



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PALERMO

dca
dipartimento *colture arboree*

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA IN
“SISTEMI ARBOREI AGRARI E FORESTALI”
XXII CICLO

COORDINATORE
Chiar.mo Prof. Tiziano Caruso

Settore Scientifico Disciplinare AGR/05

I PROCESSI DI RINATURALIZZAZIONE DEI
RIMBOSCHIMENTI A *PINUS HALEPENSIS* MILL. NELLA
SICILIA OCCIDENTALE

Dissertazione finale

TESI DI

Dott. Fabio Pastorella

DOCENTE TUTOR

Prof. Federico Guglielmo Maetzke

Ringraziamenti

Desidero ringraziare il mio tutor, il Prof. Federico Guglielmo Maetzke per gli insegnamenti e la proficua collaborazione di questi anni; il dott. Tommaso La Mantia per i suggerimenti e gli incoraggiamenti che ha sempre trovato il tempo di darmi; i dottori Sebastiano Cullotta, Salvatore La Mela Veca e Giuseppe Pizzurro per il proficuo scambio di idee.

Ringrazio, inoltre, i miei colleghi (ed amici), Felice, Sebastiano, Sergio, Enza, Pietro, Vincenzo, insostituibili compagni di viaggio di questi anni che hanno contribuito a rendere indimenticabile questo periodo.

Infine, ma non in ordine di importanza, il mio ringraziamento va a Giulia, la mia ragazza, per la pazienza ed il sostegno che mi ha sempre dimostrato; ai miei amici, in particolare Maria e Paolo per i suggerimenti, il conforto o anche solo per le “chiacchierate”; ed a Marco, Emilio, Tiziana, Alessio, Enza, Felice, Dominique, Gabriele e Aldo per l'indispensabile aiuto nei rilievi in campo.

Indice

<u>1. Introduzione</u>	5
<u>1.1 L'ecoregione mediterranea</u>	7
<u>1.2 Le pinete mediterranee</u>	8
<u>1.3 Caratteristiche del Pino d'Aleppo</u>	9
<u>1.4 Considerazioni generali sui rimboschimenti in ambiente mediterraneo</u> ..	12
<u>1.5 Obiettivi</u>	14
<u>2. Materiali e metodi</u>	16
<u>2.1 Aspetti concettuali</u>	16
<u>2.1.1 Analisi del concetto di rinaturalizzazione</u>	16
<u>2.1.2 La rinnovazione</u>	19
<u>2.1.3 Il microclima luminoso</u>	20
<u>2.1.3.1 LAI e PAI</u>	21
<u>2.1.3.2 PAR</u>	26
<u>2.2 Descrizione delle aree di studio</u>	28
<u>2.3 Fasi della ricerca</u>	34
<u>2.3.1 Ricerca bibliografica</u>	34
<u>2.3.2 Rilievi di campo</u>	35
<u>2.3.2.1 Il metodo delle aree di saggio</u>	35
<u>2.3.2.2 Misura delle caratteristiche dendrometriche</u>	37
<u>2.3.2.3 Prima fase</u>	37
<u>2.3.2.4 Seconda fase</u>	41
<u>2.4 Elaborazione dei dati</u>	43
<u>2.4.1 Statistica descrittiva</u>	43
<u>2.4.1.1 Prima fase</u>	43
<u>2.4.1.2 Seconda fase</u>	44
<u>2.4.2 Confronti tra le variabili</u>	44
<u>2.4.2.1 Correlazione e regressione</u>	44
<u>2.4.2.2 PCA (Principal Component Analysis)</u>	47
<u>2.4.2.3 ANOVA (ANalysis Of VAriance)</u>	47
<u>3. Descrizione ed analisi dei risultati</u>	50
<u>3.1 Prima fase</u>	50
<u>3.1.1 Caratteristiche dendrometriche</u>	50
<u>3.1.2 LAI</u>	52
<u>3.1.3 PAR</u>	53
<u>3.1.4 Diversità compositiva</u>	56
<u>3.1.5 Rinnovazione</u>	57
<u>3.1.6 Confronti tra i parametri dendrometrici</u>	59
<u>Diametro medio e densità</u>	59
<u>Altezza media del soprassuolo principale</u>	61
<u>Copertura</u>	62
<u>3.1.7 Microclima luminoso</u>	63
<u>Relazione tra LAI e PAR</u>	63
<u>Relazione con la densità del soprassuolo principale</u>	64
<u>Relazione con la copertura del soprassuolo principale</u>	65
<u>Relazione con l'area basimetrica del soprassuolo principale</u>	66
<u>Influenza sulla rinnovazione</u>	67

<u>3.2 Seconda fase</u>	69
<u>3.2.1 Distribuzione delle Aree di Saggio</u>	69
<u>3.2.2 Caratteristiche dendrometriche</u>	71
<u>3.2.3 LAI</u>	73
<u>3.2.4 LAI e caratteristiche dendrometriche</u>	78
<u>3.2.5 LAI e quota</u>	82
<u>3.2.6 Rinnovazione</u>	85
<u>4. Conclusioni</u>	89
<u>4.1 Caratteristiche dendrometriche</u>	89
<u>4.2 LAI</u>	90
<u>4.3 PAR</u>	92
<u>4.4 Rinnovazione</u>	93
<u>4.5 Implicazioni gestionali</u>	94
<u>4.6 Considerazioni conclusive</u>	96
<u>5. Bibliografia</u>	8

1. Introduzione

Nel corso del XX secolo in tutto il bacino del Mediterraneo sono stati impiantati, su vaste aree, rimboschimenti di conifere di cui la maggior parte realizzati con pini, a scopo essenzialmente protettivo.

FRA 2010 (FAO, 2010) stima che la superficie mondiale di piantagioni con funzione protettiva (in particolare con funzione di conservazione del suolo e di regimazione delle acque) sia pari a 330 milioni di ettari. Tale superficie rappresenta circa il 25% delle piantagioni mondiali (FAO, 2005).

Nel bacino del Mediterraneo i boschi di origine artificiale sono stati impiantati principalmente per assolvere funzioni protettive. Le specie privilegiate per la costituzione di questi impianti sono state quelle del genere *Pinus*, ma sono state utilizzate anche altre conifere e varie specie di eucalipti: in Spagna, ad esempio, il 90% dei circa 3,8 milioni di ettari oggetto di piantagione tra gli anni '40 e gli anni '80, è stato impiantato a pino (Pausas *et al.*, 2004). In alcuni Paesi, tuttavia, piantagioni costituite da specie a rapido accrescimento (pioppi, eucalipti e alcuni pini) hanno assunto anche funzione produttiva (Scarascia-Mugnoza *et al.*, 2000; Pandey e Ball, 1998; Arbez, 2001).

La specie più importante tra quelle utilizzate è il pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*) (Maestre e Cortina, 2004; Barbéro *et al.*, 1998; Quézel, 2000). Nel bacino del Mediterraneo questa specie ed il suo vicariante dell'est Mediterraneo, *P. brutia*, occupano circa 7,5 milioni di ettari sia in formazioni naturali che in rimboschimenti (Quézel, 2000). In particolare il pino d'Aleppo è stato largamente utilizzato in ambienti semiaridi. In Algeria le pinete a pino d'Aleppo coprono circa 850.000 ha (Harfouche, 2003), in Israele ne coprono circa 30.000 (Bonneh, 2000), e nella Provincia di Alicante (Sud Est della Spagna) 26.000 dei 30.000 ha di rimboschimenti sono edificati da questa specie. Analoghe osservazioni possono essere fatte in regioni semiaride di Turchia e Marocco (Maestre e Cortina, 2004).

La rinaturalizzazione di impianti artificiali di conifere (intesa come la trasformazione in popolamenti con una maggiore diversità compositiva e strutturale; Gugliotta *et al.*, 2006) rappresenta uno dei principali obiettivi della selvicoltura in Italia ed in molti Paesi europei (Heitz e Rehfüss 1999, Mosandl e Küssner 1999, Malcolm *et al.* 2001, Diaci 2002, Zerbe 2002, Mercurio 2005) e sta assumendo grande importanza in tutto il bacino del Mediterraneo. Recentemente, inoltre, le formazioni artificiali con funzione protettiva hanno acquisito

un'importanza sempre maggiore nella gestione e nel ripristino dei paesaggi (Lamb, 2005; Cummings e Reid, 2008).

In Sicilia le superfici boscate di origine artificiale ammontano a 72.913 ha (INFC, 2007). Esse derivano in larga parte dalle opere di rimboschimento messe in atto dall'Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana (AFDRS) nel corso del '900. In tutto il Meridione d'Italia, infatti, a partire dagli anni 50-60 è stata promossa un'intensa attività di rimboschimento il cui scopo prioritario era quello della conservazione del suolo (Nocentini, 2001) e della regimazione delle acque (Painter *et al.*, 1974). In particolare, la necessità di ricoprire con formazioni forestali i versanti di montagne e colline pesantemente modificati dalle attività antropiche, nasceva dall'urgenza di limitare il ruscellamento delle acque, le inondazioni e la perdita di suolo nel più breve tempo e nel modo più duraturo possibile.

Le sole specie di pino considerate spontanee in Sicilia sono *P. halepensis* e *P. pinaster*: la prima nella "pineta di Vittoria" ed a Marettimo (anche se negli ultimi tempi si tende a considerare la specie spontanea anche a Pantelleria, cfr. figura 1), la seconda solo a Pantelleria (Pignatti, 1982). Tuttavia dei circa 41.000 ha di territorio regionale coperti da pinete di pini mediterranei, 34.000 sono di origine artificiale (INFC, 2009).

Nonostante sia noto che il successo della rinnovazione naturale dipende, in particolar modo, dalla manipolazione del microclima della piantagione ed è ulteriormente complicato dalle esigenze delle diverse specie, variabili nel tempo e nello spazio (Paci, 2004; Malcom *et al.*, 2001), la quasi totalità di questi impianti non ha ricevuto le opportune cure colturali per consentirne uno sviluppo verso forme mature dal punto di vista strutturale e funzionale (Cullotta 2004). Da un'analisi dello stato dei rimboschimenti in Sicilia, emerge come in genere il momento gestionale (oltre che quello culturale) sia stato molto carente, forse perché per lungo tempo l'obiettivo primario dell'AFDRS è stato quello di incrementare le superfici boscate. Oggi, invece, di fronte a nuove emergenze come gli incendi che hanno di fatto vanificato molti degli sforzi compiuti, l'attenzione alle modalità di gestione assume un carattere preminente (La Mantia e Pasta, 2001). L'assenza di adeguati interventi selvicolturali, il frequente passaggio degli incendi ed in certi casi una pressione antropica troppo elevata hanno contribuito, in diversa misura ed al variare della zona geografica, ad ottenere soprassuoli che in alcuni casi non assolvono le funzioni per le quali sono stati impiantati, in altri, formazioni forestali che, pur assolvendo tali funzioni, necessitano di cure colturali volte alla loro perpetuazione nel tempo ed all'incremento delle funzioni e dei servizi da essi svolti.

Le suddette considerazioni e l'affermarsi di processi evolutivi tendenti ad una progressiva sostituzione della specie principale e caratterizzati dall'ingresso spontaneo delle latifoglie

autoctone nel piano dominato di queste formazioni artificiali, indicano la necessità di applicare indirizzi gestionali finalizzati alla loro rinaturalizzazione.

1.1 L'ecoregione mediterranea

L'ecoregione mediterranea è una delle 233 individuate sulla terra (Leone e Lovreglio, 2004). Pur essendo presente in 5 continenti è tra quelle che occupano la superficie minore. Oltre che nella regione mediterranea, infatti, le caratteristiche del bioma, in termini sia climatici che bioclimatici, si riscontrano anche in Cile, California, Sud Africa ed Australia (Emberger *et al.*, 1962; Di Castri, 1973; Aschmann, 1973; Naveh e Lieberman, 1984). Tutte le aree che rientrano nell'ecoregione hanno in comune un elevato grado di biodiversità e presentano un altissimo numero di endemismi.

La regione del Mediterraneo si estende dalle Alpi al Sahara e dall'Atlantico al Mar Caspio. Sull'area insistono 25 Paesi divisi in 4 gruppi: sud-est Europa, sud-ovest Europa, nord Africa, est della regione Mediterranea (M'Hirit, 1999). I primi due sono quelli più densamente popolati ed in cui è maggiore la pressione antropica (soprattutto sulla costa ed in prossimità dei grandi centri abitati). La regione copre circa l'1,6% della superficie del mondo ma si stima che sull'area insiste una popolazione di circa 380 milioni di persone, di cui 146 milioni vivono nelle zone costiere. Inoltre la regione è interessata da intensi flussi turistici soprattutto nelle aree costiere nel periodo estivo.

Il clima, definito “extratropicale”, è caratterizzato da precipitazioni concentrate nelle stagioni “fredda” e “relativamente fredda”, e da estati calde e secche (Emberger, 1954) con elevata radiazione solare ed alto tasso di evapotraspirazione. Il periodo secco dura da due a sei mesi e le precipitazioni variano da 100 mm a 2.500 mm annui. La temperatura media annua varia da 5 a 18°C (Emberger *et al.*, 1962). In relazione alle caratteristiche della vegetazione e del clima si possono distinguere i seguenti tipi bioclimatici: infra-Mediterraneo, termo-Mediterraneo, eu-Mediterraneo (o meso-Mediterraneo), supra-Mediterraneo, montano-Mediterraneo ed oro-Mediterraneo (Quézel, 1976).

In tutte le aree caratterizzate da bioclima mediterraneo l'attuale distribuzione e struttura della vegetazione è il risultato dell'attività antropica (Pausas, 1999). In particolare, nella regione del Mar Mediterraneo, millenni di intensa attività (attività agricola, incendio, pascolo, costruzione di strade, abusivismo edilizio, turismo) hanno fortemente ridotto la vegetazione spontanea e creato un paesaggio molto frammentato. Si stima che solo il 5% delle aree di vegetazione spontanea, in area mediterranea, è rimasta intatta (Conservation International, 2011).

La regione è uno dei 18 *hot spots* mondiali per la protezione della biodiversità (Myers *et al.*, 2000). In particolare, nella regione del Mar Mediterraneo sono presenti circa 225.000 specie vegetali di cui circa la metà sono endemiche (Conservation International, 2011) e circa 25.000 specie di piante vascolari (mentre solo 6.000 sono presenti nel resto d'Europa) (Myers *et al.*, 2000).

La vegetazione forestale è anch'essa molto frammentata e non sono rari i casi in cui è ridotta a lembi. La superficie coperta da vegetazione forestale è stimata in circa 90 milioni di ettari (M'Hirit, 1999; Leone e Lovreglio, 2004) pari a circa il 10% della superficie totale (Gómez-Aparicio *et al.*, 2004)

Il problema degli incendi ha un grosso impatto sulla vegetazione. Il fuoco ha avuto un forte impatto su distribuzione, organizzazione, ed evoluzione degli ecosistemi nel corso del tempo (De las Heras *et al.*, 2002). Si stima che l'area percorsa ogni anno dal fuoco sia di 600.000-800.000 ha: un'area pari alla Corsica o a Creta. Il 95% degli incendi ha origine dolosa o è causata da disattenzione (Leone e Lovreglio, 2004). La restante parte ha origine naturale ed ha un ruolo ecologico importante nelle dinamiche di molti ecosistemi mediterranei (De las Heras *et al.*, 2002).

1.2 Le pinete mediterranee

Le formazioni edificate da specie del genere *Pinus* coprono una superficie di circa 13 milioni di ettari in tutto il bacino del Mediterraneo, pari a circa il 5% dell'area, ma rappresentano circa il 25% delle aree forestali del bacino (Barbero *et al.*, 1998). Le specie

Specie	Superficie (10 ⁶ ha)	Fonte bibliografica
<i>P. brutia</i> e <i>P. halepensis</i>	6,8	Leone e Lovreglio, 2004
<i>P. brutia</i> e <i>P. halepensis</i>	6,8	Barbero <i>et al.</i> , 1998
<i>P. halepensis</i>	3,5	Fady <i>et al.</i> , 2003
<i>P. halepensis</i>	2,5	Arianoutsou e Ne'eman 2000
<i>P. halepensis</i>	2,8	Quézel, 2000
<i>P. halepensis</i>	3,5	M'Hirit, 1999
<i>P. brutia</i>	Oltre 4	Fady <i>et al.</i> , 2003
<i>P. nigra</i>	3,5	Leone e Lovreglio, 2004
<i>P. pinaster</i>	1,3	Leone e Lovreglio, 2004
<i>P. pinea</i>	0,3	Leone e Lovreglio, 2004
altre specie	0,3	Leone e Lovreglio, 2004

tabella 1: superficie occupata delle specie di pino nel bacino del Mediterraneo.

ascrivibili al gruppo dei pini mediterranei sono 10. La lista include specie montane (*Pinus heldreichii*, *P. mugo*, *P. nigra*, *P. pinaster*, *P. sylvestris*, *P. uncinata*) e costiere (*P. canariensis*, *P. halepensis*, *P. brutia*, *P. pinea*) (Leone e Lovreglio, 2004) distribuite come mostrato in tabella 1 e tabella 2.

Country	Conifer				Broad-leaved					Total broad-leaved	Various maquis and garrigues	Overall total
	Aleppo pine, Brutia pine	Thuyas, Junipers	Other conifers	Total conifers	Evergreen oak	Beech, decid. oaks	Chestnut	Wild olive, Carob	Arganier			
Spain	1.300	62	1.779	3.141	3.155	1.326	163	0	0	4.644	10.070	25.640
France	80	0	105	185	800	700	135	2	0	1.637	300	3.944
Italy	130	0	114	244	2.585	1.190	244	0	0	4.019	0	8.526
Yugoslavia	50	0	40	90	35	-	-	0	0	94	776	1.085
Albania	-	-	-	156	302	-	-	0	0	489	395	1.342
Greece	528	0	514	1.042	743	1.268	28	0	0	2.039	0	6.162
Turkey	3.220	458	4.694	8.372	590	7.520	183	0	0	8.293	823	34.153
Cyprus	116	0	5	121	0	0	0	0	0	0	52	294
Syrian Arab Republic	70	0	25	95	43	20	0	0	0	63	0	316
Lebanon	5	11	16	32	33	10	0	0	0	43	0	150
Israel	30	0	0	30	35	5	0	0	0	40	0	140
Libyan Arab Jam.	5	153	0	155	1	0	0	50	0	51	0	415
Tunisia	340	455	2	797	213	25	0	70	0	308	0	2.210
Algeria	843	762	43	1.648	1.154	67	0	100	0	1.321	0	5.938
Morocco	65	971	144	1.180	1.712	24	0	500	700	2.936	458	8.690
Total	6.782	2.872	7.481	17.288	11.401	12.155	753	722	700	25.977	12.874	99.005

tabella 2: superficie boscata per tipologia forestale nei paesi del bacino del Mediterraneo. Fonte: Leone e Lovreglio, 2004.

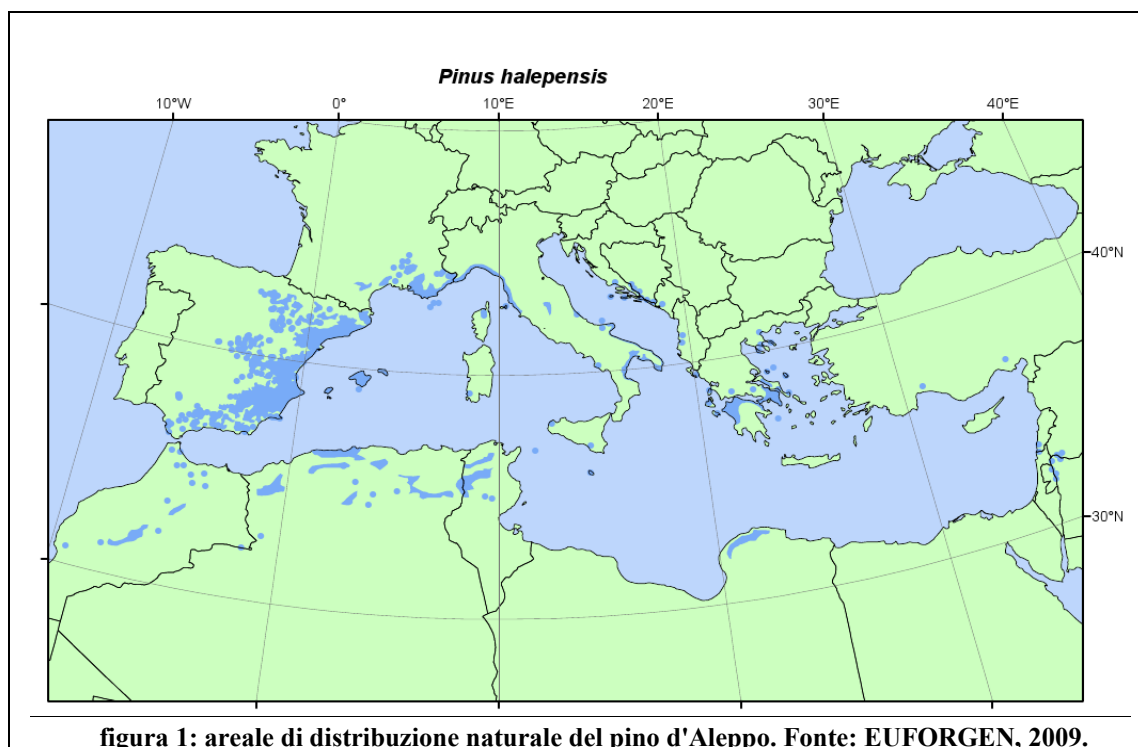
P. halepensis ed il vicariante, *P. brutia*, sono le specie che occupano la superficie più estesa. Esse sono diffuse spontaneamente in tutto il bacino del Mediterraneo ma la loro espansione è stata favorita dalle attività antropiche. A partire dal XIX secolo, infatti, è stata effettuata, in tutti i paesi del Mediterraneo, una vasta opera di rimboschimento che ha privilegiato l'uso di specie native della regione, specialmente ascrivibili al genere *Pinus*. Il risultato di questo lavoro è stata la diffusione di queste specie (Leone e Lovreglio, 2004) pur non mostrando i caratteri di invasività registrati nell'emisfero sud (Richardson, 2000). In particolare il pino d'Aleppo, pur essendo diffuso in tutto il bacino del Mediterraneo, è maggiormente diffuso nel Mediterraneo occidentale. Al contrario, *P. brutia* è diffuso esclusivamente nel Mediterraneo orientale.

