

SEBASTIANO CULLOTTA (\*) - GAETANO LA PLACA (\*\*)  
FEDERICO GUGLIELMO MAETZKE (\*)<sup>(°)</sup>

## POPOLAMENTI MARGINALI DI FAGGIO E CAMBIAMENTI CLIMATICI IN SICILIA: CRITICITÀ ED EFFETTI DELL'APPLICAZIONE DI PRATICHE SELVICOLTURALI TRADIZIONALI NON-SOSTENIBILI AL VARIARE DELLE CONDIZIONI MICRO-STAZIONALI

(\*) Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università di Palermo.

(\*\*) Dottore forestale.

(°) Autore corrispondente; federico.maetzke@unipa.it

*Il faggio (Fagus sylvatica) è una tipica specie medio-Europea; in Sicilia si rinvencono i boschi di faggio più meridionali d'Europa. La marginalità ecologica di questi boschi è particolarmente evidente nei pattern frammentati e isolati di questi soprassuoli, in prossimità del limite della vegetazione arborea e/o localizzati nelle condizioni topografiche meno favorevoli. Nel presente lavoro si mettono a confronto i parametri dendrometrico-strutturali e lo stato di salute delle piante in soprassuoli delle Madonie, confrontando cedui di faggio recentemente sottoposti a pratiche di taglio e aree di controllo non trattate da tempo. Inoltre, questi aspetti sono stati messi in relazione con il gradiente topografico locale ed alla frammentazione della copertura. Sulla base delle condizioni topografiche marginali (crinali, versanti) e della frammentazione della copertura (alberi al margine/radura), i risultati mostrano chiaramente una forte riduzione dello stato di salute delle piante (maggiori danni alla corteccia e alla chioma, una percentuale più alta di alberi morti, una minore densità di rinnovazione) correlate all'intervento di taglio del ceduo. Il chiaro deperimento delle piante può determinare in futuro una minaccia crescente per queste faggete multi-marginali (per latitudine, topografia e frammentazione della copertura). Inoltre, i risultati ottenuti fanno ipotizzare che, anche se l'effetto degli interventi selvicolturali è evidente nei due gruppi a confronto (aree tagliate e aree controllo), la riduzione dello stato di salute di queste piante sia ulteriormente accelerata dagli effetti che il cambiamento climatico generale sta determinando in queste condizioni stazionali di marginalità ecologica. Il ridotto stato di salute delle piante anche nelle aree di controllo avvalorano questa ipotesi.*

*Parole chiave:* faggete marginali; gradiente topografico; cedui alto-montani; deperimento; defoliazione; moria.

*Key words:* marginal European beech; topographic gradient; coppice; tree damage; defoliation; dead tree.

*Citazione:* Cullotta S., Maetzke F.G., 2016 - *Popolamenti marginali di faggio e cambiamenti climatici in Sicilia: criticità ed effetti dell'applicazione di pratiche selvicolturali tradizionali non-sostenibili al variare delle condizioni micro-stazionali*. L'Italia Forestale e Montana, 71 (1): 7-30. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2016.1.01>

### 1. INTRODUZIONE

Il faggio è ampiamente diffuso in Europa, dalle formazioni delle pianure settentrionali a quelle montano-mediteranee a sud. In Italia le faggete sono molto

diffuse e costituiscono circa il 12% della copertura nazionale dei boschi d'alto fusto, estendendosi dalle Alpi ai siti più meridionali in Sicilia. Le formazioni forestali di faggio sono distribuite su aree con diversificate condizioni ambientali, passando dai siti molto umidi delle valli alpine alle aride vette montuose della Sicilia, al limite meridionale della distribuzione della specie. Una tale distribuzione comporta un forte variabilità imputabile all'origine e agli adattamenti specifici (Magri *et al.*, 2006).

Diversi studi sul cambiamento climatico hanno evidenziato un grave rischio potenziale per la sopravvivenza dei popolamenti di faggio che si trovano al margine dell'areale europeo (Berry *et al.*, 2002; Attorre *et al.*, 2008; Benito Garzon *et al.*, 2008). L'effetto del cambiamento climatico su queste formazioni forestali interferisce ad esempio con i processi di rinnovazione naturale (Gessler *et al.*; 2007; Silva *et al.*, 2012; Mátyás *et al.*, 2009), la crescita e la produttività (Dittmar *et al.*, 2006; Seynave *et al.*, 2008).

Nelle aree meridionali le temperature medie sono più elevate, le precipitazioni stagionali tendono a concentrarsi e i periodi di siccità sono in aumento; si prevede quindi uno spostamento verso l'alto del limite altitudinale della vegetazione arborea e una regressione della distribuzione di questa specie nell'Europa meridionale (Jump *et al.*, 2006; Peñuelas e Boada, 2003). Con particolare riferimento alle formazioni di faggio siciliane, che si rinvergono sulle vette della catena montuosa nord-orientale, l'effetto del cambiamento climatico tramite l'aumento della temperatura potrebbe implicare la riduzione progressiva, il declino e anche l'estinzione locale di questa specie (Piovesan *et al.*, 2008; Pignatti, 2011).

Negli ultimi anni, nelle stazioni meridionali i boschi di faggio stanno affrontando gravi periodi di siccità e devono essere gestiti con estrema ocularità al fine di salvaguardarne l'esistenza. Le tradizionali pratiche selvicolturali, in tutte le foreste di faggio dei rilievi mediterranei, hanno fortemente influenzato e modellato la loro attuale variabilità strutturale, creando e mantenendo una grande varietà di forme strutturali (Bengtsson *et al.*, 2000), con particolare riferimento a quelli relativi al taglio del ceduo al fine di fornire legna grezza per la produzione di carbone (Ciancio *et al.*, 2008; Coppini e Hermanin 2007; Nocentini, 2009). Oggi, a seguito della riduzione della domanda di mercato del carbone vegetale, la maggior parte dei boschi cedui di faggio non sono più gestiti, o sono diretti alla conversione a fustaia (Bergmeier e Dimopoulos, 2001; Ciancio *et al.*, 2006; Nocentini, 2009).

Infine, a livello locale, il clima e le pratiche gestionali interagiscono con i principali caratteri topografici e micro-stazionali e con l'effetto copertura/margine del soprassuolo. In ambiente montano-mediterraneo, i popolamenti di faggio occupano i crinali e i pendii ripidi, in formazioni frammentate ed ecotonali, patendo di più l'esposizione all'azione del vento e la turbolenza frontale, la temperatura più calda dell'aria e del suolo, provocando crescenti problemi e danni alla salute delle piante (Barbeta *et al.*, 2011; Harper *et al.*, 2005; Heithecker e Halpern, 2007).

In questo lavoro vengono esaminati i caratteri strutturali di alcuni boschi cedui di faggio dei Monti Madonie e le passate pratiche di gestione selvicolturale applicate, in relazione al gradiente topografico locale e alla frammentazione della

copertura dei popolamenti, con l'obiettivo di valutare i possibili effetti sullo stato di salute delle piante, evidenziando la possibilità di applicare una gestione sostenibile e una corretta selvicoltura atta a conservare e mantenere la resilienza ecologica di questi boschi marginali.

Il dettaglio delle elaborazioni di questo lavoro riguarda aree di rilievo poste su substrati silicei. Per valutare l'effetto delle pratiche di ceduzazione sulla struttura del bosco e sulle condizioni di salute delle piante, sono stati messi a confronto parametri dendrometrici e relativi caratteri strutturali, la densità delle piante, la defogliazione, i danni alla corteccia, la presenza di ceppaie/piante morte, tra aree recentemente interessate da tagli e aree controllo.

Viene infine riportato un confronto tra soprassuoli di faggio limitrofi ma su substrati diversi (silicei vs. carbonatici), a parità di condizioni topografiche, e tra soprassuoli non recentemente interessati da azioni di taglio, al fine di evidenziare eventuali differenze imposte da tale fattore sullo stato di salute delle piante.

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1. *Area di studio*

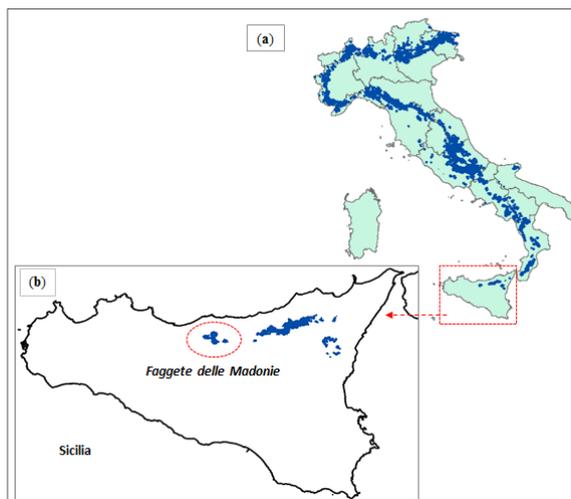
In Sicilia le faggete assumono un particolare interesse ecologico e fitogeografico poiché sono localizzate al limite più meridionale dell'intero areale di distribuzione europeo, occupando 15.924 ettari (Camerano *et al.*, 2011). Le formazioni forestali di faggio coprono principalmente i crinali e le alte pendici della catena montuosa costiera che si sviluppa lungo il versante settentrionale e nord-orientale dell'isola. Il faggio vegeta dai 1200 fino ai 2000 m s.l.m., dominando la fascia di vegetazione montana di Nebrodi e Madonie, fino alle alte pendici del monte Etna (Cullotta *et al.*, 2015). I versanti montuosi che si affacciano sul Mar Tirreno sono interessati da venti umidi, determinando condizioni di elevata umidità dell'aria che permette l'affermazione del faggio, anche se le precipitazioni annue soddisfano appena il fabbisogno idrico di questa specie; tali strategie di adattamento sono state supposte per formazioni meridionali (Nahm *et al.*, 2007). Tuttavia, queste aree meridionali sono spesso colpite da gravi periodi di siccità.

Per l'obiettivo del presente studio sono stati scelti, dopo un'indagine preliminare delle faggete Siciliane, alcuni popolamenti marginali di faggio. La scelta del caso studio è stata fatta in virtù dei seguenti requisiti: i) i soprassuoli dovevano essere stati utilizzati quanto più di recente (ultimi uno/due decenni), secondo il metodo selvicolturale tradizionale locale: ceduzazione con rilascio di matricine; ii) dovevano essere presenti, in seno al popolamento considerato, delle aree non utilizzate (almeno negli ultimi tre/quattro decenni) utilizzabili come punti di controllo.

