.68444	-0.00109	0.97495	0.96693	0.96693	1.00000
TOT_excr	<.0001	0.9850	<.0001	<.0001	<.0001	
	300	300	300	300	300	300