1.3 Caratteristiche del Pino d'Aleppo

Pinus halepensis ha un areale di distribuzione molto ampio (figura 1). Sfruttando una grande variabilità genetica ed una grande plasticità fenotipica (Tapias *et al.*, 2004) si adatta a tutti i substrati ed a quasi tutti i bioclimi della regione mediterranea (Fady *et al.*, 2003).

La grande diffusione della specie è il risultato dell'azione combinata della sua distribuzione naturale e dell'impatto antropico (Zavala *et al.*, 2000) tanto che è difficile

separare le aree di indigenato da quelle in cui è stato introdotto (CAB International, 2002). La grande diffusione della specie è interpretata come conseguenza della sua elevata capacità di adattamento alle basse precipitazioni e all'elevata aridità estiva che caratterizza il clima della



regione, in combinazione con il passaggio del fuoco (Gil *et al.*, 1997). I boschi spontanei di Pino d'Aleppo si sviluppano in condizioni ambientali caratterizzate da precipitazioni comprese tra 350 e 700 mm/anno e media annua delle temperature minime assolute comprese tra -2 e 10 °C (Fady *et al.*, 2003). Tali condizioni rientrano in ombrotipi che vanno dal semiarido al subumido (Rivas-Martínez, 2004).

Nell'area del Mediterraneo, la specie copre ampie superfici, sia in formazioni spontanee che artificiali, in Spagna, Francia, Italia, Croazia, Albania, Grecia, Marocco, Algeria, Tunisia, Libia e Malta, mentre in Turchia, Siria, Israele, Giordania e Libano, essendo vicariato da *Pinus Brutia*, è più rara ed edifica boschi di minori estensioni. Entrambe le specie si sviluppano dal livello del mare ad altitudini di 600 m nella sponda nord del Mar Mediterraneo e 1400 m in quella sud (bioclimi termo e meso-mediterraneo) ma in particolari condizioni possono raggiungere altitudini superiori (il pino d'Aleppo giunge fino a 2600 m nell'Alto Atlas) (Fady *et al.*, 2003).

P. halepensis è la principale specie forestale del Nord Africa (si stima che siano stati impiantati 108.000 ha in tutto il Nord Africa (FAO, 2006)) ed ha notevole importanza in Francia ed Italia, soprattutto nelle aree di interfaccia tra aree urbane e bosco (Fady *et al.*, 2003).

La plasticità della specie è tale che è stata largamente utilizzata in tutto il bacino del mediterraneo e ad un grande intervallo altimetrico. Ad esempio, in Sierra Nevada (Spagna) è stata utilizzata dal livello del mare fino a 1800 m: al di sotto dei 1300 metri è la specie più utilizzata, mentre a quote superiori è utilizzata in rimboschimenti misti (Gómez-Aparicio *et al.*, 2009). Inoltre è stata introdotta in tutte le aree del mondo in cui è presente un bioclimate di tipo mediterraneo diventando, spesso, invasiva (Richardson, 2000).

La produttività media del pino d'Aleppo è stimata in circa 1-2 m³/ha/anno (FAO, 2006) ma in condizioni ambientali favorevoli può raggiungere i 12-15 m³/ha (Fady *et al.*, 2003). In molti Paesi mediterranei il pino d'Aleppo ed il pino bruzio rappresentano la principale risorsa legnosa e la principale copertura forestale e non mancano i casi (Algeria e Croazia) in cui le piantagioni a pino d'Aleppo assolvono una funzione esclusivamente produttiva (FAO 2010). Il legno è utilizzato come legno da costruzione, nell'industria e in carpenteria, come legna da ardere, e per la produzione di polpa di legno. In alcuni paesi del Nord Africa i semi sono usati nell'industria dolciaria.

Pur non entrando nel merito delle caratteristiche botaniche della specie, è opportuno analizzare quali siano le caratteristiche che l'hanno fatta preferire ad altre specie nelle attività di rimboschimento. Il pino d'Aleppo è una specie che in condizioni ambientali idonee si accresce rapidamente, che non ricaccia (*obligate seeder*), intollerante all'ombra (Panetsos, 1981; Acherar *et al.*, 1984). Generalmente occupa aree disturbate o xeriche in cui mostra grande resistenza all'aridità (Schiller e Cohen, 1998) ed in cui forma soprassuoli monospecifici (Gil *et al.*, 1990; Morla, 1993) mantenendo una vasta seed bank nel suolo (Tapias *et al.*, 2004). Inoltre è considerata la specie maggiormente xero-tollerante tra i pini mediterranei (Gil e Prada, 1993; Broncano *et al.*, 1998; Barberò *et al.* 1998). Nonostante ciò, è da evidenziare che le piantagioni di pino d'Aleppo in ambiente estremamente arido non riescono ad edificare formazioni stabili, multistratificate ed in grado di rinnovarsi, come in condizioni più mesiche degli ambienti mediterranei (Rivas-Martínez, 1987; De la Torre e Alías, 1996); probabilmente a causa della crescita lenta e a dinamiche riproduttive di scarso successo in caso di periodi particolarmente secchi (Raventós *et al.*, 2001).

Alcuni autori ritengono che il fuoco sia un fattore chiave per spiegare la diffusione di questa specie (Trabaud *et al.*, 1985; Quézel, 2000). La capacità di resistenza e resilienza delle pinete a pino d'Aleppo al passaggio degli incendi è ampiamente documentata (Corona *et al.*, 1998; De las Heras *et al.*, 2002; Martínez-Sánchez *et al.*, 1996; Martínez-Sánchez *et al.*, 1997). La specie reagisce agli incendi con una rapida disseminazione dei semi (contenuti in coni serotini) che può iniziare anche nel corso dell'incendio per finire qualche mese dopo

(Saracino *et al.*, 1993; Thanos *et al.*, 1996; Herranz *et al.*, 1997). Tuttavia la ricostituzione di un soprassuolo dopo il passaggio di un incendio non è sempre garantita (De las Heras *et al.*, 2002). Numerosi studi, effettuati nel Sud-Est della Spagna in aree bruciate nel primo anno successivo al passaggio del fuoco, hanno mostrato un'estrema variabilità nel numero di plantule di pino d'Aleppo: da nullo a circa 50.000 piante/ha (Herranz *et al.*, 1997; Martínez-Sánchez *et al.*, 1997, 1999; Ferrandis *et al.*, 2001; De las Heras *et al.*, 2002). La capacità colonizzatrice della specie in seguito ad un incendio dipende dalle caratteristiche dell'incendio (Ouadah *et al.*, 2001), dalle caratteristiche del popolamento prima dell'incendio (Martínez-Sánchez *et al.*, 1997), dai fattori climatici nel periodo successivo all'incendio (Trabaud *et al.*, 1985) e dalla predazione dei semi (Saracino and Leone, 1993). Il successo nella ricolonizzazione di un bosco percorso dal fuoco dipende dal numero di individui che si insediano nel corso del primo anno: almeno 40.000 piante/ha (De las Heras *et al.*, 2002).

1.4 Considerazioni generali sui rimboschimenti in ambiente mediterraneo

Le intense attività di rimboschimento svolte in tutto il bacino del Mediterraneo nel corso del '900 hanno avuto importanti ricadute sia dal punto di vista ecologico e paesaggistico (Agostani, 1961; Bernetti, 1987) che da quello socio-economico (Nocentini, 2001). Tuttavia esse sono state spesso oggetto di critiche a causa dell'inidoneità delle aree rimboschite (Pavari, 1927; De Philippis, 1958; Giacobbe, 1962), del ricorso eccessivo alla monospecificità degli impianti, della presunta scarsa capacità miglioratrice della conifera impiegata (Giacobbe, 1962) e, più in generale, per il non indigenato delle specie utilizzate. Gli insuccessi di molti rimboschimenti e la lentezza dei processi evolutivi al loro interno hanno provocato la nascita di interrogativi sulla funzionalità ecologica dei rimboschimenti e sul raggiungimento degli obiettivi posti al momento dell'impianto (Ne'eman and Trabaud, 2000), fino a generare un "fervore antipino" (Bernetti 2000) e a determinare la nascita della questione sull'opportunità di preferire l'utilizzo di specie arbustive a quelle arboree (Maestre *et al.*, 2001, 2003). Inoltre è stato ipotizzato che le piantagioni possano promuovere una regressione nell'evoluzione delle comunità vegetali, ostacolando la presenza degli arbusti propri delle dinamiche successionali di ambienti semiaridi (Ortuño, 1990; Bellot *et al.* 2001), non siano in grado di migliorare le condizioni pedologiche e abbiano effetti negativi sulle comunità animali (Maestre *et al.*, 2003; Maestre e Cortina, 2004).

In termini generali, se impiantati nel rispetto delle caratteristiche ecologiche delle specie utilizzate, i rimboschimenti si pongono come la via più veloce per ripristinare una copertura

arborea. Nella loro fase adulta, inoltre, il ciclo vitale dei rimboschimenti, comporta l'ingresso della rinnovazione delle specie autoctone ed una loro evoluzione verso un sistema più

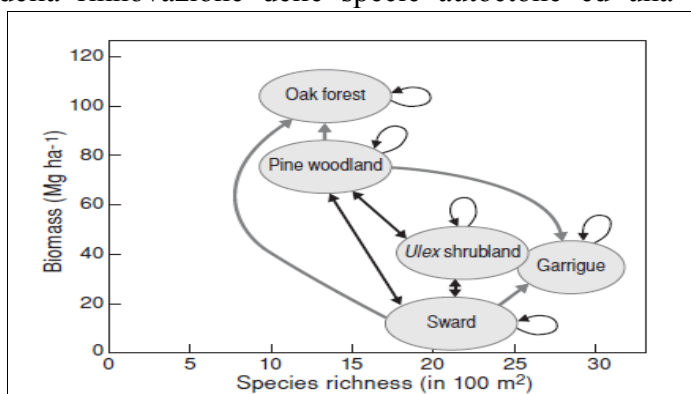


figura 2: Tappe e dinamiche successionali in un'area del sud-est della Spagna. Le frecce grigie rappresentano evoluzioni rare o molto lente. Fonte: Vallejo et al, 2006.

complesso.

Dal punto di vista evolutivo, infatti, i rimboschimenti si inseriscono nelle dinamiche successionali dell'area in cui sono impiantati. In particolare, le pinete a pino d'Aleppo, nell'area del Mediterraneo, si inseriscono in una successione simile a quella mostrata in figura 2 in cui la pineta evolve

verso la lecceta. La figura mostra le possibili tappe, individuate in base alla biomassa epigea delle comunità mature (Mg/ha) ed alla ricchezza di specie (in aree di 100 m²), e le dinamiche successionali spontanee (inclusa quella che si innesca dopo un incendio) di un'area del sud-est della Spagna. In questa regione le tappe evolutive sono dominate da leccio (Oak forest), pino d'Aleppo (Pine woodland), *Ulex parviflorus* (Ulex shrubland), *Brachypodium retusum* (Sward) e quercia spinosa (Garrigue) ma le medesime dinamiche si possono riscontrare in tutto il bacino del Mediterraneo con specie ecologicamente affini.

Il successo della rinnovazione influenza molto l'evoluzione di un popolamento forestale (Sterba, 2006), e determina la dinamica compositiva e strutturale delle comunità forestali (Nolè *et al.*, 2003).

La successione secondaria è più veloce nelle aree coperte da vegetazione legnosa che nelle aree aperte (Carnevale e Montagnini, 2002; Pausas *et al.*, 2004). Pascoli abbandonati o ex-coltivi mostrano, infatti, scarsità di nutrienti, compattamento del suolo, deficit o eccesso di umidità del suolo, elevata radiazione solare e forte competizione intra- ed interspecifica (Nepstad *et al.*, 1990). La presenza delle specie legnose garantisce, inoltre, l'esistenza di microclimi in grado di ospitare animali che aiutano la disseminazione delle specie legnose, in particolare quelle tardo-successionali con seme di grosse dimensioni (ad esempio il leccio) (Pausas *et al.*, 2004).

Come ampiamente documentato in letteratura (Zavala *et al.*, 2000, Marchetti, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2008; Richard *et al.*, 2009), in tutto il bacino del Mediterraneo, a scala regionale si intervallano tessere territoriali di boschi di origine naturale e di origine artificiale a pino e leccio, sia puri che misti. In queste condizioni, le piantagioni localizzate nei pressi di boschi naturali, fonte attiva di propaguli, possono rappresentare un ambiente più favorevole

alla rinnovazione naturale di specie autoctone (effetto *nurse*), il cui futuro dipende dalla competizione esercitata dagli alberi, soprattutto per la disponibilità di acqua e luce (Brooker *et al.*, 2008; Smit *et al.*, 2008; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2006). In particolare, in ambiente mediterraneo, i principali effetti positivi dell'effetto *nurse* sono la riduzione dello stress idrico e della radiazione incidente (Castro *et al.* 2004; Pulido e Díaz 2005; Gómez-Aparicio *et al.* 2006). Nella fase di germinazione l'influenza della luce è probabilmente inferiore rispetto a quella della temperatura del suolo, di quella dell'aria e della disponibilità idrica (Patten, 1963; Alexander, 1984). Nelle successive fasi di sviluppo dei semenzali, la luce riveste un ruolo importante nella promozione e nell'espletamento della fotosintesi (D'Alessandro *et al.*, 2005).

In tempi recenti la prospettiva che le piantagioni possano svolgere un effetto *nurse* per l'insediamento di specie autoctone è stata ampiamente studiata (Jordan e Farnworth, 1982; Parrotta 1992; Ashton *et al.*, 1998; Paci 1999). L'effetto *nurse* rientra tra le interazioni positive esistenti nelle comunità vegetali più conosciute ed è più evidente nelle condizioni climatiche più estreme (Brooker *et al.*, 2008). Recentemente è stato riconosciuto (Young *et al.* 2005; Padilla e Pugnaire 2006; Halpern *et al.* 2007) che tali interazioni hanno un forte impatto nei processi evolutivi della vegetazione e potrebbero essere utilizzati come strumento nei programmi di recupero ecologico in ambienti estremi e fortemente disturbati (Brooker *et al.*, 2008).

1.5 Obiettivi

Nell'area dei Monti di Palermo precedenti lavori hanno analizzato il paesaggio e la biodiversità vegetale (Raimondo, 1998), la flora vascolare (Gianguzzi *et al.*, 2007), le formazioni forestali di origine spontanea (Dia, 1997), ma sono poche (Cullotta, 2003, 2004) le informazioni sull'evoluzione e sul grado di rinaturalizzazione dei rimboschimenti nonché sui possibili interventi selvicolturali.

Il presente lavoro intende contribuire alla conoscenza delle successioni secondarie che si innescano spontaneamente nei rimboschimenti a pino d'Aleppo nella Sicilia occidentale su substrati calcarei. Pur non fornendo dati esaustivi sulla totalità dei rimboschimenti impiantati sui Monti di Palermo, si intende in una prima fase analizzare le principali caratteristiche dendrometriche dei popolamenti forestali artificiali dell'area, approfondendo, nella seconda, l'influenza esercitata dalle chiome dei rimboschimenti, in termini di regolazione della luce incidente, sulla rinnovazione delle specie arboree che si è introdotta spontaneamente al loro interno.

In particolare nel corso del presente lavoro sono stati posti i seguenti obiettivi:

- analizzare e definire gli aspetti concettuali inerenti la rinaturalizzazione;
- analizzare e definire concettualmente le fasi di affermazione della rinnovazione naturale all'interno di formazioni artificiali;
- analizzare i processi evolutivi ed il ruolo dei rimboschimenti nelle successioni vegetali in ambiente mediterraneo;
- analizzare l'influenza delle caratteristiche dendrometriche del soprassuolo principale sul microclima luminoso;
- caratterizzare il microclima luminoso sotto copertura e le sue relazioni con lo sviluppo della rinnovazione delle specie spontanee arboree ed arbustive;
- analizzare dai punti di vista qualitativo e quantitativo l'effetto *nurse* offerto dai rimboschimenti a pino d'Aleppo nelle aree analizzate.;
- individuare le fasi di sviluppo della rinnovazione naturale all'interno dei rimboschimenti;
- analizzare e definire le condizioni di radiazione luminosa più idonee all'insediamento ed all'affermazione della rinnovazione di leccio, roverella, cipresso, pino d'Aleppo e orniello;
- contribuire alla conoscenza della relazione tra microclima luminoso, interventi selvicolturali, e processi di rinaturalizzazione dei rimboschimenti a pino d'Aleppo. Con particolare riferimento alla sostituzione di specie;
- analizzare le relazioni esistenti tra le variabili analizzate nell'area dei Monti di Palermo ed individuare somiglianze e differenze tra le macroaree analizzate;
- fornire indicazioni tecniche per la rinaturalizzazione dei rimboschimenti, analizzando, ove possibile, gli effetti degli interventi di diradamento sul soprassuolo principale e sulla rinnovazione.

2. Materiali e metodi

2.1 Aspetti concettuali

2.1.1 Analisi del concetto di rinaturalizzazione

Boschi e foreste sono ecosistemi dominati dall'uomo (Noble e Dirzo, 1997). Annullando l'impatto antropico basterebbe un periodo lungo da pochi decenni a qualche secolo per ripristinare le condizioni di maggiore complessità strutturale e specifica nonché di stabilità dei sistemi boschivi (Paci, 1999). In campo ecologico la stabilità di un sistema dipende dalla sua resistenza (capacità di mitigare le perturbazioni), dalla sua resilienza (capacità di ripristinare uno stato di equilibrio in seguito ad una perturbazione) e dalla costanza nel tempo dei suoi caratteri (Nocentini, 2000; Perry e Amaranthus, 1997; Tilman, 1999).

La potenziale instabilità delle piantagioni di conifere è stata messa in evidenza da tempo (Kenk e Guehne, 2001). Esse mostrano un deperimento precoce che aumenta il rischio di danni che interessano direttamente i proprietari (crolli, schianti, danni da neve, perdita di suolo, diminuzione della qualità del legno) o che interessano altri stakeholders o l'opinione pubblica nel suo complesso (perdita di biodiversità, variazioni nella qualità dell'acqua, qualità di habitat per i selvatici, diminuzione delle funzioni assolte dal bosco) (EFI, 2007).

La necessità di intervenire nella gestione dei rimboschimenti di conifere orientandone i processi verso una crescente naturalità nasce dall'esigenza di accelerare i processi evolutivi presenti al loro interno e mitigare gli effetti della loro instabilità ecologica.

Comunemente col termine rinaturalizzazione si intende sia l'intervento antropico volto a ripristinare le condizioni di naturalità in un sistema naturale, sia il processo evolutivo spontaneo che interessa un sistema naturale o seminaturale perturbato. Il termine è usato indiscriminatamente ed è difficile da definire in maniera univoca (Stanturf, 2005).

Per la gestione dei processi di rinaturalizzazione dei rimboschimenti, è indispensabile seguire un approccio sistemico che punti ad incrementare complessità e biodiversità del sistema boschivo senza una struttura predeterminata (Ciancio e Nocentini, 1997; Ciancio *et al.*, 2003). Questo approccio è coerente con l'EA (Ecosystem Approach) sviluppato dal CBD (Convention on Biological Diversity), con il "systemic approach" applicato nel corso del progetto MAB (Man and Biosphere) dell'UNESCO negli anni settanta, con quelli sviluppati dall'IUCN (International Union for Conservation of Nature), dal WWF (World Wide Found

for Nature) e da altre organizzazioni non governative (CBD, 2000) nonché con quelli che si sono sviluppati in vari paesi.

Le attività di rinaturalizzazione dei rimboschimenti rientrano tra quelle della gestione forestale sostenibile. E' certo infatti che l'obiettivo di ripristinare elevati livelli di naturalità mal si concilia con l'approccio classico della selvicoltura, volta a massimizzare le produzioni legnose. Più in generale tali interventi rientrano tra quelli propri del restauro ecologico (o ripristino ambientale; *ecological restoration*): un'attività che intenzionalmente avvia o accelera il recupero di un ecosistema rispetto alle sue condizioni di salute, integrità e sostenibilità (SER, 2004).

In termini generali, si sono sviluppati due differenti approcci tecnici alle attività di ripristino ambientale (Chazdon, 2008). E' ormai largamente accettato che le attività di ripristino non potranno mai ripristinare le caratteristiche originali in tutte le sue funzioni dei popolamenti interessati (Stanturf, 2005; Cairns, 1986; Bradshaw, 1997; Harrington, 1999) ma mentre alcuni (Ciancio e Nocentini, 1994; Winterhalder *et al.*, 2004) la definiscono come "un'azione colturale tesa alla valorizzazione dei processi naturali di autorganizzazione del sistema bosco, prescindendo da qualsiasi modello predefinito", altri (Wagner *et al.*, 2000; Perrow e Davy, 2002) pongono come obiettivo del processo di rinaturalizzazione un modello predefinito secondo l'approccio classico del restauro ecologico (*ecological restoration*).