I cedui di faggio scelti sono situati sui versanti nord-orientali e sulle vette del settore meridionale dei Monti Madonie (Fig. 1), dove il faggio si estende da 1300 fino a quasi 2000 m s.l.m. (sommità delle cime); in questa area i boschi di faggio coprono 2.473 ettari.

Figura 1 - Distribuzione dei boschi di faggio (*Fagus sylvatica*) in Italia (a) (database Corine LC 2005); in Sicilia e nell'area di studio dei Monti Madonie (b) (database Carta Forestale Regione Sicilia - Sistema Informativo Forestale 2011).

Figure 1- Distribution of *Fagus sylvatica* in Italy (a) (database Corine LC 2005); in Sicily and in the study area in the Madonie mountains (b) (data from the Forest Map of Sicily - Regional Forest Information System 2011).



Le formazioni di faggio analizzate crescono su substrati di tipo quarzarenitico (Flysch numidico) e carbonatico (dolomie) (Fig. 2a), su diversi tipi di suolo, soprattutto in funzione del gradiente topografico: cambisols Eutric (suoli bruni), Regosols Eutric (Regosuoli), Lithosols (Litosuoli).

Per quanto riguarda i principali caratteri del clima, le precipitazioni annue di solito sono superiori a 1000 mm, con la tipica siccità estiva mediterranea (Fig. 2b); la scarsità di precipitazioni estive è in parte mitigata dall'umidità dell'aria che porta una discreta quantità di piogge occulte. La temperatura media annua è compresa tra 7,0-11,0 °C; secondo la classificazione bioclimatica di Rivas-Martinez, il bioclimate è di tipo *supra-mediterraneo umido*. Come risulta evidente dall'andamento delle temperature medie annue dell'ultimo secolo (1924-2014, stazione termo-pluviometrica di Petralia Sottana) queste mostrano un evidente trend in aumento a partire dalla metà degli anni '70 (Fig. 2c).

I boschi di faggio sulle Madonie sono stati ampiamente studiati dal punto di vista fitosociologico da molti autori (ad esempio, Brullo *et al.*, 1999; Raimondo *et al.*, 1992) mentre pochi sono gli studi specifici sui tipi forestali e i caratteri strutturali di questi soprassuoli forestali (Cullotta e Marchetti, 2007; Camerano *et al.*, 2011); solo Hofmann (1960) ha analizzato in dettaglio gli aspetti strutturali e selvicolturali. Sulle Madonie i boschi di faggio si estendono su una topografia variabile, costituita da creste, pendii ripidi e pianori sommitali (Fig. 3). In queste ultime condizioni di margine topografico gli alberi di faggio assumono un habitus arbustivo (ceppaie policormiche di diverse dimensioni). Tuttavia, anche a queste quote elevate le coperture di faggio, più o meno frammentate, sono state interessate nel passato da pratiche selvicolturali tradizionali. Tradizionalmente, i boschi di faggio in Sicilia erano per lo più gestiti come ceduo (Hofmann, 1960), come ceduo semplice, ceduo matricinato o ceduo a sterzo, principalmente per la produzione di carbone. Oggi, molti boschi di faggio sulle Madonie, così come nelle altre faggete della Sicilia, sono interessati da pratiche di pascolo e sono soggetti a irregolare e non pianificato prelievo di legname, occasionale e spesso di furto.

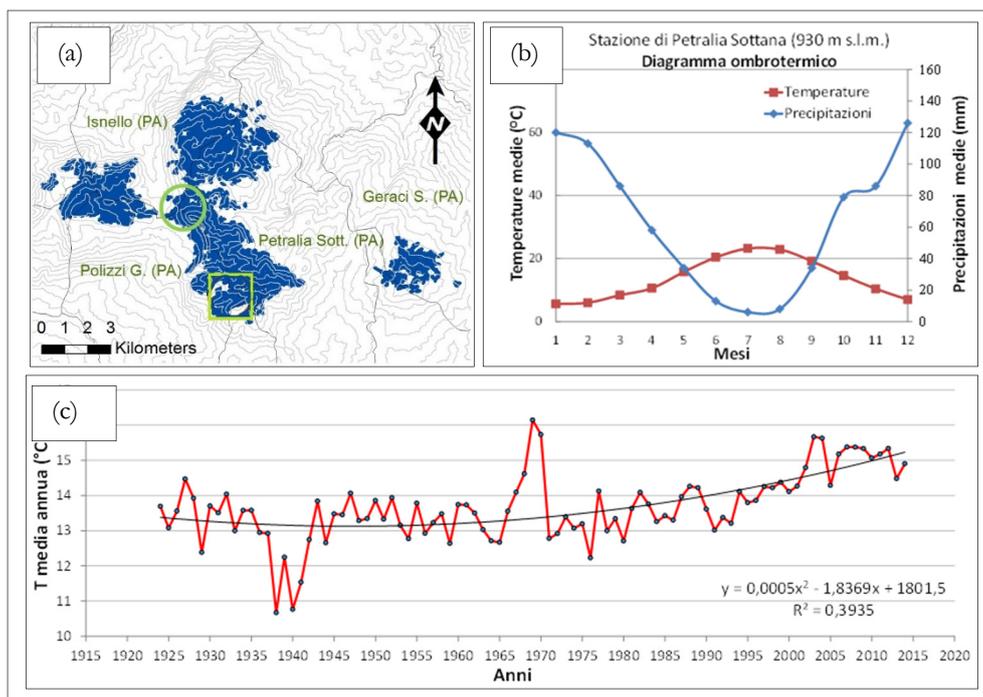


Figura 2 - (a) Distribuzione dei boschi di faggio (*Fagus sylvatica*) sui Monti Madonie (database Carta Forestale Regione Sicilia - Sistema Informativo Forestale 2011): all'interno del quadrato l'area di studio su substrati silicei (Piano Iola-Piano Grande-Monte S. Salvatore), all'interno del cerchio l'area su substrati carbonatici (area di Monte Mufara). (b) Diagramma ombro-termico della stazione termo-pluviometrica di Petralia Sottana. (c) Temperature medie annue nel periodo 1924-2014: le temperature mostrano un significativo trend in aumento a partire dalla metà degli anni '70.

Figure 2 - (a) Distribution of *Fagus sylvatica* in the study area in the Madonie mountains: indicated in the quadrato the site on siliceous substrata (Piano Iola-Piano Grande-Monte S. Salvatore), in the circle the site on limestone (Monte Mufara) (data from the Forest Map of Sicily - Regional Forest Information System 2011). (b) Climate diagram for Petralia Soprana thermo-pluviometric station. (c) Mean annual temperature during the period 1924-2014: temperatures show a significant warming trend beginning in the mid-1970s.

## 2.2. Indagini dendrometriche e strutturali

L'indagine di campo è stata condotta individuando 6 aree campione principali su substrati silicei (A, B, C, D, E, F), per un totale di 12 aree di saggio (6 AdS tagliate e 6 di controllo) (Tab. 1a, Fig. 2). In tabella 1b si riportano le 6 aree campione localizzate su substrati carbonatici (G, H, I, L, M, N). Le aree di saggio, di forma circolare e aventi 20 metri di raggio, sono site in boschi puri di faggio, lungo un gradiente di altitudine locale (da circa 1500 fino a 1800) e topografico (fondovalle/conca, versante e crinale), localizzate nella parte superiore di una delle più importanti area delle alte Madonie (Fig. 2, Fig. 3, Tab. 1).

Al fine di confrontare i caratteri scelti (parametri dendrometrici, struttura, densità delle piante, indice di defogliazione e di danno della corteccia, percentuale di piante morte) sono stati messi a confronto soprassuoli cedui interessati da taglio quanto più recentemente possibile (uno/due decenni) con cedui controllo (non

interessati da taglio da almeno 30-50 anni) (Tab. 2). Le analisi preliminari condotte tramite prelievo di carote di legno indicano per le aree controllo una età del precedente taglio risalente tra 43 e 54 anni; nelle aree di saggio dei siti E e D sono stati trovati individui anche di 63 e 76 anni, rispettivamente.



*Figura 3 - Paesaggio forestale montano dei Monti Madonie: in primo piano lembi di faggete su substrati silicei (quarzareniti); nello sfondo faggete sommitali su substrati carbonatici (dolomie).  
Figure 3 - Mountain forest landscape of the high Monti Madonie: in foreground beech stands on siliceous substrata (quartzarenite), in background beech stands on limestone (dolomia) on the mountain summit.*

*Tabella 1 - Principali caratteri stazionali delle aree di saggio (AdS): le aree interessate da taglio del ceduo sono etichettate con “taglio”, quelle non recentemente tagliate con “controllo”. I valori di altitudine, topografia, esposizione, pendenza e densità indicati rappresentano la media dei valori delle due aree di saggio per sito di rilievo: (a) siti di studio dei substrati silicei, (b) siti di studio dei substrati carbonatici.*

*Table 1 - Main physiographic characters of main sampling areas: recently coppice cut areas are labeled as “taglio”; vice versa are labeled as “controllo” (no-cut). Altitude, aspect, slope and density is given as the mean of the two plots: (a) study site on siliceous substrata, (b) study site on limestone.*

(a)

Codice (AdS)	Sito di rilievo	Altitudine (m)	Topografia	Esposizione	Pendenza (%)	Densità (N/ha)
A (taglio)	Vallone Prato	1640	conca	SE	30-40	2769
B (controllo)	Piano Iola	1630	conca	S	10-20	4687
C (taglio)	Piano Iola-Piano Grande	1720	versante	NO	30-40	2984
D (taglio)	Piano Grande	1770	cresta	-	0-5	3287
E (controllo)	Piano Grande	1760	cresta	-	0-5	14705
F (controllo)	Piano Iola-Piano Grande	1700	versante	NO	30-40	5411

*Segue*

Segue Tab. 1

(b)

Codice (AdS)	Sito di rilievo	Altitudine (m)	Topografia	Esposizione	Pendenza (%)	Densità (N/ha)
G <sub>(controllo)</sub>	Monte Mufara	1825	cresta	N-O	20-30	8116
H <sub>(controllo)</sub>	Monte Mufara	1820	cresta	O	10-15	9464
I <sub>(controllo)</sub>	Portella Arena	1530	versante	O	50-60	11618
L <sub>(controllo)</sub>	Portella Colla	1550	versante	SO	50-60	5447
M <sub>(controllo)</sub>	Portella Arena	1520	conca	O	10-20	11555
N <sub>(controllo)</sub>	Portella Colla	1495	conca	SO	5-10	5998

Tabella 2 - Principali siti di rilievo e aspetti dendrometrici principali (valori medi): si riportano i relativi valori prima degli interventi di taglio (siti A, C, D) e l'entità del prelievo esercitato.