L'applicazione dei metodi e degli approcci del restauro ecologico al recupero dei popolamenti forestali rientra nella *forest restoration* (Stanturf 2005). Il processo di rimboschimento e successiva sostituzione di specie, applicato per decenni nella pratica

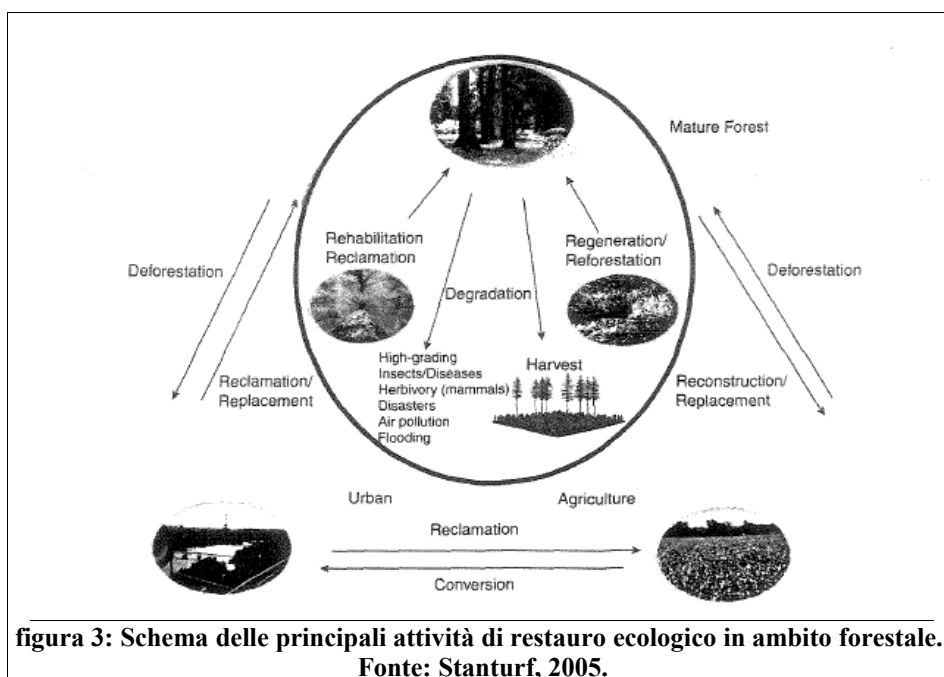


figura 3: Schema delle principali attività di restauro ecologico in ambito forestale. Fonte: Stanturf, 2005.

forestale e che ha giustificato l'esecuzione di impianti su vaste aree, rientra in uno schema in due fasi che porta da aree degradate, caratterizzate da bassi livelli strutturali e funzionali, a boschi naturali, caratterizzati da livelli strutturali e funzionali elevati (figura 3). La prima fase (*replacement*) coincide con la fase di rimboschimento. Si tratta di boschi lontani dalle caratteristiche di naturalità, che hanno il merito di ricostituire una copertura forestale in aree degradate pur essendo caratterizzate da una scarsa diversità strutturale e biologica. La seconda fase è quella della rinaturalizzazione (*rehabilitation*) e del ripristino di crescenti livelli di resistenza e resilienza, nonché della capacità di autoperpetuazione del bosco.

Le principali attività di rinaturalizzazione, in campo forestale, sono quelle legate:

1. alla conversione dei cedui in fustaie (*conversion*);
2. all'aumento della complessità nelle fustaie degradate di origine naturale (*conversion*);
3. alla sostituzione di specie in rimboschimenti artificiali (*transformation*).

Nel corso di questo studio sono stati approfonditi i concetti riguardanti l'attività di sostituzione di specie in rimboschimenti artificiali, che mira all'eliminazione della specie costituente il rimboschimento a favore di altre. Come visto, la necessità di sostituire le specie che costituiscono il soprassuolo principale si pone quando esso non garantisce, a livello sistemico, adeguati livelli di resistenza e resilienza alle perturbazioni esterne. In genere si tratta di sostituire specie non in grado di rinnovarsi spontaneamente con altre in grado di farlo, ripristinando così la capacità del bosco di autoperpetuarsi.

In molti paesi sono state sviluppate esperienze inerenti la "sostituzione di specie" per via spontanea (sfruttando la capacità di colonizzazione del rimboschimento da parte di altre specie, in genere autoctone) oppure indotta (mediante interventi di sottopiantagione generalmente indirizzati alla sostituzione di conifere con latifoglie): sostituzione del pino silvestre con latifoglie nell'Europa centrale (Kint *et al.*, 2006; Hansen *et al.*, 2003; Kenk e Guehne, 2001); sostituzione di pini mediterranei e non con latifoglie (Dreyfus, 2001; Vallauri *et al.*, 2002) in Francia, nei rimboschimenti di Monte Morello (Firenze) (Nocentini, 1995; Ciancio, 2000; Maetzeke, 2006), sugli Appennini (Bernetti, 2003; Plutino *et al.*, 2007 e 2009) e in Israele (Bonneh, 2000).

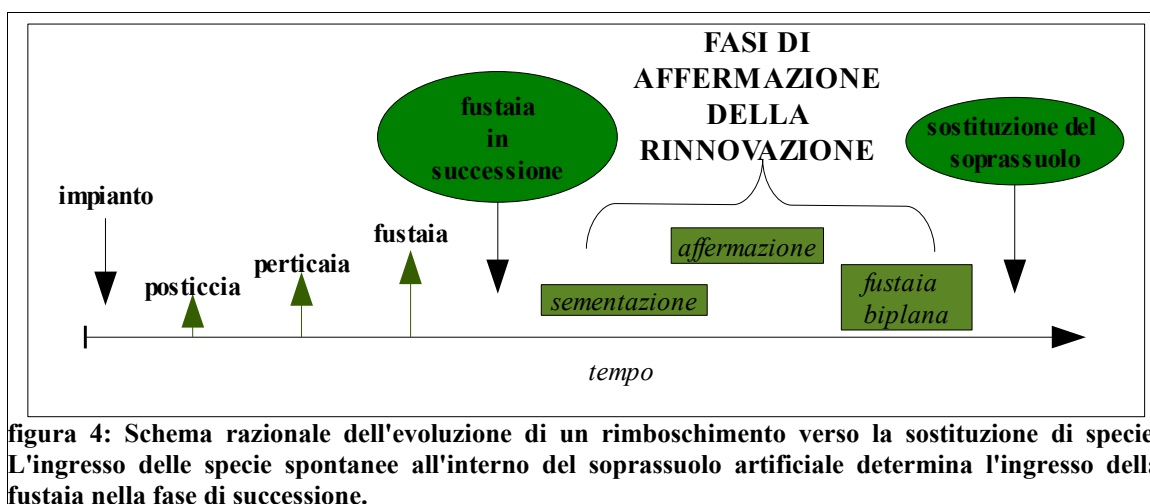


figura 4: Schema razionale dell'evoluzione di un rimboscimento verso la sostituzione di specie. L'ingresso delle specie spontanee all'interno del soprassuolo artificiale determina l'ingresso della fustaia nella fase di successione.

La sottopiantagione pone problemi di vario genere: tecnico (necessità dell'apertura di buche, irrigazioni di soccorso), ecologico (condizioni microstazionali sfavorevoli alla specie impiantata, provenienza del materiale vivaistico, inquinamento genetico delle popolazioni di specie autoctone vicine) ed economico (costi elevati). Così, da tempo, si è diffusa l'idea che la gestione di questi processi sia da effettuare, secondo i principi della selvicoltura sostenibile, con un approccio sistemico (Nocentini, 1995; Nocentini, 2000; Ciancio e Nocentini, 1995; Kenk e Guehne, 2001) che prevedono tagli a scelta, selvicoltura per piede d'albero, rinnovazione naturale (Kenk e Guehne, 2001). Si tratta quindi di minimizzare gli input in termini energetici ed economici massimizzando il risultato: nei rimboschimenti "soprattutto di conifere, [...], per assecondare le dinamiche in atto e per assicurare la stabilità dei soprassuoli, sono necessarie azioni colturali mirate a migliorare le condizioni all'interno dei popolamenti e a favorire la diffusione e l'affermazione delle specie forestali autoctone" (Ciancio, 2000) per le quali "come orientamento generale, si dovrà favorire la reintroduzione, per via autonoma" (Nocentini, 2001).

Questa avviene sia in ecosistemi forestali che in ecosistemi agricoli e dipende strettamente dalla strategia riproduttiva della specie (metodo di dispersione), dalle caratteristiche dell'area colonizzata (dimensioni dell'area, distanza dalla pianta madre, caratteristiche ambientali) e dalle interazioni tra le specie (Bazzaz, 1996; Cavallin e Vasseur, 2009). La sopravvivenza e la crescita della rinnovazione (in particolare del del genere *Quercus*) è regolata da fattori abiotici che sono sito-dipendenti (Gómez-Aparicio *et al.*, 2008). Tra questi, in ambiente Mediterraneo, i maggiori effetti limitanti per la distribuzione delle specie arboree sono l'umidità del suolo (Di Castri *et al.*, 1981; Pigott e Pigott, 1993) e la luce (Gómez-Aparicio *et al.*, 2006, 2008; Puerta-Piñero *et al.*, 2007) ma all'aumentare delle

condizioni di xericità, l'umidità influisce sulla sensibilità della rinnovazione alla luce (Zavala *et al.*, 2000).

2.1.2 La rinnovazione

Come visto in precedenza, la sostituzione di specie nelle piantagioni, e più in generale il processo di successione delle formazioni boschive, dipendono fortemente dalle caratteristiche della rinnovazione e dalla sua capacità di affermazione. Il successo della rinnovazione influenza molto l'evoluzione di un popolamento forestale (Sterba, 2006), e determina la dinamica compositiva e strutturale delle comunità forestali (Nolè *et al.*, 2003). Perciò nel corso del presente lavoro è emersa la necessità di definire il concetto di “rinnovazione” e parametrizzarlo. Tuttavia, nonostante esso sia comunemente utilizzato in letteratura non si rinviene una convergenza sull'uso del termine, né sui parametri più utili per la sua misurazione (Cullotta *et al.*, 2011) e non è certo quale sia il metodo più efficiente per la valutazione del successo della rinnovazione naturale (Sterba, 2006).

Secondo Bernetti (2005) la parola “rinnovazione”, può assumere una doppia valenza: può essere riferita al “processo di insediamento e di affermazione delle giovani piantine” oppure all'insieme dei giovani individui nati da seme e quindi essere sinonimo di “novellame”.

La rinnovazione, intesa come novellame, comprende individui delle specie forestali affermati (novellame affermato) o in via di affermazione (semenzali). Il termine “plantula”, generalmente riferito ad “individui dell'anno con presenza di foglie cotiledonali” (Terzuolo, 2006), non è menzionato dallo stesso Bernetti (2005), pur essendo usato frequentemente in ambito forestale.

La letteratura di lingua inglese utilizza i termini *seedling* e *sapling*, che corrispondono rispettivamente a “semenzale” ed “individuo affermato”. Ma in generale la classificazione in *seedling* e *sapling* si riscontra nella letteratura di tutte le lingue (Cullotta *et al.*, 2011). Secondo gli stessi autori, il parametro più utilizzato è l'altezza per entrambe le categorie ma in generale si utilizzano i valori di 130 cm di altezza e 10 cm di diametro a petto d'uomo per distinguere la rinnovazione dagli individui adulti.

Come proposto da Cullotta *et al.* (2011), nel corso di questo lavoro, la rinnovazione è stata classificata nelle categorie di “*seedling*” e “*sapling*” in funzione dell'altezza: sono classificate *seedling* le piante di altezza inferiore a 25 cm e *sapling* quelle di altezza compresa tra 25 e 130 cm.

2.1.3 Il microclima luminoso

Come visto in precedenza, in ambiente Mediterraneo, i maggiori effetti limitanti per la distribuzione delle specie arboree sono l'umidità del suolo (Di Castri *et al.*, 1981; Pigott e Pigott, 1993) e la luce (Gómez-Aparicio *et al.*, 2006, 2008; Puerta-Piñero *et al.*, 2007; Espelta, 1996) ma all'aumentare delle condizioni di xericità, l'umidità influisce sulla sensibilità della rinnovazione alla luce (Zavala *et al.*, 2000). Tuttavia, nelle condizioni climatiche analizzate in questo lavoro (bioclima mesomediterraneo), l'influenza dell'umidità del suolo e della luce sull'insediamento e lo sviluppo dei semenzali può essere interpretata con l'ipotesi di compensazione acqua-luce (Tilman 1988; Smith and Huston 1989), secondo cui in condizioni ambientali al limite superiore di condizioni di aridità (circa 650 mm/anno secondo Zavala e Zea (2004)), la composizione specifica è determinata dalla capacità delle specie di tollerare l'ombra.

D'altronde, come dimostrato da vari autori in ambiente temperato (Chazdon e Fetcher, 1984; Nakashizuka, 1985; Canham, 1988; Raich e Gong, 1990), luce e temperatura sono i fattori più importanti per l'affermazione e la crescita dei semenzali ma dal momento che la temperatura dell'aria è molto dipendente dalla radiazione, la luce è il fattore decisivo (Dai, 1996).

Per tali ragioni nel corso di questo lavoro si è scelto di analizzare le caratteristiche del microclima luminoso. I descrittori scelti a questo scopo sono il Leaf Area Index (LAI) e la Photosynthetically Active Radiation (PAR).

2.1.3.1 LAI e PAI

Il LAI (Leaf Area Index) è un indice che esprime l'area coperta dalle foglie rispetto ad una superficie di riferimento pari ad 1 m² (Watson, 1947; Stenberg, 2006). È un numero puro, essendo espresso in m²/ m², e caratterizza la copertura delle chiome di un ecosistema (Bréda, 2003). Il LAI presenta un ampio range di variazione nelle diverse formazioni vegetali e può assumere valori diversi nell'ambito della stessa formazione, in relazione alla disponibilità delle risorse. Come risultato delle condizioni stazionali si possono rilevare delle differenze di LAI tra un anno e l'altro (Aussenac, 2000). Cambia inoltre in relazione agli stadi di sviluppo di un sistema vegetazionale ed il valore massimo corrisponde al massimo accumulo di biomassa (Covone, 2007).

Tutte le variabili che definiscono il clima (radiazione solare, temperatura dell'aria e del suolo, precipitazione, umidità dell'aria e vento) sono molto influenzate dalla presenza di una copertura forestale. Le maggiori modificazioni sono apportate da formazioni adulte con copertura chiusa ed elevato LAI ma eventi naturali (abbattimenti per vento, o morte di una o

più piante) o interventi gestionali (cure colturali, diradamenti, sottopiantagione) modificando il LAI o il grado di apertura della copertura delle chiome fanno variare le condizioni microclimatiche. Infatti, il livello della radiazione al suolo è una variabile legata al LAI, alla struttura della chioma e al grado di apertura della chioma come risultato della gestione forestale (Aussenac, 2000). La distribuzione della luce sotto la copertura è strettamente dipendente dal LAI (Planchais e Pontailler, 1997) che è molto influenzato da vari fattori (specialmente fattori climatici e disponibilità idrica) e dipende dalla tipologia forestale (Bréda, 1999).

Gli effetti delle variazioni di LAI su trasmittanza (Cutini, 1996), quantità di acqua nel suolo e nelle piante arboree (Bréda *et al.*, 1995), intercettazione delle piogge (Aboal *et al.*, 2000; Dietz *et al.*, 2006), e rapporto tra disponibilità di azoto e crescita (Carlyle, 1998) sono stati ampiamente analizzati. L'indice di area fogliare, infatti, rappresentando la superficie attraverso cui passano flussi di carbonio e di acqua, è un buon estimatore degli scambi di energia e di materia tra il suolo, la copertura forestale e l'atmosfera. Esso influenza il microclima all'interno ed al di sotto delle chiome, è strettamente correlato con molti processi biogeochimici (ad esempio intercettazione delle piogge, evapotraspirazione, fotosintesi, intercettazione della radiazione, respirazione ed accumulazione della lettiera, cicli biogeochimici) e regola numerosi parametri fisiologici come l'evaporazione, la fotosintesi, e la traspirazione (Cutini *et al.*, 1998). Essendo funzione delle caratteristiche morfologiche fogliari la valutazione delle variazioni dei parametri fogliari può essere utilizzata per mettere in evidenza, precocemente, uno stato di stress (William, 2000; Regiosa, 2001; Grubb, 2002; Knight e Ackerly, 2003). Inoltre è utilizzato come un indicatore funzionale della struttura delle comunità vegetali (Chirino *et al.*, 2006).

Ogni modificazione apportata al LAI dello strato arboreo (per freddo, fulmini, defogliazione, attività gestionali, etc) ne determina una nella produttività (o, in altri termini, nella funzionalità, n.d.a.) del popolamento (Sampson *et al.*, 1998; Bréda, 2003) e provoca variazioni di caratteristiche pedologiche quali la temperatura ed il contenuto idrico del suolo (Parton *et al.*, 1996). Numerosi autori (Kaufmann e Troendle, 1981; Gratani, 1997; Cutini *et al.*, 1998; Gratani e Crescente, 2000; White *et al.*, 2000; Cutini, 2002; Gratani *et al.*, 2003) identificano l'indice di area fogliare come uno dei parametri più significativi per la caratterizzazione della struttura e della capacità funzionale degli ecosistemi. Inoltre, l'indice è utilizzato come input in numerosi modelli ecosistemici per la stima della copertura vegetale (Sprintsin *et al.*, 2007). Secondo YIN *et al.* (2003) si tratta di una variabile importante nei modelli per la stima degli accrescimenti, per la competizione nei confronti della rinnovazione,

e per la modellizzazione degli scambi di calore, energia ed acqua nel continuum pianta-suolo-atmosfera.

La stima del LAI può essere effettuata con metodi diretti o con metodi indiretti sia al suolo che utilizzando immagini satellitari. Una *review* dei metodi di stima del LAI è stata proposta da Bréda (1999). Questi comprendono metodi diretti (distruttivi e non) e indiretti.

Le tecniche di misura diretta del LAI prevedono l'abbattimento di individui per l'analisi della superficie fogliare delle chiome, o la raccolta della lettiera mediante trappole. I tempi, generalmente lunghi, richiesti per la determinazione del LAI mediante misure dirette, non permettono il monitoraggio in continuum delle comunità vegetali e quindi rendono difficile seguirne le variazioni spazio-temporali (Chason *et al.*, 1991). Di contro, le stime effettuate con questi metodi sono estremamente precise e sono utilizzate per la valutazione della precisione di stima dei metodi indiretti.

Per consentire misurazioni più rapide e meno invasive, sono stati messi a punto numerosi sistemi di misura indiretta del LAI, molti dei quali si basano sulla correlazione tra il peso o la superficie delle foglie di un albero e l'area di una sezione del sistema vascolare (Kaufmann e Troendle, 1981; Waring *et al.*, 1982). Alcuni modelli correlano il LAI all'area basimetrica (Gholz *et al.*, 1979) o all'area di incidenza delle chiome (Schirone e Ragno, 1988; Yamamura *et al.*, 1993).

Negli ultimi decenni sono state messe a punto tecniche indirette di misura che permettono la stima del LAI mediante la valutazione della luce trasmessa attraverso la chioma (Gower e Norman, 1991; Stenberg *et al.*, 1994; Lemenih *et al.*, 2004). Tali metodi di stima indiretta permettono di descrivere in maniera attendibile la variabilità del LAI in differenti condizioni ambientali (Chason *et al.*, 1991) e, quindi, di utilizzare tale parametro come indicatore delle risposte di una comunità forestale ai fattori di perturbazione.

In genere le misure di LAI effettuate con metodi indiretti vengono validate utilizzando le equazioni allometriche (Gower *et al.*, 1999). Tuttavia tali relazioni sono legate alle caratteristiche del sito in esame e variano in funzione dell'età e della densità del popolamento nonché delle condizioni climatiche (Mencuccini e Grace 1995, Le Dantec *et al.*, 2000). Per queste ragioni la validità delle relazioni allometriche, elaborate per un popolamento forestale, quando applicate ad un altro popolamento anche se della medesima specie, non è certa (Jonckheere, 2005; Deblonde *et al.*, 1994).

La stima dell'indice di area fogliare può essere effettuata con riferimento a singole piante o all'intera copertura (*canopy*). Inoltre può essere riferita solo alla chioma (LAI) oppure alla

pianta (o alle piante) nel loro complesso, comprendendo anche rami e tronco. Nel secondo caso essa prende il nome di PAI (Plant Area Index) (Zhang e Guo, 2008; Li, 2010).

Per le specie caducifoglie, LAI e PAI hanno forti variazioni stagionali. Nel periodo di massima apertura delle foglie il LAI è molto prossimo al PAI (Dufrêne e Bréda, 1995). Per le specie sempreverdi LAI e PAI sono sempre molto prossimi. Infine per le specie aghifoglie la frazione di PAI imputabile al LAI è bassa (Li, 2010). Così alcuni autori che si occupano di specie caducifoglie fanno riferimento al LAI pur avendo misurato il PAI (Le Dantec *et al.*, 2000; Davi *et al.*, 2008).

Vari autori si sono occupati di analizzare l'influenza delle parti legnose della pianta sul LAI. Così, Deblonde *et al.* (1994) hanno proposto la possibilità di stimare il LAI sottraendo il valore riferito a tronco e rami dal PAI. Chen *et al.* (1997) hanno proposto un metodo distruttivo che misura il rapporto tra l'area occupata dalle parti legnose rispetto al LAI (W/LAI_{tot}). Applicando questo metodo Jonckheere *et al.* (2005), per boschi di pino silvestre, hanno indicato un valore di 0,18. Smolander e Stenberg (1996) hanno riscontrato una misura di PAI imputabile per l'86% agli aghi, per l'8% ai rami ed al 6% al tronco, in seguito a misure dirette, ma non ha trovato una relazione lineare tra i valori misurati con LAI-2000 e quelli ricavati da misure dirette. Li (2010) presenta una regressione di 0,77 tra LAI e PAI in rimboschimenti di pino marittimo.

Nel corso del presente studio la stima del LAI è stata effettuata con Plant Canopy Analyser LAI-2000 (LI-COR Inc., Nebraska, USA). Esso consta di un datalogger e di un sensore *Fish-eye* formato da 5 anelli concentrici in grado di captare la luce alla lunghezza d'onda di 320-490 nm corrispondente all'intervallo del blu. La stima è effettuata sulla base delle differenze, rilevate in ciascun anello, dei valori di trasmittanza rilevati in assenza di



figura 5: LAI-2000 Plant Analyzer.
Fonte: www.licor.com

copertura (misura effettuata al di sopra delle chiome o in un'area di diametro pari a 7 volte l'altezza delle piante vicine) misurati simultaneamente.

Il LAI-2000 misura il PAI totale che include rami, tronchi (wood-area-index; WAI) e foglie (Arias *et al.*, 2007; Battaglia *et al.*, 1998; Bolstad and Gower, 1990; Kalácska *et al.*, 2005; Smolander and Stenberg, 1996; Stenger *et al.*, 1994).

Come ampiamente riscontrato in bibliografia (Sonohat *et al.*, 2004; Davi *et al.*, 2008; Le Dantec *et al.*, 2000; Arias *et al.*, 2007) il termine LAI è utilizzato anche per indicare i valori di PAI. Di seguito, ad esclusione dei casi in cui è indicato espressamente, il termine assume il medesimo significato.

Il LAI-2000 stima il LAI misurando la quantità di radiazione intercettata dalle chiome rispetto ad un'area priva di vegetazione (trasmittanza) ed applicando alcune assunzioni sull'orientamento e sulle dimensioni delle foglie (LI-COR, 1990). Il software utilizzato nello strumento si basa sul modello di estinzione della luce di Poisson. Il modello si basa su quattro ipotesi (Deblonde *et al.*, 1994): le foglie assorbono tutta la luce che ricevono e, dal punto di vista ottico, sono dei corpi neri; le foglie e le altre componenti delle piante sono distribuite in maniera casuale; tutti gli elementi che costituiscono le piante hanno una forma semplice; gli elementi che compongono le piante coprono un'area piccola rispetto a quella analizzata dallo strumento. Queste caratteristiche rappresentano un condizione ideale che non è riscontrabile nella realtà (Jonckheere *et al.*, 2005). A causa di queste ipotesi il LAI misurato con strumenti ottici è sottostimato rispetto a misure dirette (Fassnacht *et al.*, 1994; Chason *et al.*, 1991; Chen e Cihlar., 1995; Jonckheere *et al.*, 2005; Sprintsin *et al.*, 2007).

Per i boschi di conifere, inoltre, a causa del fatto che la distribuzione delle foglie (aghi) è a gruppi (Smolander e Stenberg, 1996) i valori di LAI sono sottostimati per valori compresi tra il 30% e il 70% (Smolander e Stenberg, 1996; Nackaerts *et al.*, 1999; Jonckheere *et al.*, 2005). Per tale ragione, alcuni autori (Gower e Norman, 1991; Chen e Cihlar, 1995; Chen *et al.*, 1991; Deblonde *et al.*, 1994; Stenberg, 1996; Nilson, 1999) hanno evidenziato la necessità di applicare un coefficiente di correzione (calcolato con una serie di parametri aggiuntivi) nei casi in cui si analizzino le coperture delle chiome di aghifoglie. Al contrario, López-Serrano *et al.* (2000) sono arrivati alla conclusione che in pinete di pino d'Aleppo "l'applicazione di fattori di correzione non risulta significativo e potrebbe avere il risultato opposto".

Gli autori che propongono l'utilizzo del coefficiente di correzione (Gower e Norman, 1991; Chen e Cihlar, 1995; Chen *et al.*, 1991; Deblonde *et al.*, 1994; Stenberg, 1996; Nilson, 1999) si sono occupati di misurare il LAI, López-Serrano *et al.* (2000) hanno misurato valori di PAI (che tiene conto dell'insieme di tronchi, rami e foglie). Dal momento che questo

studio, come detto in precedenza, analizza i valori di PAI della copertura delle chiome (sensu lato) non si ritiene necessario applicare alcun coefficiente di correzione.

Le misure di LAI sono state effettuate secondo due differenti protocolli ma sempre in condizioni di cielo coperto a partire dalle due ore precedenti il tramonto secondo quanto indicato in bibliografia per l'ambiente Mediterraneo (Le Dantec *et al.*, 2000; López-Serrano *et al.*, 2000) ed utilizzando una *view-cap* di 270°. Ciascun protocollo è stato applicato in una fase dei rilievi.

2.1.3.2 PAR

Per Photosynthetically Active Radiation (PAR) si intende l'intervallo della radiazione solare, compreso tra 400 e 700 nanometri, utilizzato dagli organismi fotosintetizzanti (figura 6). In letteratura i termini PAR, PPF (photosynthetic photon flux) e PPFD (photosynthetic photon flux density) sono usati indistintamente e con la medesima definizione (LI-COR, 2008). Tuttavia secondo alcuni autori la definizione è generica (Ross e Sulev, 2000; McCree, 1972). Infatti esistono due differenti approcci concettuali su come la PAR è definita all'interno dell'intervallo di lunghezza d'onda di 400 e 700 nm (Ross e Sulev, 2000). Alcuni (ad esempio i fisici) ritengono che sia necessario misurare il flusso di densità radiativa in funzione della lunghezza d'onda, altri (biologi e fisiologi) invece misurano la densità del flusso di fotoni (McCree, 1973). In conseguenza di ciò la PAR può essere espressa con unità di misura dell'energia (Wm^{-2}) o con unità fotobiologiche ($\mu mol s^{-1}m^{-2}$).

Le misure della PAR sono effettuate con vari tipi di sensori e sistemi di misurazione che possono essere divisi in tre categorie (Ross e Sulev, 2000; Jacovides *et al.*, 2004):

- 1) integrando l'irradianza spettrale nella regione di 400-700 nm dai valori di irradianza della radiazione solare globale, diretta, diffusa e riflessa misurata con spettroradiometri;
- 2) con misure indirette mediante la misurazione della PAR globale, diffusa o riflessa, per mezzo di piranometri coperti con filtri (ad esempio WG295 e RG695, Schott), oppure con la misurazione della PAR solare diretta per mezzo di pireliometri coperti con filtri piatti;
- 3) con misure dirette mediante la misurazione della PAR globale, diffusa o riflessa, mediante sensori basati su fotodiodi in silicio (sensori quantum).

I valori di PAR sono espressi con numeri interi (ad esempio in $\mu mol s^{-1}m^{-2}$) oppure con valori relativi (Irradianza Relativa o *Gap Light Index*). La PAR è utilizzata in vari modelli funzionali applicati a livello di ecosistema (3-PGS, BIOME-BCG). In particolare, nel modello

3-PGS sviluppato da Coops *et al.* (1998) che utilizza il grado di assimilazione della PAR per stimare il tasso di accrescimento fisiologico potenziale della vegetazione (Nightingale *et al.*, 2008) e nel modello BIOME-BCG in cui la frazione di PAR assorbita (FAPAR) è utilizzata per la stima della Produzione Primaria Lorda (GPP) (Chiesi *et al.*, 2007).

I valori di Irradianza Relativa (IR), detta anche Trasmittanza (Mercurio e Mercurio, 2008) o relative PAR (Gower e Norman, 1991; Löf e Birkedal, 2009), sono calcolati secondo la formula:

$$IR = PAR_p / PAR_a$$

In cui PAR_p indica il valore misurato nel punto p e PAR_a indica il valore misurato in un'area priva di copertura arborea.

I valori di *Gap Light Index* (GLI; Canham *et al.*, 1990; Dai, 1996) sono calcolati con la formula:

$$GLI = [(T_d P_d) + (T_b P_b)] 100$$

In cui, P_d e P_b rappresentano la proporzione di radiazione diffusa (d) e di radiazione irradiata (b) che raggiungono le chiome nel corso della stagione vegetativa, mentre T_d e T_b rappresentano la proporzione di radiazione diffusa (d) e di radiazione irradiata (b) che attraversano le chiome e raggiungono un punto nel sottobosco. Il GLI è maggiormente indicato per le misure di PAR effettuate nella stagione vegetativa.

Entrambi gli indici variano da 0% a 100% di luce misurata in piena luce ed esprimono la percentuale di PAR incidente trasmessa attraverso le chiome. Un valore prossimo a 0 indica la completa chiusura delle chiome mentre un valore di 100 si riscontra negli spazi aperti, privi di copertura. In generale sotto copertura la PAR ha valori bassi. La tendenza è più pronunciata sotto latifoglie che sotto conifere (Aussenac, 2000).

Ai fini di questo studio è stato utilizzato un sistema di misura diretto mediante un Quantum Li-185B (LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA) esprimendo le misure in μmol di fotoni/ m^2 /secondo. Lo strumento presenta errori dell'1,7% (LI-COR, 2008). Il sistema si basa sul fatto che l'efficienza fotosintetica delle piante verdi è proporzionale al numero di fotoni assorbiti nell'intervallo spettrale di 400-700 nm e non sulla loro energia (Udo e Aro, 1999).

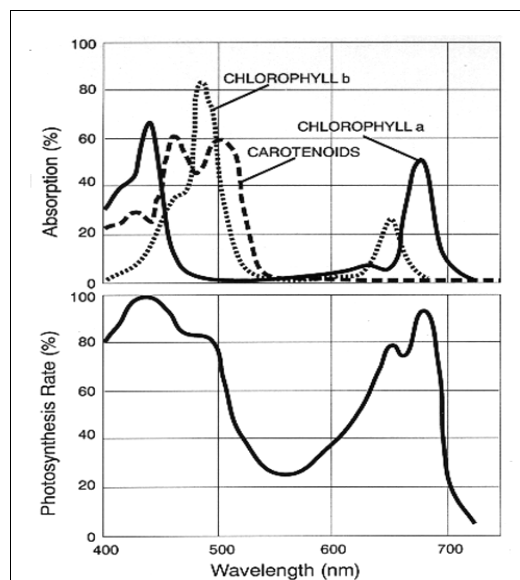


figura 6: Spettro di azione della PAR. In alto è mostrato lo spettro di assorbimento della clorofilla a, della clorofilla b e dei carotenoidi. Fonte Whitmarsh e Govindjee, 1999.



Inoltre è più conveniente usare il numero di fotoni che la quantità di energia (Walczak *et al.*, 1989).

Le misure sono state effettuate tra le 12:00 e le 14:00 nel periodo di luglio-settembre 2009, in giornate con cielo limpido (Jacovides *et al.*, 2004). Le suddette condizioni consentono di misurare i massimi valori PAR (Jacovides *et al.*, 2004; Paci, 2004). Ai fini di questo studio la PAR è espressa sia con valori assoluti ($\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$) che con valori relativi (Irradianza Relativa).

Lo schema di campionamento seguito per le misure sottocopertura è identico a quello utilizzato per i rilievi di LAI della prima fase. Il sensore è stato posizionato negli stessi punti.

2.2 Descrizione delle aree di studio

Le aree oggetto di studio rientrano nel comprensorio dei “Monti di Palermo”: un complesso montuoso calcareo che circonda la città, delimitato ad est dal fiume Eleuterio e ad ovest dal fiume Jato, che sfociano entrambi nel Mar Tirreno. A sud i monti degradano verso le colline che delimitano l'Alta Valle del Belice. Sotto l'aspetto geologico, questi rilievi fanno parte di un settore della catena siciliana caratterizzato dalla presenza di varie unità tettoniche che derivano dalla deformazione dei terreni del Bacino Imerese, della piattaforma Carbonatica Panormide, e dalle rispettive coperture terrigene oligo-mioceniche (Giunta, 1985; Abate *et al.*, 1988; Catalano e Di Maggio, 1996).

Il complesso dei Monti di Palermo circonda l'area costiera valliva ed è caratterizzato da substrati di origine calcarea e forti pendenze. Il rilievo di maggiori dimensioni è Monte Pizzuta (1333 m) e sono numerose le vette che superano i 1000 metri s.l.m.

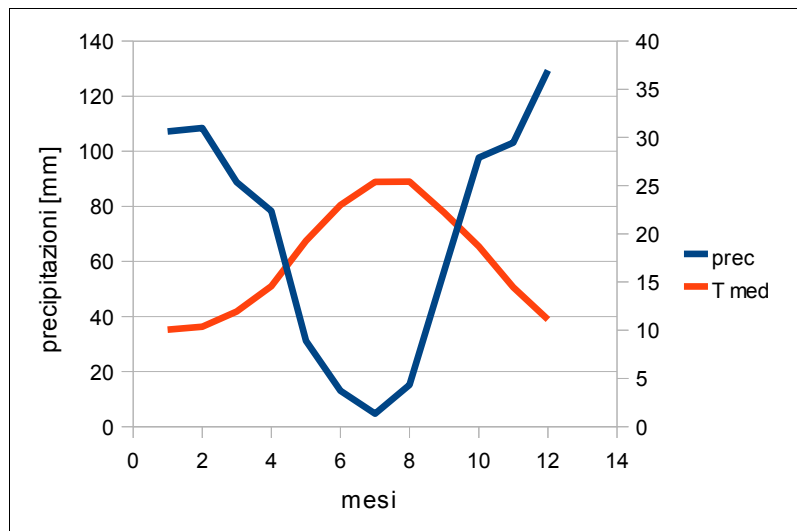


figura 8: Diagramma ombrotermico relativo ai dati delle stazioni termopluviometriche dei monti di Palermo. Monreale (310 m s.l.m.); Palermo (113 m s.l.m.); San Giuseppe Jato (450 m s.l.m.).

Il clima dell'area oggetto di studio è più umido rispetto a quello delle zone costiere limitrofe e le precipitazioni possono superare i 1000 mm annui. I valori di temperatura media annua rilevati nelle stazioni di Monreale (310 m s.l.m.) e Palermo (113 m s.l.m.) risultano (Drago, 2005) rispettivamente di 17,2°C e 19,0°C (figura 8). Considerando un gradiente di 0,5°C per ogni 100 m di dislivello (Drago, 2005) il limite di 16°C (tipo mesomediterraneo) corrisponde ad una quota di circa 600 m s.l.m. Mentre il tipo supramediterraneo (13°C) si riscontra da una quota di 1200 m s.l.m. Sulla base di questi dati, secondo la classificazione bioclimatica di Rivas Martinez (1995) risulta che le aree oggetto di indagine ricadono tra il tipo termomediterraneo subumido (precipitazioni comprese tra 600 e 1000 mm/anno) e quello mesomediterraneo umido (precipitazioni comprese tra 1000 e 1300 mm/anno).

Sui rilievi oggetto di indagine il periodo secco è mitigato da precipitazioni occulte causate dall'intercettazione delle masse d'aria provenienti dal mare da parte dei monti più alti. Il fenomeno determina una diminuzione della radiazione solare e dell'evapotraspirazione ed un aumento dell'apporto idrico. Questi fenomeni consentono la sopravvivenza di una specie come l'agrifoglio.

L'area è caratterizzata da un forte impatto antropico e sono ormai pochi e degradati i lembi di vegetazione forestale di origine naturale che si possono riscontrare (Dia *et al.*, 1997). Le formazioni forestali native sono quasi del tutto scomparse da tempo a seguito di un intenso sfruttamento antropico del territorio, per fini agro-silvo-pastorali (Gianguzzi *et al.*, 2007).

Dati storici sulla flora dei Monti di Palermo si trovano a partire dai primi anni del XIX secolo negli scritti di Gussone (Dia *et al.*, 1997). Il territorio include numerose aree sottoposte a tutela come riserve naturali, SIC o ZPS. Tuttavia, un tempo ricoperti da boschi di leccio e

Macroarea	Foglio	Sezione
Altofonte	594	I (Monreale)
	595	I (Misilmeri)
Casaboli	594	II (Monreale)
Moarda	594	II (Monreale)
Monte Pellegrino	595	IV (Palermo)
Piano dell'Occhio	594	I (Carini)
Poggio San Francesco	594	II (Monreale)
Raffo Rosso	594	I (Carini)
Renda	594	II (Monreale)
San Martino	594	I (Carini)

tabella 3: localizzazione delle macroaree sulla Carta d'Italia 1:25.000 (IGM, 2010)

roverella ed in alcuni casi di sughera (Dia *et al.*, 1997) oggi, i monti di Palermo, presentano una copertura forestale per la quasi totalità costituita da rimboschimenti impiantati a partire

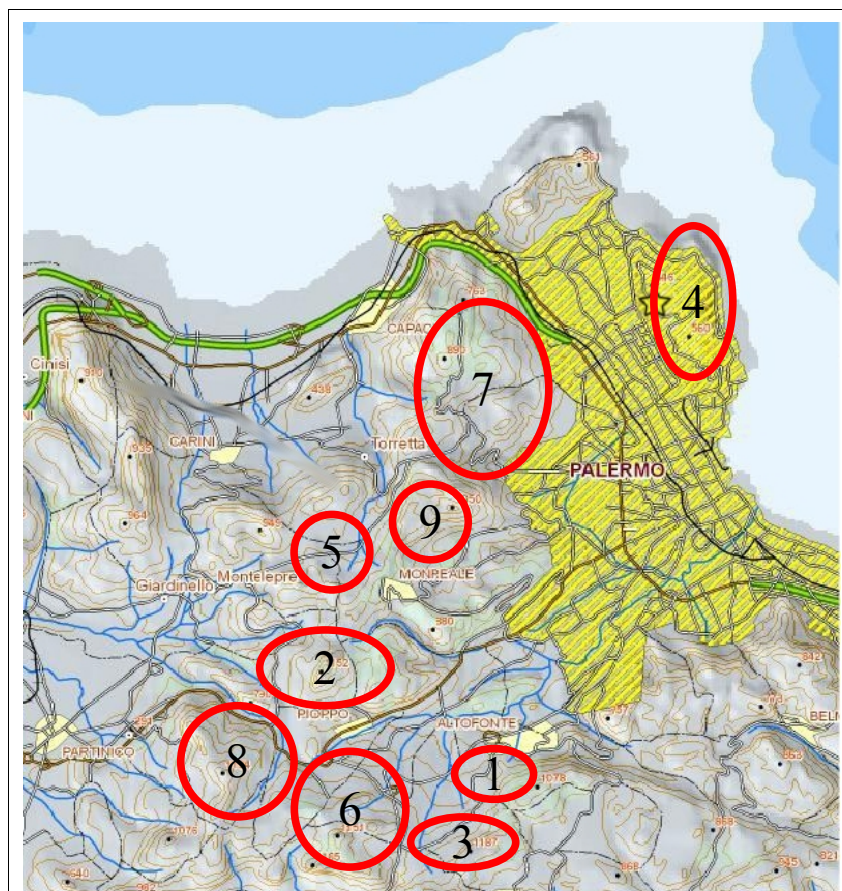


figura 9: distribuzione delle macroaree sul territorio dei Monti di Palermo. 1: Altofonte; 2: Casaboli; 3: Moarda; 4: Pellegrino; 5: Piano dell'Occhio; 6: Poggio San Francesco; 7: Raffo Rosso; 8: Renda; 9: San Martino.

dagli '50 del secolo scorso. La superficie attualmente coperta da rimboschimenti è, tuttavia, molto inferiore a quella impiantata a causa del susseguirsi di incendi. La pressione antropica che insiste sui rimboschimenti oggetto di studio consiste principalmente nel pascolo di animali domestici ed incendi. Non va dimenticata l'assenza della pianificazione degli interventi colturali legati in primo luogo ad occupare gli operai forestali e solo poi a migliorare le condizioni dei popolamenti, nonostante essi ricadano esclusivamente in territorio di proprietà demaniale.

Le stazioni individuate rientrano nelle aree demaniali di “Punte della Moarda” (Altofonte), “Coste del Carpineto” e “Contrada Renda” (Giacalone), “Monte Raffo Rosso” e “Monte Pellegrino” (Palermo) ad una quota compresa tra circa 450 e circa 1100 m s.l.m. Esse rientrano nei territori comunali di Palermo, Altofonte, Piana degli Albanesi, Monreale e Torretta.

Dalla Carta topografica d'Italia (serie 25) a scala 1:25.000 dell'Istituto Geografico Militare (IGM, 2010) si rileva che le aree rientrano tutte nel foglio 249 e più precisamente nei fogli mostrati in tabella 3.

Di seguito sono analizzate le principali caratteristiche delle macroaree.

Altofonte

Il demanio è prossimo al centro abitato di Altofonte. I rimboschimenti sono stati edificati con specie diverse distribuite in aree in parte pure ed in parte miste. I rimboschimenti sono stati realizzati con pino d'Aleppo, pino domestico, eucalipto. Nell'area sono presenti numerosi individui di roverella e leccio di grosse dimensioni e precedenti all'impianto. Il demanio rientra nel Sito di Importanza Comunitaria (SIC) denominato ITA020026 “Monte Pizzuta, Costa del Carpineto, Moarda” e dista pochi chilometri dalla macroarea denominata Moarda.

I rimboschimenti hanno densità varia e sono numerosi i punti in cui si è insediata la rinnovazione di pino, di leccio e di roverella. Una parte del demanio è stato percorso dal fuoco.

All'interno del demanio è stata tracciata una sola area di saggio in un'area giudicata rappresentativa delle pinete a pino d'Aleppo.

Casaboli

L'area di Casaboli è nei pressi del centro abitato di Pioppo. Vi rientrano i rimboschimenti di Monte Gibilmesì e Pizzo Busilmesì. I rimboschimenti sono costituiti in larga maggioranza da popolamenti puri di pino domestico ma non mancano le aree a pino d'Aleppo sia in purezza che misto con l'altra specie di pino, né aree in cui sono presenti cipressi e cedri. Sono vaste le aree percorse da incendi ed in molte di queste si assiste ad una ricolonizzazione da parte della

rinnovazione del pino d'Aleppo. La sottopiantagione, soprattutto di leccio, è stata una pratica molto diffusa, soprattutto nel pianoro al centro del demanio. Allo stato attuale la presenza molto diffusa di rinnovazione di leccio e roverella, il successo della rinnovazione artificiale ed infine la buona diffusione della rinnovazione naturale dei pini, permettono di affermare che non sono necessari ulteriori interventi di sottopiantagione.

Moarda

Il demanio rientra nell'area prossima alle Punte dalla Moarda. Rientra nel Sito di Importanza Comunitaria (SIC) denominato ITA020026 “Monte Pizzuta, Costa del Carpineto, Moarda” e dista pochi chilometri dalla macroarea di Altofonte. Avendo rilevato, nel corso dei sopralluoghi preliminari, che la macroarea è omogenea per tipologia dei rimboschimenti, è stato ritenuto sufficiente effettuare una sola AdS, ritenuta rappresentativa dei rimboschimenti costituiti da 3 specie.