Table 2 - Main sapling areas and most important dendrometric characters (mean values): before the cutting treatment (site A, C, D) and with the indication of the cutting treatment removal.

Sito	Valori pre-taglio			Anno	Prelievo					
	Densità	G	V		Densità		G		V	
	(N/ha)	(m <sup>2</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)		(N/ha)	(%)	(m <sup>2</sup> /ha)	(%)	(m <sup>3</sup> /ha)	(%)
A <sub>(taglio)</sub>	6891	30	121	2011	4122	60	7	22	21	17
B <sub>(controllo)</sub>	4862	32	136	> 30 anni	175	4	1	2	3	2
C <sub>(taglio)</sub>	5507	18	57	1997	2523	46	8	42	24	42
F <sub>(controllo)</sub>	5634	37	166	> 30 anni	223	4	1	2	2	1
D <sub>(taglio)</sub>	9868	25	53	1998	6525	66	11	43	20	37
E <sub>(controllo)</sub>	15308	49	149	> 30 anni	603	4	1	2	3	2

Ogni coppia di aree messe a confronto è caratterizzata da condizioni micro-stazionali simili. L'intera area di studio è stata stratificata in base all'altitudine, alla topografia, all'esposizione, alla pendenza. La posizione geografica del centro di ciascuna area di saggio è stata georeferenziata tramite GPS e la posizione di tutti i polloni è stata determinata mediante le coordinate polari. E' stato rilevato il diametro a petto d'uomo (Dbh) di tutti i polloni e l'altezza (H) di tutte le piante vive con Dbh > 3 cm. Inoltre, per ciascuna area di saggio sono stati raccolti i seguenti parametri strutturali: altezza di inserzione della chioma (m), il raggio della chioma nelle quattro direzioni cardinali, la copertura arborea (%), il numero di ceppaie e la loro posizione relativa al centro dell'area stessa.

Utilizzando questi dati, per ogni area di saggio, sono stati derivati i seguenti parametri: la densità delle piante (piante ha<sup>-1</sup>) e la densità delle ceppaie (ceppaie ha<sup>-1</sup>); diametro medio Dbh (cm) e altezza media H (m) delle piante; l'area basimetrica G (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); la distribuzione di frequenza delle piante in relazione al Dbh (classi di 2,5 cm) e H (classi di 5 m). Il numero di individui per ciascuna classe dimensionale (per Dbh e H) è stato calcolato per ciascuna area di saggio e per ettaro, è stato calcolato il valore cumulativo di G di tutti i polloni per ogni ceppaia.

Il volume (V) delle piante (dendrometrico) ( $m^3$ ) è stato stimato facendo riferimento ai modelli matematici proposti dall'Inventario Forestale Nazionale Italiano (MAF-ISAFI, 1985) e dall'Inventario Forestale Regionale della Sicilia (Hofmann *et al.*, 2011). Infine, il profilo verticale è stato analizzato e rappresentato tramite l'algoritmo TSTRAT (Latham *et al.*, 1998, Calvani *et al.*, 2005).

### 2.3. Rinnovazione

È stata osservata la presenza e la localizzazione della rinnovazione del faggio, considerando tutte le piante con  $Dbh < 3$  cm (misurata al colletto) e  $H < 1$  m, lungo due transetti in ciascuna delle aree di saggio circolari (40x2m, orientati secondo i quattro punti cardinali). Sono state inoltre contate tutte le plantule dell'anno in corso (piante  $< 1$  anno età) al fine di valutarne la capacità di germinazione del seme diffuso (plantule  $ha^{-1}$ ); la parte restante è stata invece considerata come rinnovazione già affermata (piantine  $ha^{-1} > 1$  anno).

### 2.4. Valutazione dello stato di salute delle piante

Per ogni singola pianta di faggio osservata nelle aree di saggio è stato valutato lo stato di salute in base alla presenza o meno di danni. Quindi, effettuando una valutazione visiva dei danni, in termini di disseccamento della chioma e danni (scottature) alla corteccia, è stata rispettivamente definita la percentuale di chioma disseccata e la percentuale di corteccia del fusto danneggiata (necrosi, crepe). Per tale valutazione le diverse parti dell'architettura della chioma di ciascun individuo, sono state suddivise, con l'ausilio di un'apposita scheda grafica, in modo da spartire l'immagine della pianta (ceppaia e intera chioma) in 9 quadranti (3x3) e per ognuno di essi è stato rilevato l'entità del danno, utilizzando una scala con passo crescente del 5% (Fig. 4). L'osservazione delle singole piante di faggio campionate è stata uniformemente effettuata sempre dal lato Sud. Sono stati inoltre rilevati gli individui morti e la relativa percentuale rispetto al numero totale di piante per ogni area di saggio. Oltre che nelle aree di saggio, la raccolta dei dati sullo stato di salute delle piante è stata estesa ad un totale di tre transetti, individuati lungo il gradiente topografico e altitudinale dell'area di studio (Fig. 5). Ogni transetto presentava una larghezza di 5 m e una lunghezza di 350-450 m, in virtù della possibilità di adattarli al gradiente topografico (per includervi i segmenti relativi alla conca, versante e crinale) (Fig. 5). Lo stesso protocollo di rilevamento del danno applicato nelle aree di saggio è stato usato per i transetti.

L'analisi statistica è stata condotta utilizzando il test non-parametrico di Kolmogorov-Smirnov (KS), il t-test di Student e l'ANOVA con test post hoc di Tukey. Come predittori sono stati utilizzati i seguenti aspetti antropici ed ecologici:

1. Gli interventi selvicolturali effettuati nel bosco ceduo, confrontando aree di recente taglio con aree di non-taglio (controllo),
2. Il gradiente topografico locale, distinguendo tra conca, versante e crinale,
3. La frammentazione della copertura dei soprassuoli, confrontando piante di margine con piante interne alla copertura (Fig. 6).

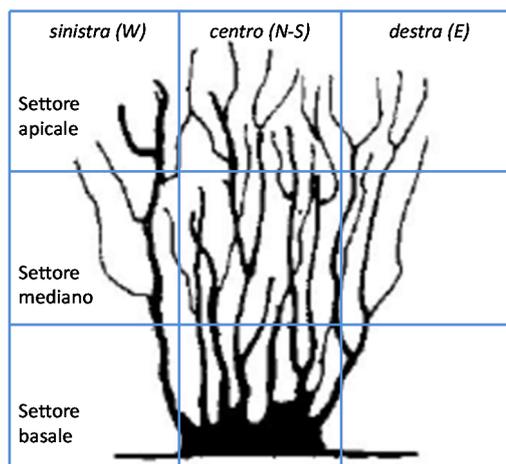


Figura 4 - Scheda di rilievo per la valutazione (in %) dei disseccamenti e delle scottature.

Figure 4 - Schematic representation of the architecture of the coppice-plant (shoot crown on each stool), divided into 9 (3x3) quadrants, to evaluate and assign damage and defoliation percentage in the different parts of the plant.

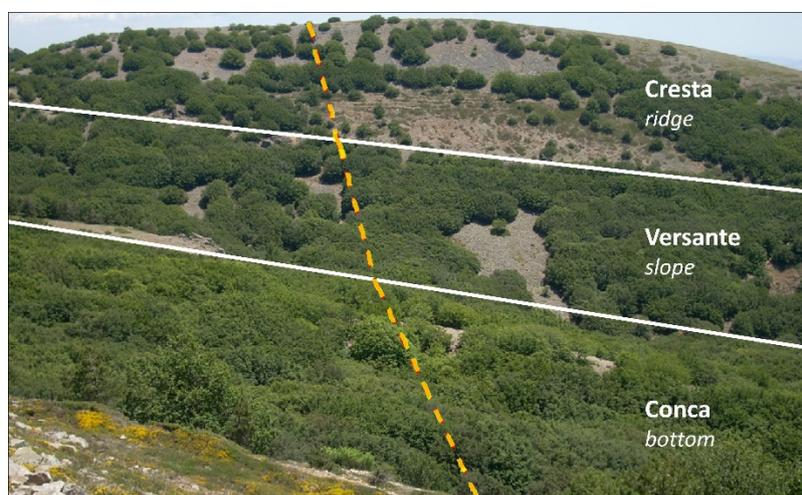


Figura 5 - Faggete della parte sommitale delle Madonie: localizzazione schematica delle aree di saggio e dei transect di rilievo al variare del gradiente micro-topografico.

Figure 5- Mountain summit beech stands of Monti Madonie: schematic location of plots and transects according to the micro-topographic gradient.

## 2.5. Analisi dei dati

Gli stessi fattori, ad esclusione degli interventi di taglio, sono stati infine messi a confronto in relazione al variare del tipo di substrato (siliceo *vs* carbonatico), con l'obiettivo di evidenziare eventuali differenze sullo stato di salute tra aree non interessate da interventi di taglio (aree controllo) al variare del substrato.

Il test non parametrico KS è stato utilizzato per confrontare e valutare le differenze nella distribuzione di frequenza dei diametri delle piante/polloni nelle diverse classi diametriche tra aree interessate da taglio recente e aree controllo. Il test *t* di Student è stato usato per confrontare tutti i più importanti parametri dendrometrici (densità delle piante e delle ceppaie, numero di polloni per ceppaia; Dbh e

H medi, G e V), la rinnovazione (plantule e polloni), danni e piante morte, tra AdS di recente taglio e aree controllo. L'analisi della varianza (ANOVA), con differente livello di significatività applicato ( $p < 0,05$  e  $p < 0.01$ ) è stata seguita dall'applicazione del test di Tukey, per verificare se vi fossero differenze significative combinando assieme i diversi fattori predittivi precedenti (trattamenti selvicolturali, topografia, caratteri della copertura forestale).

Il software utilizzato è stato STATISTICA 8 (StatSoft).

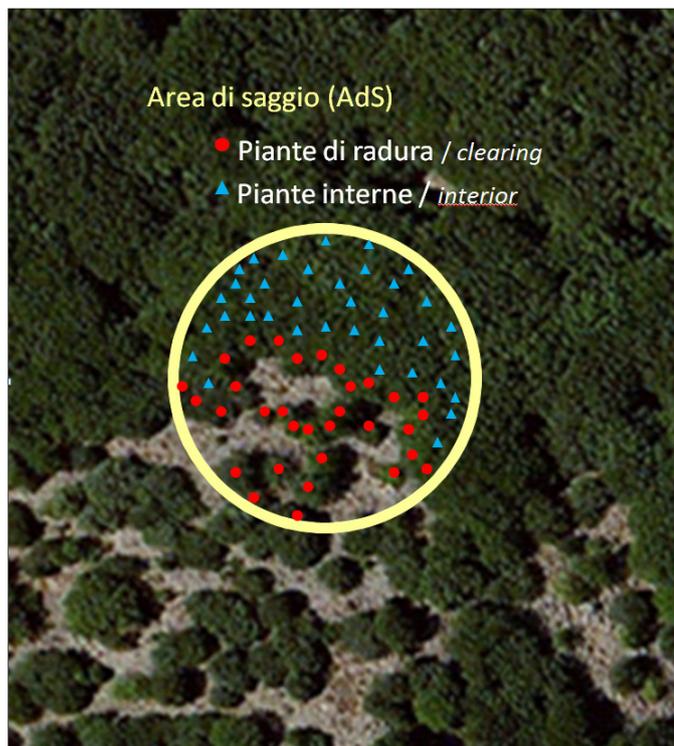


Figura 6 - Stratificazione delle singole piante oggetto di rilievo in piante di margine e piante interne alla copertura.

Figure 6 - Reclassification of beech in clearing/ border and interior trees.

### 3. RISULTATI

#### 3.1. Caratteri dendrometrici e struttura

I valori medi, suddivisi in base al trattamento selvicolturale, nelle aree sottoposte a ceduzione recente (A, C, D) e in quelle di controllo (B, E, F) di tutti i parametri dei soprassuoli, raccolti e derivati nelle diverse aree di saggio, sono riportati in tabella 3.

Così come prevedibile, la densità delle piante di faggio nelle aree di ceduo recentemente tagliate (pari a  $3.013 \pm 232$  piante/ha) è notevolmente differente rispetto alle aree di controllo ( $8.268 \pm 2.040$ ) (test t di Student:  $p < 0.05$ ,  $t = -2.57$ ,  $df = 10$ ), così come il numero di polloni per ceppaia è significativamente differente tra i due gruppi (rispettivamente  $5,3 \pm 0,23$  e  $6,6 \pm 0,48$ ) (t - test di Student:  $p < 0.05$ ,  $t = -2.9$ ,  $df = 800$ ). Viceversa, la densità delle ceppaie nelle aree tagliate e in quelle di controllo è simile (t-test Student:  $t = -1.81$ ,  $df = 10$ ,  $p = 0.09$ ).

Parimenti, i boschi cedui interessati da taglio recente hanno mostrato valori più bassi, statisticamente significativi, sia di area basimetrica (t-test di Student:  $p < 0.01$ ,  $t = -6.18$ ,  $df = 10$ ) che di volume (t-test di Student:  $p < 0.0$ ,  $t = -5.63$ ,  $df = 10$ ) (Tab. 3).

Le distribuzioni di frequenza dei diametri della struttura del ceduo tagliato e di quello controllo mostrano una forma simile con differenze significative in base al test non parametrico KS ( $p = 0.029$ ). In generale le classi di dimensioni più piccole contengono più individui e le classi più grandi mostrano una progressiva diminuzione del numero di polloni; il t-test di Student applicato a ciascuna delle classi evidenzia particolari differenze per le classi intermedie (D 10, 12, 14) (Fig. 7). In figura 8 si riportano le distribuzioni di frequenza in relazione al dettaglio delle diversificate condizioni topografiche delle aree di rilievo. Il test non parametrico KS è stato applicato anche alla distribuzione di frequenza in classi di volume (KS:  $p = 0.001$ ); il t-test di Student mostra differenze significative per le classi intermedie (V 20, 40, 60, 80).

L'effetto impresso dai tagli sui soprassuoli analizzati rispetto alle aree controllo nello spazio verticale mostra una certa articolazione, così come evidenziato con l'applicazione dell'indice di Latham (Fig. 9). I tagli infatti hanno articolato gli strati verticali tramite aperture differenziate per dimensione e distribuzione nella copertura (Tab. 4). Come esempio si riporta in figura 9 il confronto grafico generato per le aree di versante C ed F messe a confronto in relazione al fattore taglio (C) controllo (F).

Tabella 3 - Sintesi dei principali caratteri (media) dei soprassuoli analizzati (due aree di saggio per sito di rilievo).

Table 3 - Summary of stand values (mean) in main site areas (two plots of each site).

	Sito (media)					
	A <sub>(taglio)</sub>	B <sub>(controllo)</sub>	C <sub>(taglio)</sub>	D <sub>(taglio)</sub>	E <sub>(controllo)</sub>	F <sub>(controllo)</sub>
Densità polloni (N/ha)	2769	4687	2984	3287	14705	5411
Densità ceppaie (N/ha)	637	1098	851	461	509	1146
N.polloni/ceppaia	4	4	3	7	29	5
Piante da seme (N/ha)	0,0	0,0	127,3	0,0	15,9	0,0
Dbh (cm)	10,3	9,2	6,7	7,8	6,5	9,2
H (m)	9,3	9,5	6,7	5,5	6,3	9,2
G (m <sup>2</sup> /ha)	23,1	31,4	10,5	15,8	48,4	36,3
V (m <sup>3</sup> /ha)	100,1	133,5	33,3	38,5	146,6	163,5
Plantule (piante < 1 anno) (N/ha)	637	485	573	294	350	605
Rinnovazione (piante > 1 anno) (N/ha)	31,8	31,8	15,9	23,9	31,8	31,8
Indice disseccamento chioma (%)	14,0	12,4	21,6	27,3	17,5	17,1
Indice danneggiamento cortecchia (%)	0,0	0,0	11,7	7,1	0,0	0,1

Tabella 4 - Sintesi della stratificazione (N° strati) determinati tramite l'applicazione dell'indice di Latham, tra aree sottoposte a taglio e aree controllo.

Table 4- Number of vertical layers comparing coppice cut and control sites, detected by the application of the Latham index.

Codice sito	N° strati
A (taglio)	2
B (controllo)	1
C (taglio)	3
D (taglio)	2
E (controllo)	2
F (controllo)	2

### 3.2. Rinnovazione

Confrontando i dati relativi alle aree interessate da taglio e le aree di controllo, sia per le plantule (piante < 1 anno) sia per la rinnovazione affermata (piante > 1 anno) nel complesso non si evidenziano significative differenze statistiche. Viceversa, analizzando i dati di rinnovazione in funzione del gradiente topografico vanno sottolineati alcuni aspetti. Osservando il grafico di figura 10, si nota che i processi di rinnovazione variano in relazione al gradiente topografico. In riferimento all'altitudine, infatti, le plantule tendono a diminuire nelle aree più in quota; tendenza opposta mostra invece la presenza della rinnovazione affermata (Fig. 10). Inoltre, più in dettaglio i soprassuoli interessati dal taglio mostrano livelli di rinnovazione delle plantule statisticamente più bassi ( $p < 0.01$ ) per le aree situate su crinale; trend confermato anche nei contesti di versante e di conca. Anche in questo caso tale tendenza in relazione al gradiente topografico è opposta per la rinnovazione affermata, con valori più elevati ( $p < 0.05$ ) nelle aree localizzate sui versanti.

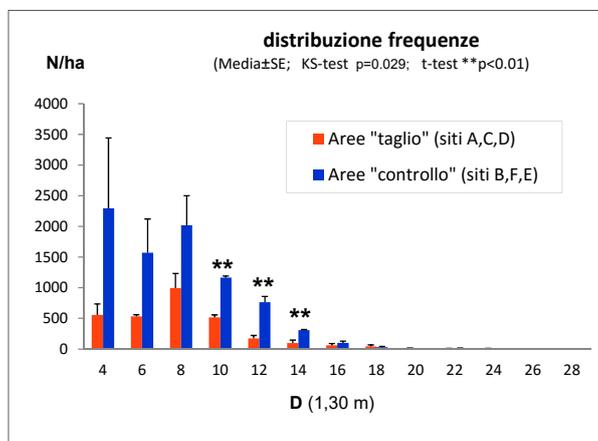


Figura 7 - Distribuzione di frequenza dei polloni/ha in classi diametriche (D), confrontando assieme le aree di saggio dei siti "taglio" e "controllo". La distribuzione della rinnovazione (plantule e rinnovazione affermata) non è inclusa. Significatività statistica indicata con  $** (p < 0.01)$ .

Figure 7 - Size structure diagram of number of living stems per hectare, comparing "cut" and "control" sites all together, distributed per diameter (D) size classes. Distribution of Regeneration (seedlings and saplings) was not included. Significant differences are indicated with  $** (p < 0.01)$ .