Monte Pellegrino

Il demanio coincide con il SIC ITA020014, “Monte Pellegrino” ed è compreso nel territorio della Riserva Naturale Orientata Monte Pellegrino. L'area è inserita nel contesto urbano ed è circondata dalla città. I rimboschimenti sono molto disomogenei per densità, struttura e composizione. Il passaggio del fuoco è molto frequente e l'impatto antropico è molto elevato. I rimboschimenti sono costituiti da rimboschimenti puri e misti a pino domestico, pino d'Aleppo e cipresso. In alcune zone i rimboschimenti sono edificati da eucalipto. Sono frequenti le aree colonizzate da fico d'India. La rinnovazione spontanea di specie arboree è ridotta ad aree di piccole dimensioni, mentre l'olivastro trova grande diffusione.

Piano dell'Occhio

Il demanio è posto sui versanti delle Serre dell'Occhio in un'area compresa tra il centro abitato di Montelepre e quello di San Martino delle Scale. I rimboschimenti sono edificati esclusivamente da pino domestico, e su questi non sono mai state eseguite cure colturali. La densità, infatti, è molto alta e la rinnovazione naturale è molto inibita. All'interno del demanio i processi erosivi sono molto avanzati ed accentuati da un'errata fruizione (motocross).

All'interno di questo demanio i rilievi sono stati eseguiti esclusivamente nel corso della seconda fase.

Poggio San Francesco

L'area, scarsamente interessata dal passaggio degli incendi, è dislocata al limite sud-est dei Monti di Palermo. La copertura è continua ed i rimboschimenti sono sempre misti. Le specie che edificano i soprassuoli sono pino d'Aleppo, pino domestico, cipresso, pino

marittimo, cedro. L'area è compresa in un pianoro ai piedi delle Coste del Carpineto ed il versante di queste. Non è presente pascolo e nella porzione più pianeggiante è stata effettuata un'attività di sottopiantagione di leccio, roverella e frassini che si sovrappongono con gli individui, molto diffusi, di rinnovazione naturale. Dal momento che questa è diffusa su tutta la superficie e che sono presenti numerosissimi individui adulti delle suddette specie, l'attività di sottopiantagione non era necessaria. Inoltre è diffusa la rinnovazione di pino d'Aleppo che può essere considerata rinaturalizzata.



Raffo Rosso

È il demanio di maggiori dimensioni tra quelli analizzati. Rientra nel SIC ITA020023 denominato “Raffo Rosso, Monte Cuccio e Vallone Sagana”. L'area si estende dall'area a ridosso dei centri abitati di Isola delle Femmine a Capaci fino a Bellolampo e da Torretta a san Lorenzo. I rimboschimenti sono stati realizzati con pino domestico e pino d'Aleppo in purezza o misti, in qualche caso con cipresso, ed in minima parte con eucalipto in purezza. Il passaggio del fuoco è molto frequente e spesso i rimboschimenti hanno dimensioni molto ridotte o hanno una densità molto bassa. In aree localizzate sono state eseguiti degli interventi di sottopiantagione con leccio, roverella e orniello.

Renda

Il demanio comprende Monte Matassaro-Renda e rientra nel SIC ITA020030 “Monte Matassaro, Monte Gradara e Monte Signora”. I rimboschimenti presenti all'interno di questo demanio sono edificati da pino d'Aleppo, cipresso e, marginalmente, da pino domestico. La densità è sempre elevata e solo in alcuni casi sono state eseguite attività di diradamento e sottopiantagione. Il passaggio del fuoco è poco frequente e la copertura arborea è continua in



figura 11: Area di Saggio nella macroarea di Raffo Rosso.

tutta l'area. Nelle porzioni di demanio interessate da incendi si assiste alla ricolonizzazione da parte della rinnovazione spontanea di pino d'Aleppo.

San Martino

Il demanio si trova nei pressi di san Martino delle Scale. L'impatto antropico è molto forte, a causa di numerosi e frequenti incendi, del pascolo, della pressione esercitata dalla presenza di numerose abitazioni. I rimboschimenti sono stati edificati in prevalenza con pino domestico e pino d'Aleppo sia in purezza che misti. Il demanio non rientra nel territorio di nessuna area protetta.

La gestione dell'area è stata limitata alla difesa dagli incendi ed all'esecuzione di qualche diradamento. In alcune aree, nei pressi di nuclei di dispersione, si assiste alla diffusione spontanea di plantule di leccio e roverella.

2.3 Fasi della ricerca

Le attività di ricerca hanno previsto analisi ecologiche e strutturali in rimboschimenti distribuiti nel territorio dei Monti di Palermo su substrati calcarei e realizzati utilizzando *Pinus halepensis* Mill. in purezza o misto con altre specie.

A tal fine sono state realizzate le seguenti fasi:

1. ricerca bibliografica
2. individuazione delle aree di saggio (AdS) ed esecuzione dei rilievi in campo
3. elaborazione dati

La durata di ogni fase è stata variabile e commisurata all'impegno necessario a portarla a termine. La ricerca bibliografica è stata svolta costantemente nel corso di tutto il lavoro di

ricerca. Le attività in campo sono state eseguite in due differenti fasi e con differenti protocolli di ricerca descritti di seguito.

2.3.1 Ricerca bibliografica

La ricerca bibliografica è stata effettuata su riviste sia italiane che straniere, sia in formato cartaceo che in formato digitale. La ricerca, di cui è data testimonianza in bibliografia, ha analizzato i vari argomenti affrontati nel corso di questo lavoro. In particolare sono stati analizzati gli approcci concettuali riguardanti i termini “rinaturalizzazione” e “rinnovazione”, la diffusione dei rimboschimenti in ambiente mediterraneo, la diffusione del pino d'Aleppo nel bacino del Mediterraneo e la sua introduzione in altre aree del mondo, gli approcci metodologici all'analisi delle caratteristiche dendrometriche dei soprassuoli forestali, alla misura ed all'analisi del Leaf Area Index e della Photosynthetic Active Radiation, le principali caratteristiche ecofisiologiche della rinnovazione delle specie legnose, l'influenza dei soprassuoli forestali sul microclima sotto copertura. Inoltre sono state affrontate le tematiche riguardanti le principali analisi statistiche.

2.3.2 Rilievi di campo

I rilievi di campo sono stati eseguiti in due fasi distinte. La necessità di sviluppare un protocollo di rilievi in due fasi è nata dall'insufficiente conoscenza dei rimboschimenti dei monti di Palermo dal punto di vista compositivo, da quello strutturale e da quello evolutivo. Il presente lavoro, pur non fornendo dati esaustivi su tutti i rimboschimenti impiantati sui Monti di Palermo, nella prima fase ha colmato la lacuna, approfondendo, nella seconda, l'influenza esercitata dalle chiome dei rimboschimenti sulla rinnovazione delle specie arboree che si è introdotta spontaneamente al loro interno. Inoltre i risultati ottenuti con la prima fase di rilievi sulle esigenze di luce della rinnovazione delle specie arboree, non hanno evidenziato differenze apprezzabili. Si è perciò ritenuto necessario implementare i risultati ottenuti con ulteriori indagini effettuate ad un maggiore livello di approfondimento.

2.3.2.1 Il metodo delle aree di saggio

L'analisi delle caratteristiche di un popolamento forestale mediante aree di saggio è una tecnica largamente utilizzata in campo forestale. Il suo utilizzo è iniziato nei primi decenni del XX secolo (Schreuder, 1993). Il campionamento può essere effettuato con sistema oggettivo o soggettivo. Nel primo caso sono utilizzati degli schemi, casuali o sistematici, che consentono una scelta delle aree indipendente dalle scelte dell'operatore ed eseguita a priori rispetto ai rilievi in campo. Nel secondo, invece, la scelta delle aree è effettuata al momento delle

operazioni di rilievo ed è effettuata dell'operatore. Il sistema con aree di saggio di dimensioni fisse è il più antico ed il più diffuso (Wood *et al.*, 1990). Fissato il numero di Aree di saggio (AdS), maggiori sono le dimensioni dell'Area e migliore sarà la stima della caratteristica analizzata (Schreuder, 1993).

Le aree di saggio sono scelte per contenere gli individui arborei campioni della popolazione del soprassuolo. L'insieme delle unità di campionamento deve essere statisticamente rappresentativo della popolazione. La rappresentatività si riferisce alla capacità del campione di fornire un'adeguata idea dei caratteri della popolazione e ciò dipende dal modo con cui esso viene estratto dalla popolazione stessa (Corona, 2000). La scelta della forma delle AdS (circolare, rettangolare etc.) dipende dall'obiettivo dell'analisi, dal terreno, dalla composizione specifica (Schreuder, 1993).

In linea di massima gli schemi prevalentemente impiegati sono: campionamento soggettivo; campionamento casuale semplice; campionamento sistematico semplice; campionamento a due o più fasi, in genere con classificazione in strati di un largo numero di fotopunti su un reticolo sistematico e successivo rilievo su aree campione a terra corrispondenti a un numero ridotto di fotopunti; campionamento per gruppi (segmenti areolari); campionamento multistadio, con estrazione sistematica o casuale delle unità dei vari stadi. La molteplicità di fattori da tenere in conto non consente di definire univocamente quali siano le soluzioni migliori, che possono variare da caso a caso (Corona, 2000).

Il metodo di campionamento scelto per il presente lavoro è il campionamento soggettivo. Secondo Corona (2000) se l'estrazione avviene in modo soggettivo (la più antica, e ancora oggi probabilmente la più diffusa, modalità di campionamento adottata in ambito forestale ed ecobiologico), le statistiche ottenute devono essere ritenute, a priori, distorte e non vi è alcun modo per valutarne il grado di precisione. Tuttavia la facilità di esecuzione, la scarsa omogeneità della popolazione, la scarsa conoscenza delle aree oggetto di studio, hanno fatto preferire questo metodo agli altri.

Nel corso di questo studio è stato scelto di utilizzare aree di saggio di forma circolare. Queste

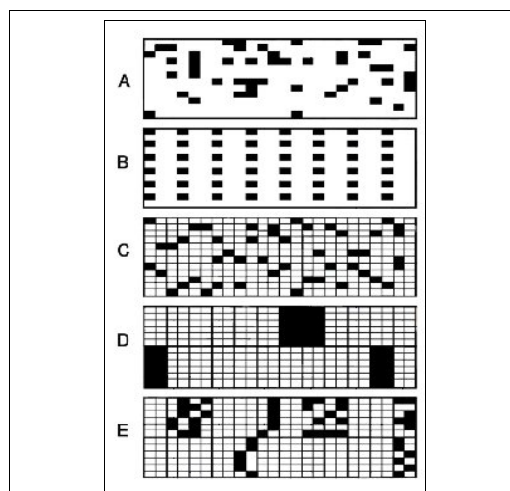


figura 12: Esempificazione dell'estrazione di 48 unità campionarie da una popolazione di 288 unità statistiche (areole di forma rettangolare), secondo cinque diversi schemi di campionamento: (A) campionamento casuale semplice; (B) campionamento sistematico semplice; (C) campionamento casuale stratificato; (D) campionamento casuale per gruppi; (E) campionamento casuale a due stadi. Fonte: Corona, 2000.

sono da preferire, rispetto ad aree di saggio di altra forma, perché consentono di ridurre la probabilità di alberi al bordo. Infatti la probabilità di includere una pianta è proporzionale al numero di piante (Schreuder, 1993). Tuttavia nei terreni in pendenza il perimetro delle AdS rettangolari è più facile da delineare rispetto a quelle circolari (Schreuder, 1993).

2.3.2.2 Misura delle caratteristiche dendrometriche

Le misure delle caratteristiche dendrometriche sono state eseguite con vari strumenti. I rilievi sulle altezze delle piante arboree, delle pendenze e delle distanze sono stati eseguiti con Vertex III e trasponder T3 (Haglöf Sweden, 2002).

Il Vertex III è uno strumento per la misura di distanze, altezze, inclinazioni, pendenze e temperatura dell'aria. Ai fini di questo studio è stato utilizzato nella prima fase per la delimitazione delle aree di saggio (AdS), per la misura delle altezze, per la misura della pendenza e delle distanze delle piante dal centro delle AdS, nella seconda fase, invece, è stato utilizzato per determinare le distanze tra le piante in corrispondenza delle quali è stato misurato il LAI. Per la misura delle distanze lo strumento usa segnali a ultrasuoni alla frequenza di 25 kHz, in accoppiamento con un trasponder (riflettore di segnale). L'altezza è calcolata trigonometricamente sfruttando i parametri di distanza ed inclinazione.

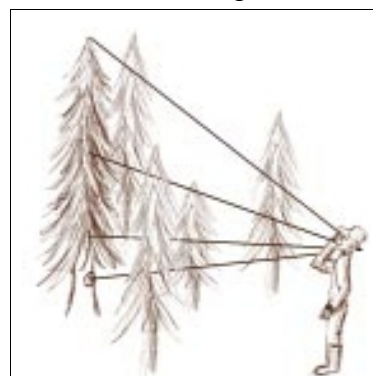


figura 13: Misura dell'altezza delle piante in piedi. Fonte: sito internet Haglöf Sweden.

L'umidità dell'aria, la pressione atmosferica e la temperatura possono interferire con i segnali a ultrasuoni e incidere sull'accuratezza delle misure. Per ottenere la migliore accuratezza di misura è necessario effettuare regolarmente la calibrazione. La distanza massima misurabile è di 40 m in condizioni ottimali.



figura 14: Immagini del Vertex III e del trasponder T3. Fonte: sito internet Haglöf Sweden.

Il *trasponder* emette un segnale intermittente a ultrasuoni che è ricevuto dal vertex per calcolare la distanza (in base al tempo di propagazione).

Le misure delle altezze su rinnovazione ed arbusti sono state eseguite con triplometro. Le coordinate polari di ogni pianta sono state rilevate misurando la distanza lineare della pianta dal centro dell'area di saggio e l'azimut del punto mediano del tronco della pianta a petto

d'uomo (1,30 m dal suolo) rispetto al nord. La lettura dell'angolo azimutale è stata effettuata dal centro dell'AdS.

2.3.2.3 Prima fase

La prima fase di rilievi è stata effettuata nel corso del 2008 e del 2009 nelle macroaree di Altofonte, Casaboli, Moarda, Pellegrino, Poggio San Francesco, Raffo Rosso, Renda.

Individuazione delle Aree di Saggio

Le Aree di Saggio (AdS) sono state individuate all'interno delle macroaree elencate in precedenza, sulla base di valutazioni soggettive e secondo le modalità descritte nei paragrafi precedenti.

In seguito a sopralluoghi e rilievi preliminari, è stato evidenziato che i rimboschimenti delle aree oggetto di studio sono ascrivibili alle seguenti tipologie:

- puri a pino d'Aleppo;
- puri a pino domestico;
- misti edificati da 2/4 specie.

Le specie utilizzate appartengono al genere *Pinus* (*P. halepensis*, *P. pinea*, *P. pinaster*) e ai generi *Cupressus* ed *Eucaliptus*. Occasionalmente sono stati rilevati individui di castagno, sughera ed orniello nel soprassuolo principale, o rimboschimenti edificati esclusivamente da latifoglie.

Per ottenere una maggiore omogeneità nelle caratteristiche dei rimboschimenti analizzati i rimboschimenti puri a pino domestico non sono stati inclusi nella popolazione campionaria. Sono state, così, individuate 4 tipologie di rimboschimenti:

1. puri a pino d'Aleppo;
2. misti edificati da due specie;
3. misti edificati da tre specie;
4. misti edificati da quattro specie.

Dal momento che l'estensione di ciascuna macroarea ed, all'interno di queste, di ciascuna tipologia sono molto variabili, si è scelto di individuare un numero di AdS proporzionale ad entrambi i parametri. Inoltre sono state scelte aree che non sono state oggetto di interventi di sottopiantagione, rappresentative delle caratteristiche dendrometriche della macroarea in cui ricadono, ubicate su terreni con pendenze inferiori al 30%, poste in prossimità del margine del bosco o di buche di dimensioni superiori a 7 volte l'altezza delle piante di margine, con uno scarso grado di pressione antropica.

Sulla base di queste considerazioni sono state individuate 21 aree di saggio di 12 metri di raggio (452 m²), rappresentative delle caratteristiche della categoria e dei soprassuoli in cui ricadono, secondo lo schema mostrato in tabella 4.

Macroarea	Numero di AdS	Estensione [ha]	Numero di Specie
Altofonte	1	35	1
Pellegrino	1	61	3
Raffo Rosso	8	1500	1, 2, 3
Casaboli	2	217	2,3
Moarda	1	90	3
Poggio San Francesco	3	27	3,4
Renda	3	51	2, 3, 4

tabella 4: Numero di Aree di Saggio, estensione e numero di specie dei rimboschimenti delle macroaree analizzate.

La misura dell'estensione delle macroaree è stata effettuata sulla base di foto da satellite, quella delle tipologie è stata effettuata a vista nel corso di sopralluoghi.

La scelta di non analizzare aree con pendenza superiore al 30% è determinata dalla difficoltà di operare su superfici con pendenze superiori, dalla scarsa precisione nella perimetrazione di AdS circolari su forte pendenza, da limitazioni tecniche nell'uso del LAI-2000 nelle stime in terreni con forte pendenza. Allo stesso modo la vicinanza ad aree scoperte od a buche di grandi dimensioni (7 volte l'altezza delle piante di margine) è determinata da parametri tecnici del LAI-2000 (LI-COR, 1990).

La distanza delle AdS dal margine è contenuta per il rispetto di parametri tecnici legati alle misure di LAI e di PAR. La stima di questi parametri, infatti, impone la misura di valori di riferimento in aree prive di soprassuolo. Per limitare l'incidenza di errori nella stima e massimizzare l'efficienza delle operazioni di rilievo la distanza dal margine è coincisa, al massimo, con un tempo di percorrenza di 15 minuti a piedi.

Rilievi sul soprassuolo principale e sulla rinnovazione

I rilievi sono stati eseguiti compilando una scheda predisposta appositamente per questo lavoro.

In ciascuna delle AdS individuate sono stati rilevati i seguenti parametri stazionali:

- quota;
- pendenza media;

- esposizione prevalente.

I seguenti parametri strutturali sul soprassuolo principale:

- numero di piante;
- diametri;
- altezze;
- distribuzione e posizione delle piante secondo coordinate polari;
- copertura.

I seguenti parametri sulla rinnovazione di origine naturale delle specie legnose:

- specie;
- numero di individui;
- altezza;
- diametro al colletto, degli individui considerati “affermati” (altezza maggiore di 130 cm);
- eventuale numero di polloni di una stessa ceppaia.

I seguenti parametri sugli individui dello strato arbustivo:

- specie;
- numero;
- numero di polloni per ogni individuo;
- altezza dei polloni di ogni individuo.

Il sistema di coordinate polari è un sistema relativo costituito da un centro O coincidente con il centro dell'AdS e un piano orizzontale (figura 15). A questo sistema è associata una coppia ordinata di numeri reali detti coordinate polari che, relativamente al punto A (coincidente con la pianta oggetto di misura), prendono il nome di distanza polare, cioè la distanza di A dal centro O, e azimut (o angolo azimutale, OA), che è l'angolo destrorso (cioè orario) formato dalla retta passante per il nord (y) e quella passante per la pianta oggetto di misura.

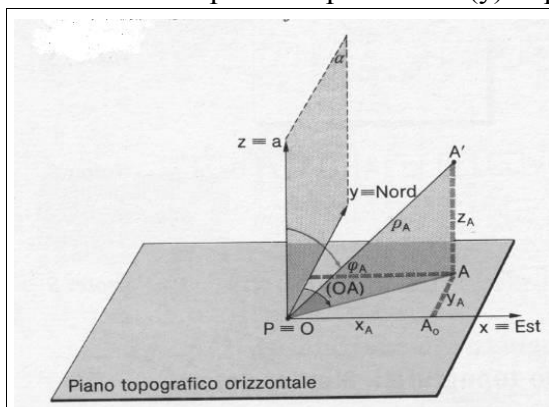


figura 15: Schema del sistema di coordinate polari. Fonte: Sommacal, 2010.



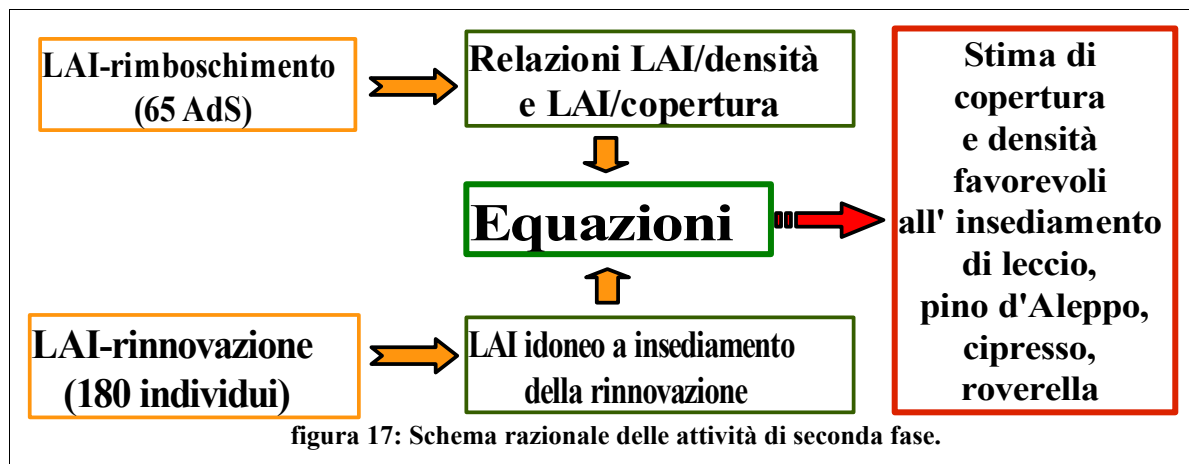
figura 16: esempio di *canopy* analizzata con il LAI-2000.