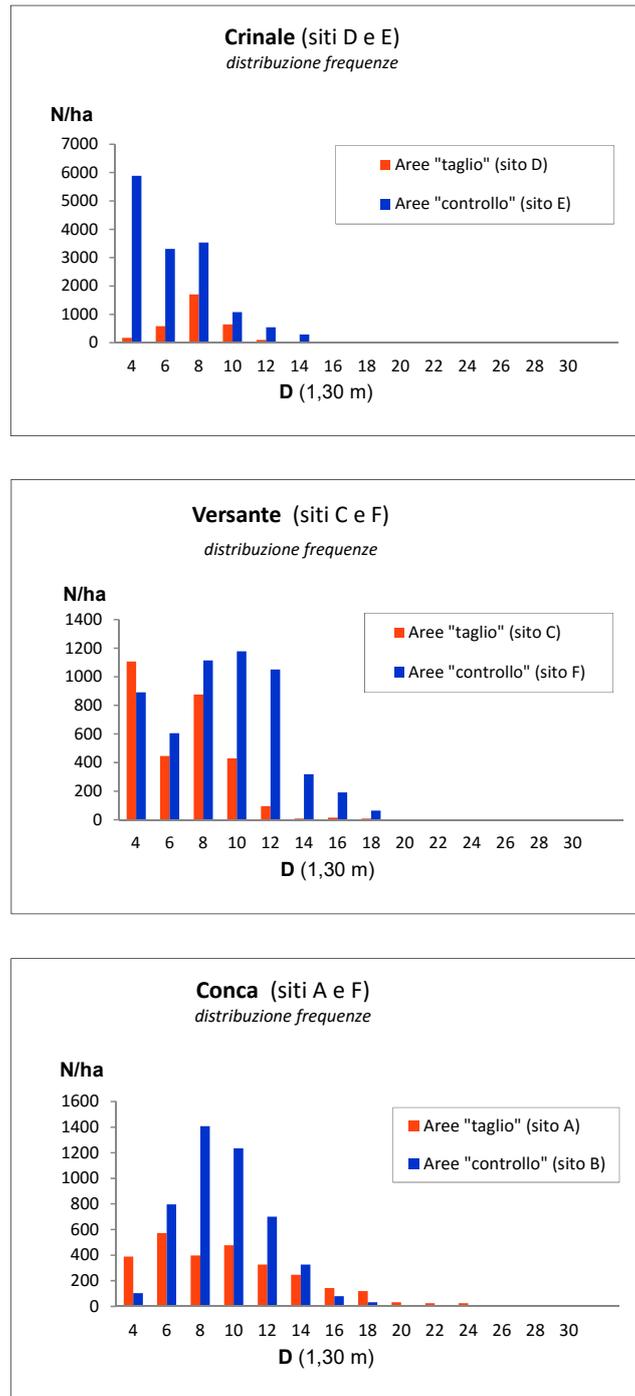


Figura 8 - Distribuzione di frequenza dei polloni/ha in classi diametriche (D) in relazione al dettaglio delle diversificate condizioni topografiche delle aree di rilievo, confrontando assieme le aree di saggio dei siti "taglio" e "controllo".

Figure 8 - Size structure diagram per diameter (D) size classes of number of living stems per hectare, comparing "cut" and "control" sites along the detailed topographic gradient.

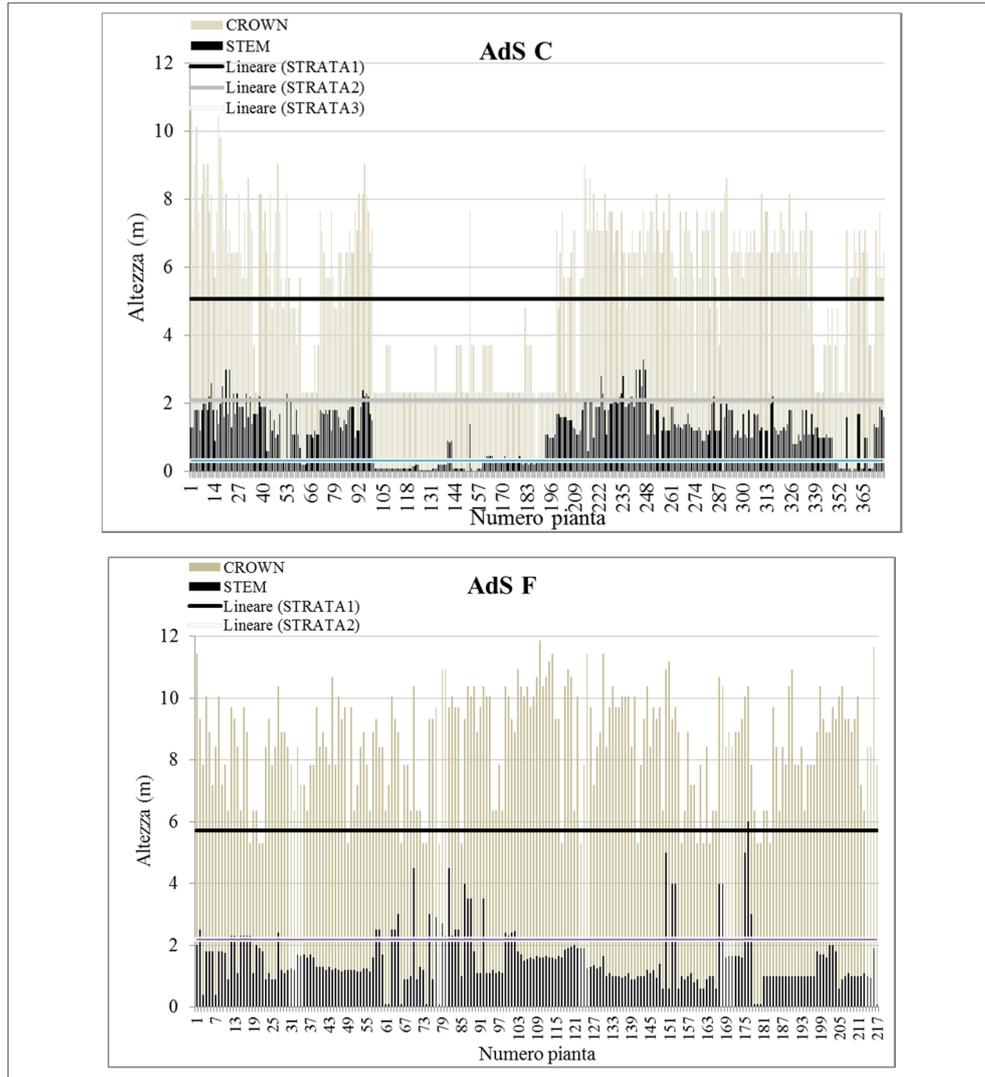


Figura 9 - Confronto grafico generato per le aree di versante C ed F messe a confronto in relazione a fattore taglio si (C) controllo (F) (algoritmo TSTRAT, Latham *et al.*, 1998).  
 Figura 9 - Graphical representation of the vertical profile comparing the structure of site C (cut) and F (control) (slope) (tool TSTRAT, Latham *et al.*, 1998).

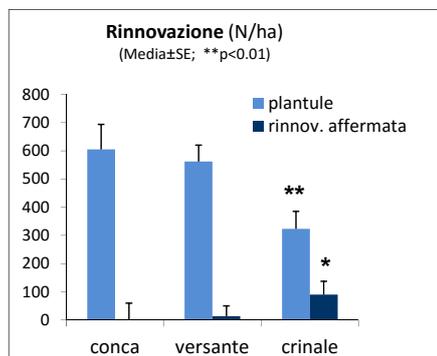


Figura 10 - Media ed errore standard (SE) della rinnovazione di faggio, distinta in plantule e rinnovazione affermata, in relazione al gradiente topografico e considerando tutte assieme le aree di saggio. Significatività indicata con \*\*( $p < 0.01$ ).  
 Figure 10- Mean and SE of beech regeneration, distinguished as seedling and sapling, in relation to the topographic gradient, considering all together the sample plots. Significant differences are indicated with \*\*( $p < 0.01$ ).

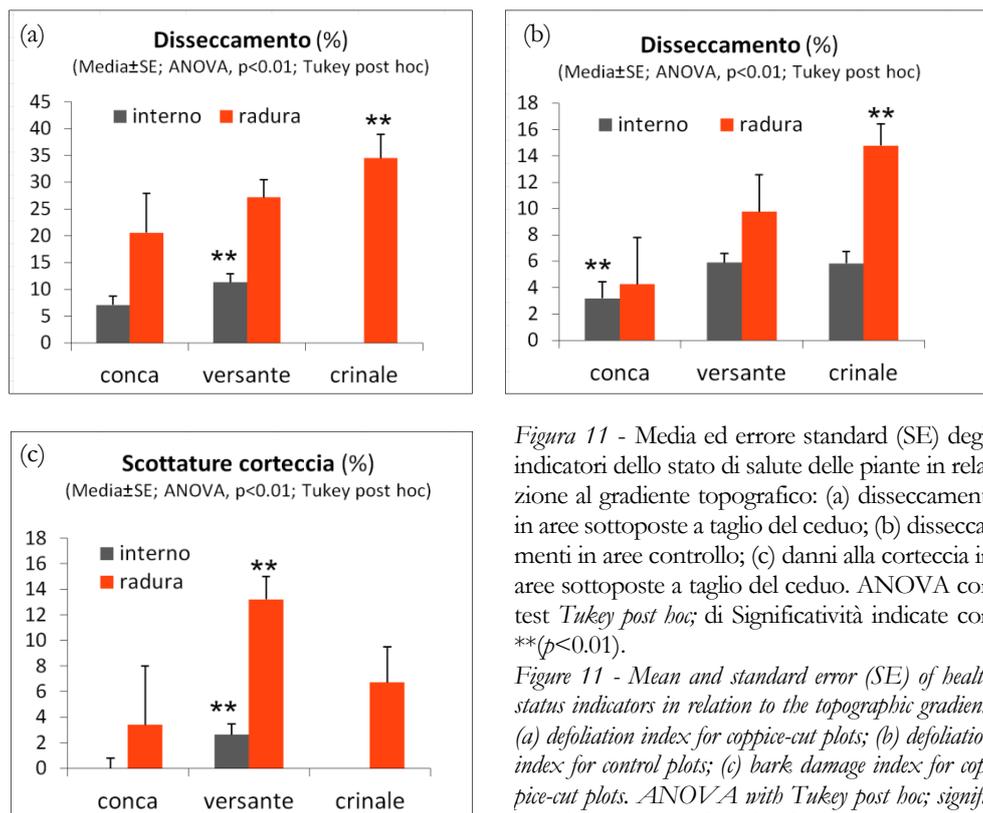


Figura 11 - Media ed errore standard (SE) degli indicatori dello stato di salute delle piante in relazione al gradiente topografico: (a) disseccamenti in aree sottoposte a taglio del ceduo; (b) disseccamenti in aree controllo; (c) danni alla corteccia in aree sottoposte a taglio del ceduo. ANOVA con test *Tukey post hoc*; di Significatività indicate con \*\* ( $p < 0.01$ ).

Figure 11 - Mean and standard error (SE) of health status indicators in relation to the topographic gradient: (a) defoliation index for coppice-cut plots; (b) defoliation index for control plots; (c) bark damage index for coppice-cut plots. ANOVA with *Tukey post hoc*; significant differences are indicated with \*\* ( $p < 0.01$ ).

### 3.3. Stato di salute e mortalità delle piante

Come fenomeno generale, osservando ciascuna pianta campionata e la sua architettura, il disseccamento della chioma è maggiore nelle sue parti esterne e superiori; mentre valori inferiori di disseccamento sono stati registrati nella parte inferiore ed interna. Viceversa, i valori più elevati di danni alla corteccia sono stati osservati nella parte inferiore dei fusti, in particolare sul lato più soleggiato e nelle piante prossime al margine e alle radure. Tutti gli indicatori utilizzati per analizzare lo stato di salute del faggio (disseccamenti, danni alla corteccia, presenza di piante morte) evidenziano differenze statisticamente significative confrontando i valori relativi ai soprassuoli cedui oggetto di taglio e le aree controllo.

L'indice di disseccamento della chioma è infatti 2 volte superiore nei popolamenti interessati dal taglio rispetto alle aree di controllo (20,77 %  $\pm$  1,02 vs 9,03 %  $\pm$  0,48) (t-test Student,  $p < 0.01$ ,  $t = 10.51$ ,  $df = 472$ ). Inoltre, l'indice di danno alla corteccia, praticamente assente nelle aree di controllo (0,15 %  $\pm$  0,06), presenta valori piuttosto alti nelle aree di taglio (6,35 %  $\pm$  0,56) (t-test Student,  $p < 0.01$ ,  $t = 12.24$ ,  $df = 472$ ). Nelle aree di saggio indagate inoltre, la percentuale di ceppaie morte relative ai soprassuoli interessati dal taglio è anche superiore (6,97 %  $\pm$  2,62) rispetto alle aree di controllo (0,17 %  $\pm$  0,41) (t-test Student,  $p < 0.05$ ,  $t = -2.49$ ,  $df = 10$ ).

Più in dettaglio i risultati mostrano in relazione al gradiente topografico sia per l'indice di disseccamento che quello dei danni alla corteccia valori più elevati per i crinali e i versanti piuttosto che per i fondovalle/conca (Fig.11ab). Inoltre, le piante site in prossimità delle radure presentano uno stato di salute nettamente inferiore a quelli interni alla copertura (Fig.11c). Analizzando ad esempio l'indice di disseccamento nelle aree tagliate (Fig.11a) le piante di faggio sui crinali e nelle radure mostrano un valore più alto (fino al  $34,5\% \pm 4.4$ ; il valore più alto è stato registrato nel sito D con il  $41\%$  di disseccamento) e con una differenza significativa rispetto ai versanti e alle conche (ANOVA,  $p < 0.01$ , Tukey post hoc). Nelle stesse condizioni di copertura e topografia, le piante di faggio delle aree di controllo mostrano trend simili, ma con valori nettamente più bassi ( $14,8\% \pm 1,6$  dell'indice di disseccamento delle piante sui crinali e nelle radure) (Fig.11b).

Nella figura 11c viene riportato l'indice di danni alla corteccia relativamente ai cedui interessati dal taglio; nelle aree di controllo questi valori dell'indice sono prossimi allo 0%. Per questo indice i valori superiori statisticamente significativi si registrano nelle aree di versante (ANOVA,  $p < 0.01$ , Tukey post hoc), sia per le piante in radura che per quelle in interno. Per quanto riguarda le ceppaie morte, queste si rinvengono significativamente nei versanti e nei crinali delle aree interessate dalle pratiche di taglio (Fig. 12).



*Figura 12 - Elevata presenza di danni per disseccamento e moria di piante per effetto dei tagli di ceduzione in contesti stazionali non sostenibili.*

*Figure 12 - Severe tree health reduction and dead trees under the effects of coppice cut practices in marginal context.*

Infine dal confronto sullo stato di salute tra le aree di studio su substrati silicei e quelle su carbonatico, a parità di gradiente topografico, e soltanto comparando aree controllo (soprassuoli non interessate da azioni di taglio negli ultimi 30-50 anni), i dati mostrano alcune differenze (Tab. 5):

1. l'indice di disseccamento medio risulta più elevato nelle aree silicatiche rispetto a quelle su carbonatico (dal 2 all'11 % circa); tale trend è confermato

- anche a parità di contesto topografico e di posizionamento della pianta in relazione alla copertura (piante di radura, piante da interno della copertura);
2. un trend meno evidente mostra invece l'indice del danno alla corteccia (differenze statisticamente nulle); anche nel confronto tra le piante in radura e quelle interne non si notano differenze significative; analoghe considerazioni valgono per l'entità dei polloni morti in generale che per ceppaia, anche se questi presentano valori poco più elevati nelle condizioni di conca e cresta sui substrati carbonatici;
  3. infine nessuna differenza si evince per l'indice delle piante morte (ceppaie), con valori pari a zero.

*Tabella 5* - Stato di salute delle piante di faggio (disseccamenti, scottature alla corteccia, moria): confronto siti studio (solo soprassuoli controllo) tra substrati silicei e substrati carbonatici e per omogeneità del gradiente topografico – per i siti su carbonatico si riportano i valori medi tra: M-N, I-L e G-H.

*Table 5* - *Tree health status indicators in relation to the different substrata and in equal topographic gradient, only for control sites – for sites on carbonate mean value are reported between: M-N, I-L and G-H.*

AdS	Gradiente micro-topografico	Substrato	Disseccamento (%)	Disseccamento in radura (%)	Disseccamento in interno (%)	Danni corteccia (%)	Danni corteccia in radura (%)	Danni corteccia in Interno (%)	Polloni morte (D > 3 cm) (%)	Ceppaie morte N/ha
B	Conca	siliceo	12,39	14,80	9,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
M - N	Conca	carbonatico	10,62	11,87	9,36	0,27	0,54	0,00	3,19	0,00
F	Versante	siliceo	17,09	25,35	8,83	0,09	0,14	0,04	7,61	0,00
I - L	Versante	carbonatico	8,48	10,70	6,26	0,01	0,02	0,00	2,17	0,00
E	Cresta	siliceo	17,53	20,00	15,05	0,00	0,00	0,00	1,28	0,00
G - H	Cresta	carbonatico	6,72	8,93	4,51	0,23	0,43	0,03	3,55	0,00

#### 4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Le foreste di faggio dell'Europa meridionale si trovano nella fascia di vegetazione montano-mediterranea del NE della Spagna, S-Italia e Sicilia, Grecia centrale (e.g., Peñuelas *et al.*, 2007; Piovesan *et al.*, 2005; Tsiripidis *et al.*, 2007).

Nell'ambito delle faggete più meridionali d'Europa, sono stati analizzati i popolamenti di faggio dei Monti Madonie (circa 2.500 ha) che, così come le faggete che si trovano nel versante orientale del Monte Etna (circa 2000 ha), rappresentano la frangia più frammentata meridionale dell'area occupata dalla specie nell'isola (Cullotta *et al.*, 2015).

L'architettura delle piante di faggio in questi ambiti marginali è prevalentemente rappresentata da alberi policormici, sia per le condizioni ambientali limitanti sia per i passati interventi dei tagli di ceduzione. Secondo i nostri dati e coerentemente con quanto riportato in letteratura, la rinnovazione agamica predomina fortemente in alta montagna, in siti e in condizioni topografiche marginali, come si evince dalla grande densità presente, in virtù della strategia che il faggio mette in atto per sopravvivere nelle condizioni ambientali meno favorevoli (e.g., Peters, 1997) cui concorrono venti, gelate tardive ecc., in particolare nel bacino del Mediterraneo (Peñuelas *et al.*, 2007; Papalexandris e Milios, 2010; Cullotta *et al.*, 2015).

Le pratiche selvicolturali tradizionali su questi soprassuoli hanno ulteriormente aumentato la variabilità delle strutture e la diffusione delle diverse fisionomie di cedui (Ciancio *et al.*, 2006; Ciancio *et al.*, 2008; Coppini e Hermanin, 2007; Nocentini, 2009). Dati bibliografici sulle pratiche storiche di selvicoltura riferiscono che il ceduo matricinato e a sterzo è stato il trattamento più diffuso nei boschi di faggio della Sicilia, tra cui le Madonie, fino alla metà del secolo scorso (Hofmann, 1960). Recentemente, gli effetti attuali del processo di abbandono sulle foreste stanno innescando dinamiche diversificate in ragione delle diverse condizioni micro-ecologiche: per analizzare le attuali strutture dei soprassuoli devono dunque essere considerati gli interventi selvicolturali applicati negli ultimi decenni.

I dati rilevati e analizzati sulle Madonie hanno mostrato differenze significative in relazione alle pratiche selvicolturali applicate. Le recenti pratiche di taglio (attuato negli ultimi due decenni), applicate a soprassuoli aventi una struttura fondamentalmente di ceduo e non ben calate nel contesto ecologico micro-stazionale mostrano evidenti effetti negativi e di sostenibilità ecologica per la specie.

Secondo la selvicoltura applicata, i dati comparati di questo caso studio (Tab. 2) rilevano una utilizzazione importante per questi contesti: circa il 20÷40 % dell'area basimetrica (G) e del volume dendrometrico (V), fino al 66 % in termini di numero dei polloni. Questi valori percentuali potrebbero essere considerati in linea con alcuni interventi di diradamento realizzati in Sila e in Aspromonte (Ciancio *et al.*, 2007) ai fini dell'avviamento al governo a fustaia. Tuttavia, va considerato che, nel suddetto studio è stato applicato il metodo del rilascio intensivo di allievi (che prevede un algoritmo colturale basato su interventi di debole intensità, ripetuti a brevi intervalli di tempo), mentre nei cedui di faggio della nostra area di studio, sottoposti a recente taglio, sono state applicate forme di ceduzione di non chiara definizione e altrettanto dubbia finalità. Se si considera infine che l'area dei Monti Madonie presenta condizioni ecologiche certamente meno favorevoli per il faggio rispetto all'area della Sila e dell'Aspromonte, si comprendono a pieno i risultati del presente lavoro.

Le ceppaie delle aree controllo mostrano naturalmente più cormi (polloni) rispetto alle aree sottoposte a taglio (Fig. 7 e Fig. 8). Ciò è confermato anche da altri parametri dendrometrici utilizzati, come ad esempio G e V, entrambi superiori nelle aree di controllo che nelle aree sottoposte a taglio (Tab. 3).

Confrontando i due gruppi per quanto riguarda la rinnovazione, sia per le plantule che per la rinnovazione affermata, non si sono riscontrate differenze statisticamente significative. Tuttavia, a questo livello di confronto, i dati indicano che le plantule (rinnovazione dell'annata) sono meno diffuse nelle aree del ceduo sottoposto a taglio rispetto alle aree di controllo; viceversa per la rinnovazione affermata.