Rilievi sul microclima luminoso

Nella prima fase sono stati stimati sia il LAI che la PAR. Entrambi i parametri sono stati stimati con campionamento sistematico in transetti lunghi 50 m con direzione E-W passanti per il centro dell'AdS. Le misure sono state eseguite con cadenza di 1 m ad un metro dal suolo. Lo schema di campionamento ha consentito di analizzare il microclima sia all'interno dell'AdS che nelle sue vicinanze. I rilievi sono stati eseguiti nell'estate del 2009 secondo le modalità descritte nel paragrafo precedente.

2.3.2.4 Seconda fase

La seconda fase di rilievi ha analizzato le esigenze luminose della rinnovazione di alcune specie arboree in relazione alle principali caratteristiche dendrometriche del soprassuolo. Le macroaree analizzate sono in alcuni casi (Casaboli, Moarda, Pellegrino, Poggio San Francesco, Raffo Rosso, Renda) le medesime di quelle analizzate nella prima, in altri (Piano dell'Occhio e San Martino delle Scale) si tratta di macroaree analizzate solo nella seconda fase. Nella seconda fase i rilievi sono stati effettuati secondo due diversi protocolli: il primo



ha analizzato le caratteristiche dendrometriche ed il LAI dei soprassuoli principali; il secondo ha analizzato le esigenze luminose della rinnovazione di leccio, roverella, pino d'Aleppo e cipresso, ed ha stimato il valore di LAI più idoneo alla rinnovazione di queste specie. Infine, i dati rilevati con entrambi i protocolli sono stati utilizzati per stimare la copertura e la densità dei soprassuoli principali più idonei ad ospitare la rinnovazione delle specie oggetto di studio.

Individuazione delle Aree di Saggio

Come visto, in questa fase, la raccolta dei dati all'interno di AdS è stata effettuata solo in un protocollo. Il numero complessivo di aree analizzate nel corso della seconda fase è di 65 ripartite in 4 categorie di rimboschimento (puri a pino d'Aleppo, puri a pino domestico, misti edificati da due specie, misti edificati da tre specie). Le categorie sono state individuate in se-

guito all'analisi dei risultati della prima fase. La categoria dei rimboschimenti di 4 specie è stata esclusa perché i rimboschimenti sono risultati eccessivamente densi. Al contrario, si è scelto di analizzare i rimboschimenti puri a pino domestico per l'elevata estensione di questa categoria nel territorio oggetto di studio. Le AdS sono state individuate con campionamento soggettivo secondo le stesse condizioni richieste nella prima fase e in modo che non coincidessero con quelle della prima fase. Tuttavia a differenza della prima fase il numero di aree di saggio per categoria è proporzionale all'estensione della stessa nelle macroaree. La stima della superficie coperta da una categoria è stata effettuata a vista sulla base di sopralluoghi e dell'esperienza personale.

Rilievi sul soprassuolo principale e sulla rinnovazione

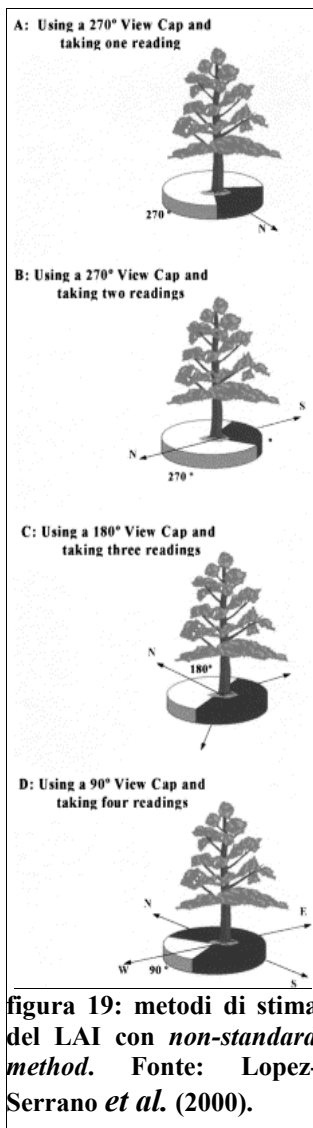
I rilievi sono stati effettuati secondo due diversi protocolli, entrambi eseguiti in maniera speditiva.

Il primo ha analizzato le principali caratteristiche dendrometriche ed il LAI dei soprassuoli principali all'interno di aree di saggio circolari di 10 m di raggio (314 m²). All'interno di ciascuna AdS sono stati misurati i diametri di tutti gli individui, è stata individuata la specie, ed è stata stimata la copertura. La copertura è stimata a vista.

Il secondo protocollo ha misurato i valori di LAI del soprassuolo principale in corrispondenza di 180 individui della rinnovazione di leccio, roverella, pino d'Aleppo e cipresso. Di ciascun individuo è stata misurata l'altezza ed in funzione di questa la rinnovazione è stata distinta in due categorie: sono classificate *seedling* le piante di altezza inferiore a 25 cm e *sapling* quelle di altezza compresa tra 25 e 130 cm.



figura 18: rilievo dell'altezza della rinnovazione con triplometro.



Rilievi sul microclima luminoso

Il LAI è stato rilevato con il *non-standard method* definito da Lopez-Serrano *et al.* (2000) per pinete di Pino d'Aleppo (metodo B nella figura 19). I rilievi di ciascun punto sono stati effettuati al tramonto (Le Dantec *et al.*, 2000) a 15 cm di distanza dal tronco di ciascun individuo ad un'altezza di 130 cm dal suolo. Per ciascuna pianta sono state effettuate 3 misure in direzione N e 3 in direzione S applicando allo strumento un coperchio di 270°.

2.4 Elaborazione dei dati

L'elaborazione dei dati è stata volta all'analisi ed al confronto dei dati rilevati nel corso delle attività di campo. I dati sono stati elaborati separatamente per ciascuna fase. Le prime elaborazioni sono state volte a calcolare, per ciascuna AdS, valori sintetici, rappresentativi dell'area (caratteristiche dendrometriche del soprassuolo principale, media del LAI, media della PAR, caratteristiche della rinnovazione, etc.). Successivamente, alle serie di valori sintetici così calcolate, sono state applicate metodologie di statistica descrittiva (media, coefficiente di variazione, intervallo, etc.), di statistica inferenziale (regressione, correlazione, ANOVA) e di statistica multivariata (Principal Component Analysis) al fine di

analizzare le relazioni esistenti tra le variabili analizzate nell'area oggetto di studio ed individuare somiglianze e differenze tra le aree analizzate.

Le elaborazioni riferibili alla statistica descrittiva sono state eseguite utilizzando fogli di calcolo dei programmi Microsoft Excel ed OpenOffice, quelle di statistica multivariata ed inferenziale utilizzando il programma di elaborazione statistica "R". L'acquisizione e le prime elaborazione dei dati di LAI sono state eseguite con il programma FV 2000 (LI-COR Inc., NE, USA)

2.4.1 Statistica descrittiva

I dati raccolti nelle operazioni di campo sono stati elaborati al fine di calcolare gli indici sintetici rappresentativi di ciascuna AdS. L'elaborazione statistica è stata effettuata separatamente per ciascuna fase.

2.4.1.1 Prima fase

I dati dendrometrici rilevati in ciascuna AdS sono stati elaborati al fine di calcolare i seguenti indici:

- numero di piante ad ettaro (N/ha);
- area basimetrica ad ettaro (G);
- diametro medio (dm), corrispondente alla pianta di area basimetrica media;
- altezza media (h media);
- coefficiente di snellezza (h/d);

allo stesso modo i dati raccolti sulla rinnovazione delle specie arboree e sulle specie arbustive sono stati elaborati per ricavare i valori medi di:

- densità (numero di piante ad ettaro) di ciascuna specie;
- numero di specie per macroarea;
- numero di specie per esposizione principale.

Infine, sui valori di LAI e di PAR sono stati calcolati la media, la deviazione standard ed il coefficiente di variazione.

2.4.1.2 Seconda fase

Dai dati delle caratteristiche dendrometriche misurate secondo il primo protocollo sono stati ricavati i seguenti parametri:

- numero di piante ad ettaro (N/ha);
- area basimetrica ad ettaro (G);
- diametro medio (dm), corrispondente alla pianta di area basimetrica media;
- copertura dello strato arboreo (%);

I dati riguardanti la rinnovazione sono stati utilizzati per calcolare:

- numero di individui ad ettaro (N/ha);
- altezza media per specie;
- altezza media per *seedling* e *sapling* di ciascuna specie.

Del LAI sono stati stimati i valori medi per ciascuna AdS, successivamente i valori di tutte le AdS sono stati utilizzati per calcolare la media, l'errore standard, la mediana, la moda, l'intervallo di valori stimati, il valore massimo ed il valore minimo.

2.4.2 Confronti tra le variabili

Il confronto tra le caratteristiche delle AdS è stato effettuato confrontando le caratteristiche elencate in precedenza. Per ogni AdS è stato utilizzato un solo valore sintetico. Le analisi statistiche effettuate sono state correlazione, regressione, PCA (Principal Component Analysis) e ANOVA (ANalysis Of Variance).

2.4.2.1 Correlazione e regressione

Influenza e dipendenza di due o più caratteri considerati simultaneamente sono stimate con l'analisi delle relazioni statistiche. In particolare esse comprendono l'analisi delle seguenti relazioni (Iodice, 2007):

- dipendenza (o indipendenza) assoluta o stocastica attraverso l'analisi delle frequenze;
- dipendenza (o indipendenza) in media attraverso l'analisi delle medie delle distribuzioni;
- dipendenza (o indipendenza) interpolativa attraverso l'esplicitazione di una funzione analitica, esprime la relazione esistente tra due variabili, allo scopo di prevedere i valori di una variabile al variare di un'altra da cui dipende. Il termine regressione esprime il concetto di dipendenza funzionale tra due o più variabili.

Oltre alla dipendenza tra due variabili, può essere necessario analizzare la loro interdipendenza, ossia il loro legame reciproco. Il termine correlazione esprime questa particolare relazione.

In particolare, ai fini del presente lavoro sono stati analizzati regressione e correlazione dei valori sintetici, calcolati per AdS, di ciascuna variabile misurata.

La regressione è volta alla ricerca di un modello atto a descrivere la relazione esistente tra una variabile dipendente, ed una o più variabili indipendenti (o esplicative). La scelta dell'una o dell'altra variabile come indipendente non è arbitraria ma legata alla natura del fenomeno: si sceglie come indipendente la variabile che sia logicamente antecedente rispetto all'altra (Iodice, 2007). In un modello di regressione, le variabili esplicative (dette anche regressori) spiegano, prevedono, simulano, controllano la variabile dipendente.

Per effettuare una regressione si fa riferimento a modelli teorici di vario tipo: lineare, parabolico, esponenziale, logaritmico etc.

Dall'osservazione del diagramma di dispersione di una distribuzione doppia si può evincere la linearità dell'associazione tra i caratteri se i punti empirici sono distribuiti attorno ad una retta, denominata retta di regressione.

Comunemente la bontà di accostamento della retta di regressione alla nuvola di punti osservati è fornita dall'indice di determinazione lineare (R^2), che misura la parte di variabilità totale spiegata dalla retta di regressione. L' R^2 è dato dal rapporto tra devianza di regressione e devianza totale ed è in grado di fornire la forza della relazione rappresentata dalla retta di regressione. Infatti, quando le differenze tra i valori della variabile Y misurati e quelli stimati dalla retta di regressione sono piccole, la devianza residua è piccola per cui è grande la devianza spiegata, di conseguenza R^2 è grande. Il coefficiente di determinazione può assumere valori compresi tra 0 e 1. Quando vale 0 la retta di regressione è parallela all'asse delle ascisse (indipendenza interpolativa), di conseguenza la variabilità dei valori di Y non risulta affatto spiegata dalla regressione. Quando vale 1 tutti i punti misurati giacciono sulla retta di regressione, per cui la regressione spiega una gran parte della variabilità dei valori di Y e quindi il modello di regressione è appropriato per descrivere la relazione tra le variabili.

Le correlazioni calcolate nel presente lavoro sono di tipo lineare, secondo il metodo di Bravais-Pearson. Questo indice statistico (di seguito indicata con "r") misura l'interdipendenza tra due variabili ma in generale, non è un indice di dipendenza, ma di concordanza. In particolare è un indice di dipendenza solo nel caso in cui quest'ultima sia di tipo lineare. Si parla di concordanza quando scarti positivi o negativi della variabile X tendono ad associarsi, rispettivamente, a scarti positivi o negativi della variabile Y. In questo caso i loro prodotti saranno positivi, dunque la covarianza risulterà positiva. Al contrario, si parla di discordanza quando scarti positivi della variabile X tendono ad associarsi a scarti negativi della variabile Y o viceversa, allora i loro prodotti saranno negativi e la covarianza risulterà negativa (Iodice, 2007).

Per misurare la correlazione tra due variabili è necessario fare riferimento alla covarianza che costituisce il numeratore del coefficiente di correlazione lineare di Bravais-Pearson. Questo è un numero puro che assume valori compresi tra -1 e +1. In particolare assume i seguenti valori:

a) valore assoluto minimo (pari a 0), nel caso in cui la differenza tra le medie di Y al variare delle modalità di X siano tutte costanti, e dunque la devianza entro i gruppi al numeratore del rapporto sia nulla; in tal caso si ha indipendenza in media di Y da X. È, tuttavia, possibile che il coefficiente sia nullo anche quando le variabili sono legate da una relazione diversa da quella lineare.

b) valore assoluto massimo (pari a 1), nel caso in cui l'intera variabilità di f sia attribuibile alla variabilità tra i gruppi, ed è tale che ad ogni valore di X corrisponde un solo

valore di Y; in tal caso si ha massima dipendenza di Y da X. Il legame tra le variabili può essere concorde (= +1) o discorde (= -1);

c) valori assoluti bassi indicano che tra le variabili esiste una relazione lineare bassa.

Generalmente si ritiene che valori assoluti degli indici di determinazione e di correlazione superiori a 0,6 siano ritenuti sufficientemente alti per indicare l'esistenza di una relazione lineare.

Dal punto di vista matematico i due indici sono legati dalla relazione (Iodice, 2007):

$$r = \pm \sqrt{R^2}$$

Nel presente lavoro i due indici statistici sono stati utilizzati, in entrambe le fasi, nell'analisi delle relazioni tra le variabili misurate nel corso dei rilievi in campo. In particolare sono serviti ad analizzare i rapporti di dipendenza dei parametri del microclima luminoso (LAI e PAR) dai parametri dendrometrici dei soprassuoli principali, ed a descrivere la relazione tra il LAI e la PAR. La regressione, inoltre, è stata applicata nella stima dei valori di LAI al variare della densità del soprassuolo principale e nell'analisi delle relazioni tra il soprassuolo principale e la rinnovazione delle principali specie di interesse forestale.

2.4.2.2 PCA (*Principal Component Analysis*)

La PCA è una tecnica statistica utile per le applicazioni in cui si vuole trovare un pattern in un dataset di grandi dimensioni. In termini generali la tecnica consente di ridurre il numero di variabili analizzate a due senza subire la perdita di informazioni, individuare quali sono le variabili che hanno l'influenza maggiore sui dati e rappresentare i dati in modo tale da rendere facilmente evidenziabili differenze e similarità.

I programmi di elaborazione statistica più comuni sono in grado di compiere le elaborazioni e fornire i risultati dell'analisi in pochi istanti, per cui per semplicità si preferisce non soffermarsi sulla tecnica utilizzata per l'elaborazione dei dati e descrivere in che modo è stata applicata la tecnica nel corso di questo studio.

Concordemente con quanto indicato in bibliografia, la PCA è stata utilizzata come strumento descrittivo piuttosto che inferenziale (Joliffe, 2002). La tecnica, infatti, è stata utilizzata per analizzare il grado di aggregazione delle macroaree in funzione delle principali caratteristiche dendrometriche (numero di specie del soprassuolo principale, densità, LAI, diametro medio, area basimetrica). I risultati sono illustrati nella figura 22 e nella figura 29.

2.4.2.3 ANOVA (*ANalysis Of VAriance*)

L'analisi della varianza, indicata dall'acronimo inglese *ANalysis Of VAriance* (ANOVA), è una metodologia sviluppata per verificare la significatività delle differenze tra le

medie aritmetiche di vari gruppi di dati. L'ANOVA utilizza la distribuzione F ed è basata su una scomposizione della varianza (o meglio della devianza, numeratore della varianza) (Iodice, 2007).

L'ipotesi alla base dell'analisi della varianza è che dati N gruppi (solitamente indicati col termine trattamenti), sia possibile scomporre la varianza globale in due componenti: varianza interna ai gruppi e varianza tra i gruppi. La varianza fra gruppi misura le differenze esistenti tra un gruppo e l'altro (anche se il calcolo viene attuato rispetto alla media generale). La varianza entro gruppi misura la variabilità esistente attorno alla media aritmetica di ogni gruppo. La ragione che spinge a compiere tale distinzione è l'ipotesi, che determinati fenomeni trovino spiegazione in caratteristiche proprie del gruppo di appartenenza.

Per potere applicare questo tipo di analisi devono essere rispettate alcune condizioni di validità:

1) Gli errori devono essere distribuiti normalmente intorno alla media. Prima dell'applicazione del test deve essere attuato il controllo dell'asimmetria e della curtosi della distribuzione, per verificare che non si discosti eccessivamente dalla normale. Quando lo scostamento è significativo, sovente è possibile ricostruire le condizioni di validità attraverso la trasformazione dei dati.

2) L'omogeneità della varianza, per cui i diversi gruppi dei quali si confrontano le rispettive medie devono avere tutti la stessa varianza vera (σ_2), è indispensabile per non determinare perdite nell'informazione sull'effetto dei trattamenti. Anche in questo caso, può essere necessario ricorrere alla trasformazione dei dati.

3) Il confronto tra medie con l'analisi della varianza richiede che i diversi gruppi abbiano varianze uguali. Allontanarsi sensibilmente da questa condizione di validità influenza gravemente la varianza d'errore, quindi la significatività del test. Si utilizzerebbe una varianza d'errore media s_2 , come stima della varianza vera σ_2 , che risulterebbe troppo grande per alcuni trattamenti e troppo piccola per altri.

Nonostante il nome induca a pensare che il confronto avvenga tra le varianze, in realtà l'ANOVA consiste in un confronto tra medie.

Dal punto di vista statistico si sottopone a verifica l'ipotesi che i valori medi dei diversi trattamenti siano uguali tra loro, ossia:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k = \mu$$

contro l'ipotesi:

$$H_1: \text{non è vera } H_0$$

La statistica test utilizzata per l'ANOVA è:

$$F = S_B^2 / S_B'^2$$

che, se l'ipotesi nulla è vera, si distribuisce come una variabile casuale F di Fisher-Snedecor con k-1 ed n-k gradi di libertà. Ad un livello di significatività α , si confronta il valore sperimentale così ottenuto con il valore critico $F_{\alpha, k-1, n-k}$ desunto da apposite tavole (Iodice, 2007). Così, attraverso il test F è possibile stimare la probabilità di trovare per caso tra le medie scarti uguali o superiori a quelli sperimentalmente osservati, nell'ipotesi che H_0 sia vera: se il valore di F calcolato è superiore a quello tabulato, alla probabilità α prefissata, si rifiuta l'ipotesi nulla e si accetta l'ipotesi alternativa: almeno una media è diversa dalle altre; se, al contrario, il valore F calcolato è inferiore a quello riportato nella tabella, si accetta l'ipotesi nulla, o almeno non può essere rifiutata l'ipotesi che le medie siano tutte uguali.

Il test ANOVA, nel presente studio, è stato applicato per l'analisi ad un fattore con una significatività (α) pari a 0,05, dei valori di LAI rilevati in seconda fase (cfr. tabella 20), al fine di verificare l'influenza dei principali caratteri dendrometrici e stazionali (macroarea, numero di specie utilizzate nel rimboschimento, densità del soprassuolo principale, esposizione, diametro medio (d) ed area basimetrica).

3. Descrizione ed analisi dei risultati

Come visto in precedenza, i rilievi sono stati eseguiti in due fasi seguendo due protocolli differenti. I valori riferiti ad ogni AdS sono stati elaborati separatamente e poi confrontati con i corrispondenti valori delle altre AdS. Di seguito si mostrano i risultati dei rilievi effettuati nelle AdS dei rimboschimenti monospecifici ed edificati da 2-3 specie. In seguito alle elaborazioni dei dati rilevati nella prima fase sono state escluse le AdS dei rimboschimenti edificati da 4 specie (AdS 1 e 6). In queste aree, infatti, la percentuale del numero di individui di pino d'Aleppo rispetto al numero di piante del soprassuolo principale è inferiore al 20%. A questo grado di mescolanza, l'influenza del pino d'Aleppo sulle caratteristiche del popolamento è ritenuta inferiore a quella delle altre specie ed i dati riferiti a queste AdS non confrontabili con quelli delle altre aree.

3.1 Prima fase

3.1.1 Caratteristiche dendrometriche

Le macroaree analizzate nel corso della prima fase sono state 7: Altofonte, Casaboli, Moarda, Pellegrino, Poggio San Francesco, Raffo Rosso, Renda.

Il numero di aree di saggio eseguite in ciascuna macroarea non è costante. La scelta del

Macroarea	Numero di AdS	Quota media [m s.l.m.]	Densità media [N piante/ha]	LAI (media)	Diametro medio [cm] (media)
Altofonte	1	820	398	2,41	31,73
Pellegrino	1	460	442	2,26	30,07
Raffo Rosso	8	580	484	2,45	28,47
Casaboli	2	650	730	2,60	25,28
Moarda	1	860	708	3,23	23,44
Poggio San Francesco	2	855	664	2,56	24,53
Renda	2	800	597	2,74	27,18

tabella 5: Principali caratteristiche delle macroaree analizzate nella prima fase dei rilievi.