Il clima, la topografia, il suolo e i caratteri strutturali del popolamento sono i principali fattori che controllano la rinnovazione a livello di microscala (ad esempio, Silva *et al.*, 2012). Così, analizzando i nostri risultati secondo il gradiente topografico, la rinnovazione differisce in modo significativo tra le aree di saggio. In particolare, i valori di numero di plantule notevolmente più bassi presenti sui crinali e sulle cime (la metà rispetto alle aree di conca) potrebbero indicare che la proporzione relativa delle piante nelle classi più giovani tende a ridursi (Fig.10). Tuttavia questa riduzione nella produzione di plantule non si riflette nella parte di rinnovazione affermata (piantine > 1 anno di età). Barbeta *et al.* (2011) mostrano risultati simili confrontando boschi frammentati e formazioni forestali continue al limite SE dei boschi di faggio della Spagna. Considerando che anche questi popolamenti di faggio si rinvergono al loro limite Sud-occidentale, in aree particolarmente soggette ai trend di aumento della temperatura, così come le nostre aree di studio delle Madonie (vedi Fig.2c), è evidente il rischio dell'aumento della marginalità ecologica, la progressiva riduzione del successo dei processi di rinnovazione (Jump *et al.*, 2007; Pulido *et al.*, 2008; Wagner *et al.*, 2010), e il generale declino della specie (Piovesan *et al.*, 2008).

La ridotta affermazione delle plantule e il ridotto stato di salute dei polloni adulti è indicativo della marginalità delle stazioni analizzate. Ciò è particolarmente evidente analizzando lo stato di salute tra i soprassuoli interessati da taglio e quelli di controllo. I dati mostrano come nei cedui sottoposti a taglio, rispetto alle aree controllo, i singoli fusti mostrano disseccamenti nella chioma per più del doppio, sono più danneggiati sulla corteccia per circa 6 volte e si rinvergono piante morte per circa 7 volte di più (Fig. 11).

L'indice di disseccamento, l'indice di danno alla corteccia mostrano la loro forte correlazione con la topografia locale (Fig. 11, Tab. 3). Osservando le aree a ceduo sottoposte a taglio (Fig. 11a), l'indice di disseccamento raggiunge valori circa 2 volte maggiore sui crinali (35% di disseccamento medio) se confrontato con le relative aree site nei fondovalle (21%). Il fattore topografico è rilevante anche analizzando le aree di controllo, con circa 3-4 volte danni maggiori sui crinali che nei fondovalle. Analoga considerazione riguarda gli altri indicatori dello stato di salute degli alberi (i danni alla corteccia e gli alberi morti) (Fig. 12).

Questi ultimi risultati supportano l'ipotesi che, sebbene l'effetto selvicolturale sia abbastanza evidente nei due gruppi a confronto e accelera la riduzione dello stato di salute delle piante, il cambiamento climatico in atto mostra già un effetto su questi popolamenti marginali di faggio. Il ridotto stato di salute delle piante anche nelle aree di controllo sembra confermare questa tendenza.

Un ulteriore aspetto emerso dalle nostre elaborazioni è che la frammentazione della copertura forestale, fondata sulla distinzione di piante in radura e in interno, è chiaramente un amplificatore del ridotto stato di salute delle piante (Fig. 12).

Nel complesso, tutte le variabili predittive sia ecologiche sia di origine antropica mostrano un evidente risultato. Secondo i fattori ecologici, i soprassuoli (o loro porzioni) di faggio che si trovano nelle stazioni più marginali, così come quelli a quota più elevata, sui pendii ripidi, lungo i crinali e nei pianori sommitali, per via dei suoli più superficiali (elevato scheletro e rocciosità affiorante), nonché per gli effetti dei venti più forti, dell'elevata evapotraspirazione e della turbolenza dell'aria (e.g., Harper *et al.*, 2005), mostrano una manifesta riduzione dello stato di salute. L'aridità e velocità del vento sono in genere più elevate in tali condizioni marginali, aggravando lo stato di salute delle piante per via dello stress idrico e dei danni meccanici (Barbeta *et al.*, 2011). Inoltre, in tali condizioni ambientali di margine, le piante di faggio risultano particolarmente soggette all'effetto del grado di frammentazione della copertura forestale (Heithecker e Halpern, 2007); le piante interne alla copertura mostrano meno problemi se confrontate con quelle delle radure. Gli esiti negativi della frammentazione della copertura sullo stato di salute dei polloni sono imputabili agli effetti ecologici di margine e radura (Ferreira e Laurence, 1997; Harper *et al.*, 2005). L'effetto dei raggi solari diretti sugli alberi che delimitano le ampie radure è particolarmente evidente in relazione al loro stato di salute (disseccamento, danni alla corteccia, piante morte), in questi popolamenti di faggio localizzati al limite meridionale e altitudinale del proprio areale continentale.

Lo stress ambientale può essere fortemente influenzato e modificato dai diversi sistemi di gestione e dalle pratiche selvicolturali (Kramer e Kozlowski, 1979; Ciancio *et al.*, 2006; Wagner *et al.*, 2010). L'effetto negativo degli intensi interventi di taglio del ceduo effettuati nelle aree indagate (aree campione A, C, D) ha aumentato lo stress ambientale ed ecologico (in termini di modelli di crescita, processi di rinnovazione, effetti dei raggi solari - per esempio si veda: Caquet *et al.*, 2009; Collet *et al.*, 2001; Topoliantz e Ponge, 2000; Robson *et al.*, 2009) dovuto alla frammentazione della copertura forestale e all'apertura delle chiome.

Sotto questo punto di vista, per recuperare l'effetto negativo che i tagli frequenti del ceduo possono avere sul suolo, sul paesaggio e sulla conservazione della biodiversità, la conversione di boschi cedui a fustaie e/o dei soprassuoli a copertura continua in evoluzione naturale, è stata spesso indicata durante gli ultimi decenni e stabilita come un obiettivo gestionale nelle aree collinari e montane del Mediterraneo (Serrada *et al.*, 1998; Ciancio *et al.*, 2006; Nocentini, 2009), soprattutto in condizioni di accentuata marginalità. Tuttavia, nelle condizioni di marginalità ecologica così marcata come nello specifico delle aree analizzate, dove il faggio si caratterizza per l'architettura multicaule e piante a fisionomia tendenzialmente arbustiva, ed in cui la conversione all'alto fusto non sembra assolutamente un obiettivo coerente con le potenzialità stazionali, è strettamente auspicabile il mantenimento di un alto livello di densità delle piante/polloni e del valore del grado di copertura.

In conclusione, i risultati ottenuti in questo studio confermano la variabilità degli effetti ecologici e gestionali che influenzano la qualità dei popolamenti di faggio sui Monti Madonie, in un'area di distribuzione relativamente piccola e di margine. Qui, il faggio deve essere considerato come una specie "limite", che sopravvive in condizioni ambientali estreme, sia a larga scala (considerando quindi la forte aridità macro-climatica durante la stagione estiva, tipica delle aree centro-meridionali del Mediterraneo) sia a livello di stazione locale per la topografia, il suolo, il vento, la frammentazione della copertura forestale e la gestione applicata nel passato. I nostri dati rivelano che le pratiche tradizionali applicate in maniera indiscriminata per la gestione di questi soprassuoli di faggio mostrano una bassa sostenibilità, minacciando fortemente la loro conservazione, in particolare a fronte dello scenario di cambiamento climatico in atto. L'approccio colturale e gestionale dovrebbe mostrare prudenza, evitando ogni tipo di pratica selvicolturale standardizzata, adottando viceversa moduli colturali coerenti ad ogni contesto micro-stazionale (crinali, pianori sommitali, versanti).

Questo primo studio evidenzia dunque la necessità di indagini più dettagliate sulla sostenibilità degli interventi di gestione selvicolturale correntemente applicati in questi popolamenti forestali marginali, per latitudine e altitudine, topografia, frammentazione e rarefazione della copertura forestale.

#### RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata realizzata all'interno del Progetto Nazionale FIRB 2012 - finanziato dal Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca - dal titolo *Sviluppo di modelli innovativi per il monitoraggio multiscala degli indicatori di servizi ecosistemici nelle foreste Mediterranee* (MIMOSE) (Protocollo: RBFR121TWX\_004 - Unità di Ricerca dell'Università di Palermo - Coordinatore Nazionale: F. Lombardi).

#### SUMMARY

*Marginal fragmented beech stands and climate change in Sicily:  
effects of non-sustainable traditional silviculture practices in relation to micro-topographic gradient*

In Sicily where the southernmost beech forests of Europe are located, beech stands show peculiar ecological characters. The ecological marginality of these forests is particularly evident in the fragmented and isolated beech stands, near the timberline and/or located on less favourable topographic conditions.

In this study we analyzed stand-structural parameters and tree health comparing recently coppice felled beech stands and control plots. Additionally, these aspects have been related also to the local topographic gradient and the cover fragmentation.

Results clearly show a pronounced tree health reduction (more crown and bark damages, higher percentage of dead trees, lower seedling density) related to cut coppice, as far as to marginal topographic condition (on ridges and slopes) and stand-cover fragmentation (in clearing/border trees). The clear decreased tree health may lay an increasing future threat for these multi-marginal (for latitude, topography and cover fragmentation) beech stands. In

addition, our results could also support the hypothesis that, although the silviculture effects originated by the human actions is quite evident in the two compared groups (coppice-cut and control), hastening the tree health reduction, a general climate change effect is going on these marginal beech stands. The reduced tree health status also in control plots seems to show this way.