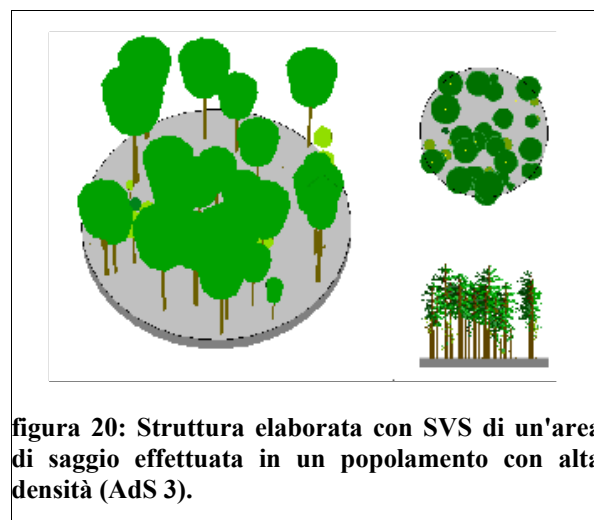
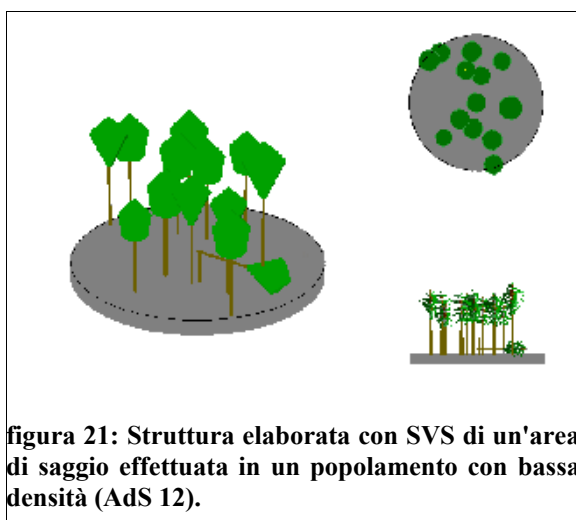
numero di AdS è avvenuta tenendo in considerazione l'estensione della superficie coperta da rimboschimenti in ciascuna macroarea e dalla distanza delle macroaree vicine (cfr. par. 2.3.2).

Pur se il contesto ambientale dei monti di Palermo è omogeneo per substrato (calcareo) e condizioni macro-climatiche (cfr. par. 2.2), si evidenzia un'elevata variabilità delle

N AdS=17	d medio	G/ha	N/ha
Media	27	30	553
Errore standard	0,9	1,7	51,8
Mediana	28	31	531
Deviazione standard	4	7	213
Intervallo	14	23	774
Minimo	18	16	243
Massimo	33	39	1017

tabella 6: Sintesi delle più importanti caratteristiche dendrometriche analizzate.

caratteristiche analizzate sia a livello di macroarea (tabella 5) che a livello di area di saggio (tabella 6).



Questa variabilità è indice dell'eterogeneità delle caratteristiche dei rimboschimenti analizzati in termini di età e storia del popolamento (incendi, pascolo, interventi antropici, etc.) e delle condizioni stazionali in primo luogo esposizione e fertilità stazionale).

Due esempi del grado di disomogeneità strutturale dei rimboschimenti oggetto di studio sono mostrati nella . Nelle quali sono visibili le strutture orizzontale e verticale delle AdS 3 (Moarda) e 12 (Raffo Rosso), edificate da 3 e 2 specie rispettivamente, e rappresentative delle aree ad alta ed a bassa densità.

Tuttavia, da un'analisi con PCA (Principal Component Analysis) delle principali caratteristiche delle AdS, si evidenzia l'esistenza di 4 gruppi di macroaree (figura 22).

Procedendo in senso orario a partire dal quadrante in alto a destra, il primo gruppo è costituito dalla macroarea di Altofonte (1 AdS); il secondo da Pellegrino e Raffo Rosso (9 AdS); il terzo da Casaboli (2 AdS); il quarto da Moarda, Poggio San Francesco e Renda (5 AdS). Il primo asse rappresenta il 74,09% della varianza, ed è riferito a densità, LAI e diametro medio, il secondo ne spiega il 18,51% ed è riferito alla quota.

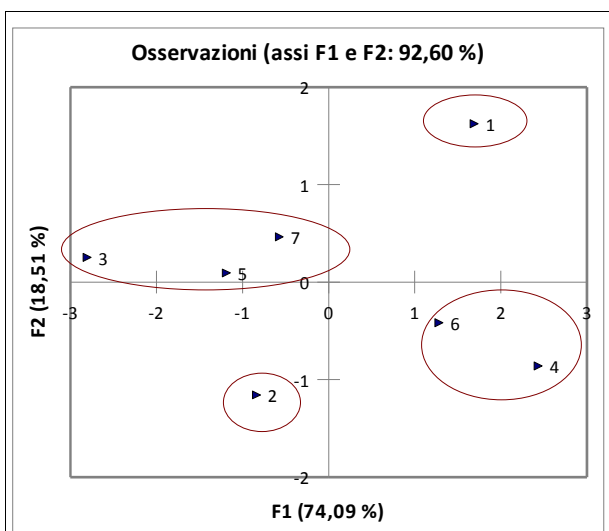


figura 22: PCA applicata alle caratteristiche delle AdS raggruppate per macroarea (numero di specie del soprassuolo principale, densità, LAI, diametro medio, area basimetrica). 1, Altofonte; 2, Casaboli; 3, Moarda; 4, Pellegrino; 5 Renda; 6 Raffo Rosso; 7, Poggio San Francesco.

I gruppi individuati mostrano una corrispondenza con la distribuzione geografica delle macroaree (cfr. figura 9): la macroarea di Altofonte è ubicata nei pressi del centro abitato di Altofonte, sul versante esposto a nord della valle del fiume Oreto e, nonostante la vicinanza con le aree Moarda e Poggio San Francesco, la presenza del centro abitato, di aree prive di copertura forestale e di aree agricole, risulta essere isolata; il gruppo costituito dalle macroaree di Raffo Rosso e Pellegrino, si sviluppa nella porzione più occidentale dei Monti di Palermo ed è caratterizzato dallo sviluppo di entrambi i comprensori sull'asse E-W, dalle loro modeste altitudini e dalla vicinanza del mare; la macroarea di Casaboli è isolata rispetto alle altre a causa dell'orografia della zona (si può considerare un altopiano), essendo circondata da aree altamente antropizzate o prive di copertura forestale; il quarto gruppo comprende le aree più interne fra quelle analizzate, al limite dei monti di Palermo e poste alle quote più alte.

3.1.2 LAI

L'intervallo di valori di LAI registrati nella prima fase è compreso tra 1,65 e 3,23 m²/m², con una media di 2,54 (Errore Standard del LAI (SEL)=0,09; numero di osservazioni (N)=17). I valori di LAI stimati in ciascuna AdS sono mostrati in tabella 7, mentre la tabella 5 presenta i valori medi calcolati per ciascuna macroarea. L'errore standard del LAI assume valori compresi nell'intervallo 0,05-0,15 che appaiono maggiori di quelli riscontrati in bibliografia (0,04-0,07 secondo Wood, 2005) in circa la metà delle AdS.

L'intervallo di valori rilevati è coerente con quelli riscontrati in bibliografia per pinete a pino d'Aleppo pure e miste con altre specie: 1,19-3,5 (Schiller e Cohen, 1995, 1998; Sabatè *et al.*, 2002; Olarieta *et al.*, 2000; Chirino *et al.*, 2006; Davi *et al.*, 2008).

AdS	LAI	SEL	std. dev.	C.V. [%]	densità [N/ha]	diametro medio [cm]
2	2,73	0,15	1,20	44	663	26,81
3	3,23	0,10	0,93	29	708	23,44
4	2,65	0,09	0,88	33	597	25,43
5	2,75	0,07	1,14	41	531	27,55
7	2,01	0,06	0,99	54	420	32,17
8	2,55	0,05	0,85	42	641	35,46
9	2,41	0,08	1,00	41	398	31,73
10	2,46	0,07	0,92	37	730	23,63
11	2,79	0,08	0,99	35	686	26,38
12	2,62	0,09	0,95	36	243	32,78
13	2,26	0,10	0,87	30	442	30,86
14	1,65	0,07	0,84	30	310	29,92
15	2,87	0,13	1,00	35	885	23,83
16	2,20	0,09	0,61	27	442	32,08
17	2,99	0,08	0,70	23	1017	18,48
18	2,37	0,12	1,34	49	398	27,76
19	2,72	0,06	0,72	30	376	26,95

tabella 7: Valori di LAI misurati per ciascuna Area di Saggio. SEL: Standard Error LAI. Std. dev.: deviazione standard del LAI. C.V.: Coefficiente di variazione del LAI. Densità e diametro medio sono riferiti al soprassuolo principale. Le AdS eliminate hanno mostrato i seguenti valori di LAI: AdS1 2,58; AdS6 2,79.

3.1.3 PAR

I valori di PAR, espressi generalmente in valori relativi (IR), possono anche essere espressi in valori assoluti. Di seguito sono analizzati e confrontati con la bibliografia in entrambe le forme.

Espressi in Irradianza Relativa (IR) (o trasmittanza; cfr. par. 2.1.3.2) rientrano nell'intervallo 2,09-30,84% (media 15,29%, N=17). Come mostrato in tabella 8 il valore massimo è stato registrato nell'AdS 7 e quello minimo nell'AdS 17. Si noti che per la presenza di buche e

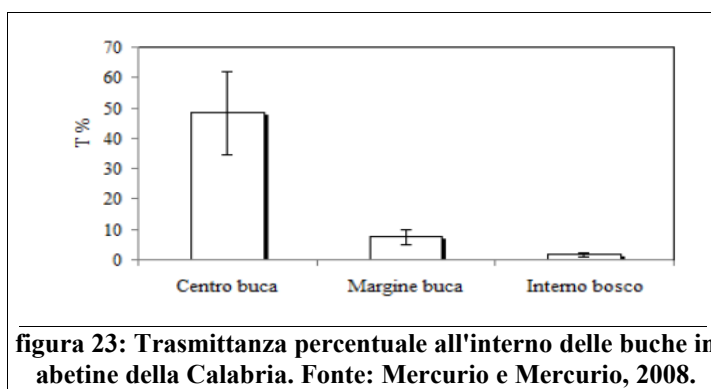


figura 23: Trasmittanza percentuale all'interno delle buche in abetine della Calabria. Fonte: Mercurio e Mercurio, 2008.

sunflecks i valori di trasmittanza possono essere pari al 100%, cioè la PAR sotto copertura può essere pari a quella delle aree aperte come indicato da De Lillis e Lonati (1995).

I confronti con la bibliografia non risultano esaustivi dal momento che per rimboschimenti a pino d'Aleppo può essere effettuato solo con Bellot *et al.* (2004), ed un confronto col altre conifere a latitudini prossime a quelle oggetto di questo lavoro sono possibili con i lavori effettuati in Calabria all'interno di abetine da Mercurio e Mercurio (2008) e Gugliotta *et al.* (2006).

I valori misurati nel presente lavoro concordano, in linea di massima, con quelli riportati da Bellot *et al.* (2004) che indicano valori di trasmittanza del 12% e del 28%. Tuttavia, occorre rilevare che gli autori fanno riferimento a rimboschimenti con diametro medio di 6,3 cm e densità di 1500 (“media”)-3500 (“alta”) piante/ha. Tuttavia, le piccole dimensioni del diametro e le elevate densità (quella che per i citati autori è una densità “media” è molto maggiore di quella misurata nei rimboschimenti oggetto di questo lavoro) dei rimboschimenti analizzati da questi autori non consentono di effettuare confronti esaustivi.

In abetine pure Mercurio e Mercurio (2008) hanno rilevato valori di trasmittanza di circa il 2%, poco sotto il 10% al margine delle buche e prossimi al 50% all'interno del bosco. Gugliotta *et al.* (2006), invece, presentano valori di 80-90% al centro delle buche, del 40-60% in corrispondenza degli orli delle buche e di circa il 5% sotto copertura. È da rilevare come i valori indicati nei due lavori siano concordi tra loro solo sotto copertura. Il confronto con i valori presentati da Mercurio e Mercurio (2008) e Gugliotta *et al.* (2006) consente di evidenziare che circa la metà dei casi analizzati ha valori di trasmittanza paragonabili a quelli di aree aperte (probabilmente a causa dell'ingresso laterale di luce), la restante metà presenta valori paragonabile ad aree con buon grado di copertura. Il valore critico è 11% indicato da Mercurio e Mercurio (2008) come limite delle buche (cfr. figura 23).

In bibliografia i valori di PAR, misurati all'interno di pinete a pino d'Aleppo, espressi come valori assoluti sono maggiormente rappresentati. Maestre *et al.* (2004) mostrano valori assoluti di PAR all'interno di pinete di pino d'Aleppo impiantate in Spagna di circa 30 anni con un sesto di 4 m tra le piante delle file e 6 m tra le file (420 piante/ha) compresi tra 100 e 350 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ sotto copertura e tra 1400 e 1600 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ nelle aree scoperte. Bellot *et al.* (2004) alle densità di 0, 1500, 3470 piante/ha (in rimboschimenti giovani: altezza di 5,8 m; diametro di 6,3 cm) indicano valori di PAR rispettivamente di circa 1700, 1500 e 1200 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. In aree aperte della Spagna Rey Benayas *et al.* (2005) indicano valori compresi tra 1500 e 1800 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, Gomez-Aparicio *et al.* (2006) presentano valori massimi di circa 2400 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

AdS	Valore minimo [%]	Valore massimo [%]	Valore medio [%]	std. err.	C. V.	Densità [N/ha]	diametro medio [cm]
2	0,71	92,31	11,1	3,38	2,15	663	26,81
3	0,23	20,93	2,22	0,57	1,8	708	23,44
4	1,44	12,05	3,57	0,32	0,64	597	25,43
5	2,5	16,76	7,28	0,51	0,5	531	27,55
7	1,89	100	30,84	4,93	1,13	420	32,17
8	0,73	100	8,07	2,73	2,39	641	35,46
9	1,9	97,96	28,82	4,78	1,17	398	31,73
10	1,65	79,17	11,85	2,52	1,51	730	23,63
11	2,09	100	17,68	4,02	1,61	686	26,38
12	4,49	85,71	26,26	3,79	1,02	243	32,78
13	1,34	94	15,43	2,76	1,26	442	30,86
14	9,97	89,92	29,02	4,98	0,88	310	29,92
15	1,16	56,10	5,60	1,47	2,52	885	23,83
16	1,32	82,92	21,60	3,87	1,26	442	32,08
17	0,19	43,81	2,09	0,94	2,90	1017	18,48
18	1,59	85,56	24,18	4,26	1,13	398	27,76
19	3,20	84,36	22,98	4,08	1,07	376	26,95

tabella 8: Valori di PAR per area di saggio. std. err.: errore standard dei valori di PAR. C.V.: Coefficiente di variazione dei valori di PAR. Densità e diametro medio sono riferiti al soprassuolo principale.

Un confronto con i valori rilevati in questo studio mostra discordanza rispetto a quanto rilevato da Maestre *et al.* (2004). Infatti alla densità di 420 piante/ha i valori medi di PAR sono di circa $600 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. In particolare nelle AdS dei rimboschimenti puri a pino d'Aleppo, con densità comprese tra 300 e 400 piante/ha, i valori medi di PAR registrati sono di $510\text{-}780 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. In corrispondenza di radure e *sunflecks*, invece, i valori massimi (prossimi ad IR del 100%) raggiungono valori (circa $2300 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) maggiori rispetto a Bellot *et al.* (2004), Maestre *et al.* (2004) e Rey Benayas *et al.* (2005) ma concordi con quanto indicato da Gomez-Aparicio *et al.* (2006).

Le differenze registrate sotto copertura sembrano potere essere imputabili ai diversi schemi di campionamento. I valori rilevati sotto copertura nei rimboschimenti puri sembrano indicare, inoltre, una densità delle chiome inferiore nei rimboschimenti oggetto di studio ed una conseguente capacità di intercettazione della luce inferiore.

3.1.4 Diversità compositiva

Valutata in funzione del numero di specie legnose che si sono introdotte spontaneamente nei rimboschimenti, la diversità compositiva nelle aree analizzate appare bassa (tabella 9). Nel corso dei rilievi (all'interno di aree di saggio di 600 m²) è stato riscontrato un numero di

AdS	2	3	4	5	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
N specie	8	12	15	11	2	5	15	12	3	6	5	1	4	9	6	8	12

tabella 9: Numero di specie legnose spontanee per area di saggio (600 m²).

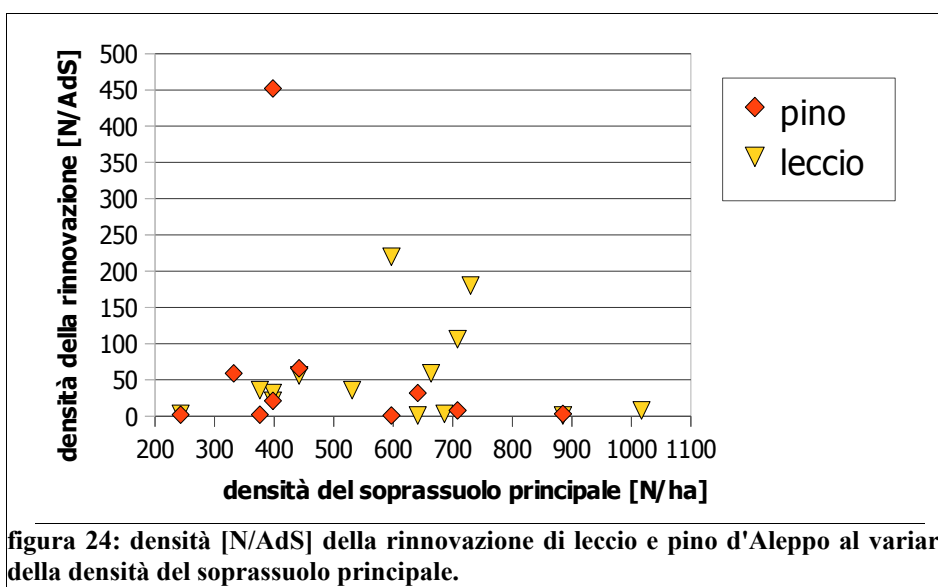
specie legnose variabile da 1 a 15 (media=7,9). Se confrontati con i valori riportati in bibliografia per pinete naturali di pino d'Aleppo, il numero appare estremamente basso: Kutiel (2000) presenta un numero di specie legnose variabile da 18 a 33 specie/1000 m² nel

Esposizione	Numero di specie legnose
E	3
N	13
NE	7
NNW	15
NW	12
S	6
SE	5
SSE	3
SW	9
W	6

tabella 10: numero medio di specie legnose riscontrate nelle AdS.

periodo 1986-1997 su Monte Carmelo; Kutiel (1997) un numero di specie di 6-43 specie/1000 m² sullo stesso monte; Kazanis e Arianoutsou (1996), in Grecia, indicavano un valore di 14 specie/100 m²; Vallejo et al (2006) in Spagna presentano valori compresi tra 9 e 17 specie/100 m².

Le relazioni tra il numero di specie legnose e LAI o PAR non mostrano significatività (valori inferiori a 0,3), indicando l'ipotesi che il numero di specie possa non essere strettamente legato a queste variabili. Esso, piuttosto, sembra essere maggiormente legato all'esposizione (tabella 10): assume i valori più elevati alle esposizioni N-NW (numero di specie >12), ed all'opposto assume i valori più bassi a quelle E-SE (numero di specie <5).



Analizzando il numero di specie legnose in funzione delle macroaree (tabella 11), si

Macroarea	Totale
Altofonte	15
Casaboli	8
Moarda	12
Pellegrino	5
Poggio San Francesco	14
Raffo Rosso	5
Renda	10

tabella 11: Numero medio di specie legnose per Macroarea.

evidenzia che quelle con la diversità compositiva maggiore (12-15 specie legnose) si trovano nella zona orientale dei Monti di Palermo, mentre quelle dell'area est, maggiormente antropizzate e senza collegamenti (biocorridoi) con le formazioni naturali di maggiore estensione, presentano i valori più bassi (5 specie legnose).

3.1.5 Rinnovazione

La densità della rinnovazione delle specie arboree ed arbustive, espressa col numero di individui per area di saggio, varia da 7 a 1581 piante (tabella 12).

L'analisi della regressione tra la densità del soprassuolo principale [numero di piante/ha] e la densità della rinnovazione delle specie legnose, rileva un coefficiente di determinazione non significativo (0,01).

Tuttavia, questo risultato non indica l'assenza di una relazione tra le due variabili. L'ipotesi che, come ipotizzato da Gómez-Aparicio *et al.* (2009), al variare della densità del soprassuolo, la densità della rinnovazione debba prima crescere e raggiunto un picco, decrescere, sembra essere confermata dall'andamento della densità della rinnovazione di leccio e pino d'Aleppo

AdS	Area	esposizione	Densità soprassuolo [N/ha]	Densità leccio [N/AdS]	Densità rinnovazione [N/AdS]
2	Renda	NE	663	59	251
3	Moarda	N	708	106	374
4	Poggio San Francesco	NNW	597	221	858
5	Renda	N	531	36	194
7	Raffo Rosso	W	332	0	60
8	Raffo Rosso	SE	641	1	46
9	Altofonte	N	398	21	1581
10	Poggio San Francesco	W	730	180	354
11	Raffo Rosso	E	686	3	7
12	Raffo Rosso	NE	243	3	34
13	Pellegrino	SSE	442	0	119
14	Raffo Rosso	SSE	310	0	10
15	Raffo Rosso	W	885	1	7
16	Casaboli	SW	442	56	234
17	Casaboli	S	1017	8	40
18	Raffo Rosso	NE	398	32	146
19	Raffo Rosso	NW	376	36	123

tabella 12: Confronto tra il numero di piante della rinnovazione di leccio (N/ha) per AdS e numero di piante del soprassuolo principale (N/ha).

presentato nella figura 24. La rinnovazione di leccio è stata rinvenuta a densità comprese tra 200 e 1014 piante/ha con un picco intorno a 600 piante/ha. Il numero di piante di leccio per densità del soprassuolo arboreo mostra così di crescere a densità inferiori a 600 e di decrescere a densità superiori. La rinnovazione del pino d'Aleppo è stata rinvenuta a densità del soprassuolo principale comprese tra 200 e 900 piante/ha con un picco intorno a 400 (figura 24). Questi risultati sembrano essere legati al differente comportamento ecologico delle due specie. Il leccio, essendo una specie sciafila (Zavala, 2000), trova le migliori condizioni di sopravvivenza a densità maggiori rispetto al pino d'Aleppo che è una specie tipicamente eliofila (Zavala, 2000).