#### BIBLIOGRAFIA

- Attorre F., Francesconi F., Scarnati L., De Sanctis M., Alfò M., Bruno F., 2008 - *Predicting the effect of climate change on tree species abundance and distribution at a regional scale*. iForest - Biogeosciences and Forestry, 1: 132-139. <http://www.sisef.it/forest/pdf/?id=ifor0467-0010132>
- Barbeta A., Peñuelas J., Ogaya R., Jump A.S., 2011 - *Reduced tree health and seedling production in fragmented Fagus sylvatica forest patches in the Montseny Mountains (NE Spain)*. Forest Ecology and Management, 261: 2029-2037. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.029>
- Benito Garzon M., Sanchez De Dios R., Sainz Ollero H., 2008 - *Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species*. Applied Vegetation Science, 11: 169-178. <http://dx.doi.org/10.3170/2008-7-18348>
- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A., Menozzi P., 2000 - *Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forest*. Forest Ecology and Management, 132: 39-50. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00378-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00378-9)
- Bergmeier E., Dimopoulos P., 2001 - *Fagus sylvatica forest vegetation in Greece: Syntaxonomy and gradient analysis*. Journal Vegetation Science, 12: 109-126. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2001.tb02622.x>
- Berry P.M., Dawson T.P., Harrison P.A., Pearson R.G., 2002 - *Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland*. Global Ecology and Biogeography, 11: 453-462. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2002.00304.x>
- Brullo S., Guarino R., Minissale P., Siracusa G., Spampinato G., 1999 - *Syntaxonomical analysis of the beech forests from Sicily*. Annali di Botanica (Roma), 57: 121-132.
- Calvani P., Corona P., Lamonaca A., 2005 - *Quantificazione della diversità strutturale in soprassuoli forestali*. EM Linea Ecologica, 5: 6-9.
- Camerano P., Cullotta S., Varese P. (Eds.), 2011 - *Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Tipi Forestali*. Regione Siciliana, Litograf Editor S.R.L., Città di Castello, Perugia, Italia, 192 p.
- Caquet B., Montpied P., Dreyer E., Epron D., Collet C., 2009 - *Response to canopy opening does not act as a filter to Fagus sylvatica and Acer sp. Advance regeneration in a mixed temperate forest*. Annals of Forest Science, 67: 105-116. <http://dx.doi.org/10.1051/forest/2009086>
- Ciancio O., Corona P., Lamonaca A., Portoghesi L., Travaglini D., 2006 - *Conversion of clearcut beech coppices into high forests with continuous cover: A case study in central Italy*. Forest Ecology and Management, 224: 235-240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.045>
- Ciancio O., Iovino F., Menguzzato G., Nicolaci A., 2007 - *Interventi selvicolturali in cedui di faggio che hanno superato il turno consuetudinario e valutazione della biomassa legnosa ritraibile*. Italian Journal of Forest and Mountain Environments, 5: 339-353. <http://dx.doi.org/10.4129/IFM.2007.5-6.03>
- Ciancio O., Iovino F., Menguzzato G., Nicolaci A., 2008 - *Struttura e trattamento in alcune faggete dell'Appennino meridionale*. L'Italia Forestale e Montana, 63 (6): 465-481. <http://dx.doi.org/10.4129/IFM.2008.6.01>
- Collet C., Lanter O., Pardos M., 2001 - *Effects of canopy opening on height and diameter growth in naturally regenerated beech seedlings*. Annals of Forest Science, 58: 127-134. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2001112>
- Coppini M., Hermanin L., 2007 - *Restoration of selective beech coppices: a case study in the Apennines (Italy)*. Forest Ecology and Management, 249: 18-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.035>
- Cullotta S., Marchetti M., 2007 - *Forest types for biodiversity assessment at regional level: The case study of Sicily (Italy)*. European Journal of Forest Research, 126: 431-447. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-006-0166-y>

- Cullotta S., Puzzolo V., Fresta A., 2015 - *The southernmost beech (Fagus sylvatica) forests of Europe (Mount Etna, Italy): ecology, structural stand-type diversity and management implications*. Plant Biosystems, 149 (1): 88-99. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.814603>
- Dittmar C., Fricke W., Elling W., 2006 - *Impact of late frost events on radial growth of common beech (Fagus sylvatica L.) in southern Germany*. European Journal of Forest Research, 125: 249-259. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-005-0098-y>
- Ferreria L.V., Laurance W.F., 1997 - *Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia*. Conservation Biology, 11: 1797-1801. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96167.x>
- Gessler A., Keitel C., Kreuzwleser J., Matyssek R., Seller W., Rennenberg H., 2007 - *Potential risk for European beech (Fagus sylvatica L.) in a changing climate*. Trees 21: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-006-0107-x>
- Harper K.A., Macdonald S.E., Burton P.J., Chen J.Q., Brososke K.D., Saunders S.C., Euskirchen E.S., Roberts D., Jaiteh M.S., Esseen P.A., 2005 - *Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes*. Conservation Biology 19: 768-782. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Heithecker T.D., Halpern C.B., 2007 - *Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in eastern Washington*. Forest Ecology and Management, 287: 163-173. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.003>
- Hofmann A., 1960 - *Il Faggio in Sicilia*. Flora et Vegetatio Italica, mem.2. Gianasso Edit., Sondrio, Italia, 235 p.
- Hofmann A., Cibella R., Bertani R., Miozzo M., Fantoni I., Luppi S. (Eds.), 2011 - *Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Sistema informativo forestale*. Regione Siciliana, Litograf Editor S.R.L., Città di Castello, Perugia, Italia, 208 p.
- Jump A.S., Hunt J.M., Peñuelas J., 2006 - *Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of Fagus sylvatica*. Global Change Biology, 12: 2163-2174. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01250.x>
- Jump S., Hunt J.M., Penuelas J., 2007 - *Climate relationships of growth and establishment across the altitudinal range of Fagus sylvatica in the Montseny mountains, northeast Spain*. Ecoscience 14: 507-518. [http://dx.doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[507:CROGAE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[507:CROGAE]2.0.CO;2)
- Kramer P.J., Kozłowski T.T., 1979 - *Physiology of Woody Plants*. Academic Press, New York, USA, 811 p.
- Latham P.A., Zuuring H.R., Coble D.W., 1998 - *A method for quantifying vertical forest structure*. Forest Ecology and Management, 104: 157-170. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00254-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00254-5)
- MAF-ISAFSA, 1985 - *Inventario Forestale Nazionale 1985. Sintesi metodologica e risultati*. Ministero Agricoltura e Foreste, Istituto Sperimentale per l'Assessmentamento Forestale e l'Alpicoltura, Trento, Italia, 464 p.
- Magri D., Vendramin G.G., Comps B., Dupanloup I., Geburek T., Gomory D., Latalowa M., Litt T., Paule L., Roure J.M., Tantau I., van der Knaap W.O., Petit R.J., de Beaulieu J.L., 2006 - *A new scenario for the quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences*. New Phytologist, 171: 199-221. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01740.x>
- Mátyás C., Bozic G., Gömöry D., Ivankovic M., Rasztoivits E., 2009 - *Juvenile growth response of European beech (Fagus sylvatica L.) to sudden change of climatic environment in SE European trials*. iForest - Biogeosciences and Forestry, 2: 213-220. <http://www.sisef.it/iforest/contents/?id=ifor0519-002>
- Nahm M., Matzarakis A., Rennenberg H., Gessler A., 2007 - *Seasonal courses of key parameters of nitrogen, carbon and water balance in European beech (Fagus sylvatica L.) grown of four different study sites along a European North-South climate gradient during the 2003 drought*. Trees, 21: 79-92. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-006-0098-7>
- Nocentini S., 2009 - *Structure and management of beech (Fagus sylvatica L.) forests in Italy*. iForest - Biogeosciences and Forestry, 2: 105-113. <http://dx.doi.org/10.3832/ifor0499-002>
- Papalexandris C., Milios E., 2010 - *Analysis of natural Fagus sylvatica L. s.l. regeneration in low elevation stands located in the central part of the Evros region in the northeastern Greece: Is sprout origin*

- regeneration significant for species maintenance?* Plant Biosystems, 144: 784-792.  
<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2010.513867>
- Peñuelas J., Boada M., 2003 - *A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain)*. Global Change Biology, 9: 131-140. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00566.x>
- Peñuelas J., Ogaya R., Boada M., Jump A.S., 2007 - *Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain)*. Ecography 30: 830-838.
- Peters R., 1997 - *Beech forests*. Geobotany, Vol. 24, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 187. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-8794-5>
- Pignatti G., 2011 - *La vegetazione forestale di fronte ad alcuni scenari di cambiamento climatico in Italia*. Forest@, 8: 1-12. <http://www.sisef.it/forest@/pdf/?id=efor0650-008>
- Piovesan G., Biondi F., Bernabei M., Di Filippo A., Schirone B., 2005 - *Spatial and altitudinal bioclimatic zones of the Italian peninsula identified from a beech (Fagus sylvatica L.) tree-ring network*. Acta Oecologica 27: 197-210. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2005.01.001>
- Piovesan G., Biondi F., Di Filippo A., Alessandrini A., Maugeri M., 2008 - *Drought-driven growth reduction in old beech (Fagus sylvatica L.) forests of the central Apennines, Italy*. Global Change Biology, 14: 1265-1281. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01570.x>
- Pulido F., Valladeres F., Calleja J.A., Moreno G., González-Bornay G., 2008 - *Tertiary relict trees in a Mediterranean climate: abiotic constraints on the persistence of Prunus lusitanica at the eroding edge of its range*. Journal of Biogeography, 35: 1425-1435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01898.x>
- Raimondo F.M., Gianguzzi L., Schicchi R., 1992 - *Carta della vegetazione del massiccio carbonatico delle Madonie (Sicilia centro-settentrionale)*. Quaderni Botanica Ambientale Applicata, 3: 23-40.
- Robson T.M., Rodríguez-Calcerrada J., Sánchez-Gómez D.G., Aranda I., 2009 - *Summer drought impedes beech seedling performance more in a sub-Mediterranean forest understory than in small gaps*. Tree Physiology, 29: 249-259. <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/tpn023>
- Serrada R., Bravo A., Sánchez I., Allué M., Elena R., San Miguel A., 1998 - *Conversion into high forest in coppices of Quercus ilex subs. ballota L. In Central region of Iberian Peninsula*. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, 27: 149-160.
- Silva D.E., Rezende Mazzella P., Legay M., Coreket E., Dupouey J.L., 2012 - *Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress?* Forest Ecology and Management, 266: 263-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.031>
- Seynave I., Gegout J.C., Herve J.C., Dhote J.F., 2008. *Is the spatial distribution of European beech (Fagus sylvatica L.) limited by its potential height growth?* Journal of Biogeography, 35: 1851-1862. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01930.x>
- Topoliantz S., Ponge J.F., 2000 - *Influence of site conditions on the survival of Fagus sylvatica seedlings in an old-growth beech forest*. Journal of Vegetation Science, 11: 369-374. <http://dx.doi.org/10.2307/3236629>
- Tsiripidis I., Bergmeier E., Dimopoulos P., 2007 - *Geographical and ecological differentiation in Greek Fagus forest vegetation*. Journal of Vegetation Science, 18: 743-750. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02589.x>
- Wagner S., Collet C., Madsen P., Nakashizukae T., Nyland R.D., Sagheb-Taleb K., 2010 - *Beech regeneration research: From ecological to silvicultural aspects*. Forest Ecology and Management 259: 2172-2182. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.029>