Inoltre, come mostrato dalla figura 25, la densità degli individui di leccio sembra essere molto influenzata dall'esposizione e dalla collocazione geografica (macroarea). Le condizioni ambientali più favorevoli sembrano essere a Poggio San Francesco, quelle meno favorevoli si riscontrano a Raffo Rosso. Per quanto riguarda l'esposizione, la migliore sembra essere NW ma in generale le esposizioni rivolte a N sembrano essere più favorevoli. Il risultato concorda con quanto riportato da Zavala *et al.* (2000) che indicano come migliore l'esposizione N.

La rinnovazione del leccio, rappresenta bene l'andamento del numero totale di individui in rinnovazione di tutte le specie legnose (tabella 12). Infatti la relazione tra il numero di

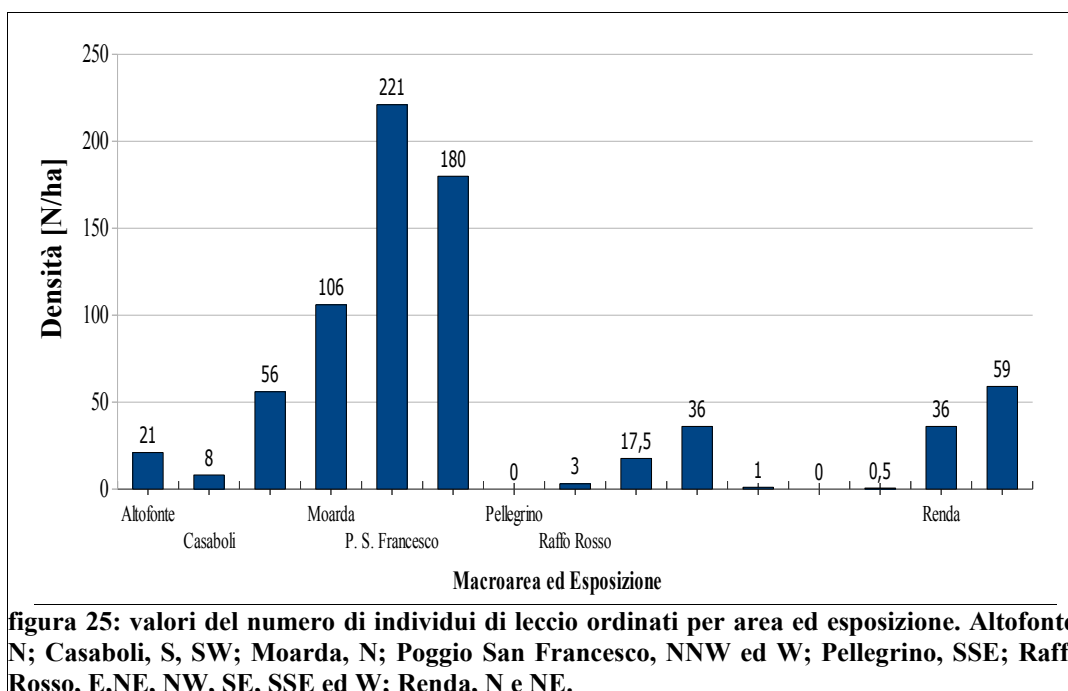


figura 25: valori del numero di individui di leccio ordinati per area ed esposizione. Altofonte, N; Casaboli, S, SW; Moarda, N; Poggio San Francesco, NNW ed W; Pellegrino, SSE; Raffo Rosso, E,NE, NW, SE, SSE ed W; Renda, N e NE.

individui di leccio ed il numero di individui complessivo di tutte le specie legnose (considerando le osservazioni di 16 AdS ed escludendo quelle dell'AdS 9 che ha una densità di rinnovazione estremamente maggiore rispetto alle altre) mostra di essere significativa ($R^2=0,87$). Perciò sembra essere lecito asserire che, nell'area oggetto di studio, l'andamento del numero di individui di leccio rappresenta un buon indice del grado di colonizzazione del soprassuolo da parte delle specie legnose spontanee.

3.1.6 Confronti tra i parametri dendrometrici

Diametro medio e densità

I valori relativi alle due variabili sono presentati nel paragrafo precedente. La tabella 7 e la tabella 8 mostrano i valori per ogni AdS, la tabella 5 presenta i valori medi calcolati in ciascuna macroarea e la tabella 6 illustra alcune variabili statistiche.

L'analisi della regressione della densità rispetto al diametro medio mostra un R^2 significativo ($R^2=0,79$; $n=17$) e un andamento inversamente proporzionale (espresso da un coefficiente di correlazione di $-0,89$). Così all'aumentare del numero di piante del soprassuolo principale, il diametro medio del popolamento tende a diminuire.

Analizzando i risultati per tipologia si evidenzia che nei popolamenti monospecifici (a pino d'Aleppo) il diametro medio non mostra alcuna significatività con la densità ($R^2=0,015$ ed $r=-0,12$). Occorre rilevare che si tratta di soprassuoli con distribuzione geografica limitata (sono presenti solo in due macroaree) e caratterizzati da densità basse ed estremamente omogenee (da 310 a 398 piante/ha). Delle 4 AdS attribuite a questa tipologia, 3 rientrano nella macroarea di Raffo Rosso (ad una quota media di 575 m s.l.m.) ed una in quella di Altofonte (ad una quota di 820 m). L'esiguo numero di AdS potrebbe spiegare l'assenza di dipendenza tra le variabili.

Fatta eccezione per quelli analizzati in stazioni semiaride della Spagna da AAVV (2001) che riportano densità medie di 200 piante ad ettaro, la densità di questi popolamenti appare bassa se confrontata con i valori riportati in bibliografia: D'Ippolito et al (2007) per formazioni pure di origine artificiale, miste a formazioni di origine naturale, presentano valori di 280-2040 piante ad ettaro; De las Heras et al (2002) mostrano valori di 425-470 piante ad ettaro in impianti di 70 anni; Prévosto e Ripert (2008) 450 piante ad ettaro in formazioni nel sud della Francia; una densità di 425-450 piante ad ettaro è citata da Martinez-Sánchez et al (1999) nel sud-est della Spagna.

Le AdS eseguite in rimboschimenti costituiti da 2 specie (5 AdS), invece, rientrano in 3 macroaree. La variabilità dei valori registrati nei popolamenti afferenti a questa tipologia è molto elevata. I valori di densità e diametro medio registrati sono rispettivamente di 14 cm e 774 piante/ha. L'analisi della relazione esistente tra le due variabili mostra elevata significatività sia in termini di regressione (0,95) che di correlazione ($-0,97$).

Le AdS eseguite nei soprassuoli edificati da 3 specie sono le più rappresentate (8 AdS) e rientrano in 6 macroaree. Esse coprono un intervallo diametrico (9 cm) e di densità (288 piante/ha) meno ampi della precedente tipologia. I valori di correlazione e regressione tra diametro e densità sono rispettivamente $r= -0,80$ ed $R^2=0,64$.

Appare rilevante che ad esclusione della tipologia dei popolamenti a pino d'Aleppo, le due variabili risultano sempre dipendenti ed inversamente proporzionali. I dati sono solo parzialmente confermati in bibliografia dal momento che non è stata riscontrata un'analisi di questo tipo per il pino d'Aleppo. Per piantagioni pure a *Red pine* (*Pinus resinosa*) e *Jack pine*

(*Pinus banksiana*) Deblonde *et al.* (1994) presentano valori di R^2 pari a 0,88 e 0,94 rispettivamente.

Altezza media del soprassuolo principale

L'altezza media per ciascuna AdS è stata calcolata utilizzando la curva ipsometrica relativa alla stessa area. I valori estremi di altezza media sono stati rilevati nella macroarea di Casaboli. Essi variano tra 9,35 m (AdS 17, densità di 1017 piante/ha) e 16,53 m (AdS 16; densità di 442). Tale intervallo è inferiore, per ampiezza e valori assoluti, a quello riscontrato in bibliografia: per popolamenti puri a pino d'Aleppo, infatti, Martínez-Sánchez *et al.* (1999) indicano valori di altezza compresi tra 12 e 20 m (a densità di 425-450 piante/ha).

Uno degli indicatori biometrici maggiormente adottato, in Italia e all'estero, per stabilire il grado di stabilità meccanica dei soprassuoli forestali all'azione del vento, della neve, o della risultante dei due fattori meteorici, è rappresentato dal rapporto di snellezza, o rapporto h/d. L'elevato coefficiente di snellezza di un soprassuolo è indice di bassa stabilità ed elevata propensione a schianti. A parità di diametro, infatti, una pianta con altezza maggiore rispetto ad un'altra (h/d maggiore) ha stabilità inferiore. La regolazione della densità del rimboschimento può giocare un ruolo fondamentale nella regolazione della stabilità e quindi sulla sua resistenza e resilienza (La Marca, 1983). Nel presente studio non si rileva l'esistenza di una relazione diretta tra l'altezza e la densità del soprassuolo. È probabile che la relazione possa essere rilevata con un maggior numero di rilievi ed in aree con formazioni più omogenee.

Numerose indagini condotte in soprassuoli di conifere di origine artificiale hanno evidenziato che il valore critico, oltre il quale aumenta considerevolmente il rischio di instabilità, è rappresentato da valori di coefficiente di snellezza di 0,75-0,80 (La Marca, 1984a e 1984b; La Marca *et. al.*, 1993; Avolio *et al.*, 2009).

Nelle aree analizzate i valori di coefficiente di snellezza più elevati sono stati rilevati nei rimboschimenti costituiti da 2 e da 3 specie. I valori medi di h/d riferiti a queste tipologie presentano, rispettivamente, valori di 0,45 e 0,47. I rimboschimenti monospecifici, invece, hanno un coefficiente di snellezza di 0,37.

La relazione tra la densità ed il corrispondente coefficiente di snellezza di ciascuna AdS è stata analizzata mediante la loro regressione. Il coefficiente di determinazione, calcolato per tutte le AdS senza alcuna distinzione, tuttavia non appare significativo ($R^2=0,55$; $N=19$). Calcolato raggruppando le AdS per tipologia risulta significativo solo per i rimboschimenti

edificati da 2 specie ($R^2=0,79$; $N=19$), mentre non è significativo per tutte le altre ($R^2=0,01$ per i boschi monospecifici; $R^2=0,26$ per quelli edificati da 3 specie).

I risultati, dunque, indicano che i rimboschimenti plurispecifici sono meno stabili rispetto a quelli costituiti da una specie. Tuttavia, dal momento che tutte le AdS presentano un coefficiente di snellezza inferiore ai valori critici, non sembrano essere a rischio di schianti (salvo che nel caso di eventi meteorologici eccezionali). Non mancano, però, casi critici: l'area di saggio 12, ad esempio, (edificata da 2 specie e con una densità 243 piante/ha) ha un coefficiente di snellezza complessivo di 0,33 ma al suo interno rientra una pianta schiantata con h/d di 0,63 e nei suoi dintorni sono numerosi gli individui abbattuti.

Inoltre il coefficiente di snellezza non appare dipendente né dalla densità, né dalla tipologia.

Copertura

In ambito forestale, la copertura è espressa in percentuale ed indica la frazione di suolo dell'area oggetto di analisi coperta dalle chiome rispetto al totale. Il valore della copertura è stimato a vista.

I rimboschimenti analizzati presentano valori di copertura compresi tra il 35% (stimato per un rimboschimento monospecifico con densità di 310 piante/ha nella macroarea di Raffo Rosso) ed il 90% (stimato in un rimboschimento misto di 3 specie con densità di 708 piante/ha nella macroarea di Moarda). I valori riferiti a boschi puri di pino d'Aleppo risultano inferiori rispetto a quelli riscontrati in bibliografia (Martínez-Sánchez *et al.* (1999) nel sud-est della Spagna presentano valori del 50-60%).

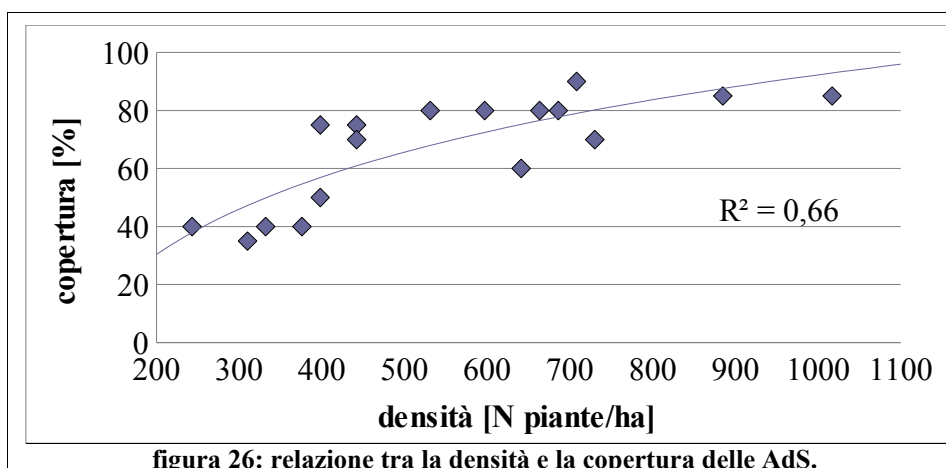


figura 26: relazione tra la densità e la copertura delle AdS.

La relazione tra copertura e densità è rappresentata da una curva logaritmica (figura 26). Le due variabili sono correlate significativamente ($R^2=0,66$; $r=0,76$; $N=19$), perciò può essere ipotizzata una dipendenza dei valori di copertura dalla densità del soprassuolo principale.

La dipendenza della copertura dal diametro medio, invece, non appare significativa ($R^2=0,28$, $N=17$), ma mostra un andamento inversamente proporzionale (coefficiente di correlazione=-0,52). Così, nonostante ad alte densità, i valori di diametro tendano a diminuire mentre i valori di copertura aumentano, tra loro le due variabili non mostrano di essere dipendenti dal punto di vista statistico.

3.1.7 Microclima luminoso

Relazione tra LAI e PAR

La relazione tra il LAI e la PAR è stata analizzata, per piantagioni edificate da varie specie (larice, abete rosso,), da vari autori (Gower e Norton, 1991; Ross e Sulev, 2000; Czarnowski e Cebula, 1996; Coker, 2006) che hanno dimostrato che ha andamento inversamente proporzionale.

È largamente accettato che la relazione delle due variabili, intendendo la PAR come trasmittanza, segue la legge di Beer-Lambert (Sonohat et al, 2004):

$$T=e^{-k*LAI}$$

dove k è un coefficiente di riduzione che dipende principalmente dalle caratteristiche delle chiome. La legge è derivata teoricamente ed assume che le foglie siano piccole e distribuite in maniera casuale nella chioma vale per boschi con copertura omogenea. Tuttavia può essere applicata utilizzando un corretto k .

Il coefficiente di correlazione calcolato tra i due parametri nel corso di questo studio ($r=-0,74$; $N=17$) mostra una forte dipendenza reciproca tra le due variabili e concordemente con quanto riportato in bibliografia indica che all'incremento dell'indice di superficie fogliare (LAI) corrisponde una diminuzione della quantità di radiazione che attraversa le chiome.

La tendenza è verificata anche analizzando la relazione in ciascuna tipologia. I valori di correlazione calcolati per singola tipologia, appaiono significativi per tutte le tipologie: -0,74 ($N=4$) per i boschi monospecifici; -0,86 ($N=5$) per i boschi edificati da 2 specie; -0,78 ($N=8$) per quelli edificati da 3 specie.

Inoltre nelle AdS eseguite in rimboschimenti monospecifici si riscontrano i valori medi più bassi di LAI ed i più alti di PAR. All'aumentare del numero di specie i valori di LAI tendono a crescere e viceversa quelli di PAR tendono a diminuire.

Il confronto con i valori riscontrati in bibliografia mostra che i coefficienti di correlazione calcolati nel corso di questo lavoro concordano nel segno e assumono valori sensibilmente maggiori di quelli presentati da Coker (2006) per rimboschimenti di *Pinus radiata* ($r=-0,34$).

Relazione con la densità del soprassuolo principale

Come visto in precedenza la densità del soprassuolo principale ha un effetto diretto sulla copertura. Sembra, quindi, lecito aspettarsi un'influenza della densità anche sui parametri che in questo lavoro sono utilizzati per definire il microclima luminoso. Tuttavia, in bibliografia non è menzionata un'influenza diretta della densità del soprassuolo su questi parametri, ma è riconosciuta la sua influenza su alcuni fattori che influenzano il microclima luminoso (ad esempio la temperatura secondo Aussennac, 2000).

La significatività della regressione tra densità e LAI risulta modesta ($R^2=0,44$; $n=17$) mentre quella della relazione della densità con la PAR risulta significativa ($R^2=0,70$; $n=17$). Si evidenzia che LAI e densità sono legati da una relazione direttamente proporzionale ($r=0,66$), viceversa, densità e PAR sono legate da una relazione inversamente proporzionale ($r=-0,83$): all'aumentare della densità il LAI tende ad aumentare mentre la PAR tende a diminuire. Non essendo reciproca la dipendenza tra LAI (o PAR) e densità, il coefficiente di correlazione non potrebbe essere calcolato così è utilizzato solo per fornire indicazioni sull'andamento della relazione.

Analizzando i dati aggregati per tipologia di rimboschimento (cfr. tabella 13), si evidenzia che i valori di regressione e correlazione sono più elevati nei rimboschimenti costituiti da 2 specie.

si evidenzia che in quelli edificati da una sola specie la relazione e la correlazione della densità con la PAR non sono significative ($R^2=0,20$; $r=-0,44$; $N=4$), mentre la relazione e la correlazione della densità con il LAI assume valori significativi ($R^2=0,76$; $r=0,87$; $N=4$). Nei rimboschimenti misti, invece, ad eccezione del coefficiente di determinazione tra densità e LAI nei rimboschimenti edificati da 3 specie, le relazioni assumono sempre valori significativi. Il maggiore livello di significatività registrato nei rimboschimenti edificati da 2 specie è probabilmente da mettere in relazione con i valori di copertura. I rimboschimenti afferenti a questa tipologia, infatti, hanno valori di copertura più omogenei rispetto alle altre: le varianze dei valori di copertura al variare del numero di specie assumono valori di 27 nei rimboschimenti monospecifici, di 14 in quelli edificati da 2 specie e di 79 in quelli edificati da 3 specie.

Inoltre appare rilevante il risultato dell'analisi della regressione tra i valori medi di densità, calcolati per tipologia di rimboschimento, ed i corrispondenti intervalli di valori assunti da LAI e PAR. L'analisi mostra che la regressione tra densità media e valori medi di PAR è significativa ($R^2=0,97$ e coefficiente di correlazione positivo) mentre la relazione con i valori medi di LAI pur non essendo significativa da punto di vista statistico ($R^2=0,58$ e

Numero di specie	Numero di AdS	PAR		LAI	
		r	R ²	r	R ²
1	4	-0,44	0,20	0,87	0,76
2	5	-0,84	0,71	0,98	0,97
3	8	-0,79	0,63	0,70	0,49

tabella 13: coefficienti di correlazione tra densità del soprassuolo principale e microclima luminoso per numero di specie. r=coefficiente di correlazione; R²=coefficiente di determinazione.

coefficiente di correlazione negativo) offre un importante spunto di riflessione. All'aumentare della densità aumenta il valore medio di LAI ma diminuisce l'intervallo dei valori assunti (maggiore omogeneità della copertura); al contrario, il valore medio di PAR decresce mentre l'intervallo di valori osservati diminuisce (trasmittanza più bassa e maggiore uniformità della copertura).

Relazione con la copertura del soprassuolo principale

Le ipotesi che i valori assunti dalla copertura abbiano un andamento inversamente proporzionale a quelli assunti dalla PAR e direttamente proporzionale a quelli assunti dal LAI sono confermate dai risultati illustrati di seguito.

La relazione tra LAI e copertura assume valori significativi sia per il coefficiente regressione ($R^2=0,80$) che per quello di correlazione ($r=0,89$), mentre quella tra la PAR e la copertura non mostra di essere significativa ($R^2=0,23$ ed $r=-0,48$). Sembra lecito ipotizzare che si possano ottenere livelli di significatività maggiori aumentando il numero di osservazioni. Nonostante le relazioni non siano entrambe statisticamente significative, si può desumere che all'aumentare del grado di copertura corrisponda un aumento dei valori di LAI ed un decremento di quelli di PAR.

L'analisi dei valori di copertura, LAI e PAR raggruppati per tipologia (tabella 14) mostra che le aree costituite da una sola specie hanno copertura bassa (41%), presentano valori di PAR piuttosto omogenei (intervallo di IR dell'8%) e di LAI piuttosto variabili (intervallo di 1,07). I popolamenti edificati da 2 specie mostrano valori di copertura elevati (81%), con intervalli elevati dei valori di PAR (circa 24) e piccoli (0,37) dei valori di LAI. Infine quelle edificate da 3 specie, mostrano copertura elevata (75%) ed intervalli ampi di PAR (circa 22) e LAI (1,03). Appare lecito ipotizzare che le suddette differenze possano essere spiegate analizzando i valori di densità media di ciascuna tipologia. I rimboschimenti monospecifici hanno una densità modesta che determina un'elevata variabilità nei valori di LAI, ma non nei

valori di PAR a causa dell'infiltrazione laterale di luce. I rimboschimenti costituiti da due e tre specie, invece, hanno una densità che consente una copertura elevata e pressoché continua interrotta da buche (la cui presenza è indicata dagli ampi intervalli di PAR). Analogamente a quanto dimostrato da Gugliotta *et al.* (2006), infatti, si può ipotizzare che ad elevati intervalli di PAR corrispondano buche di maggiori dimensioni. L'ipotesi potrebbe spiegare le differenze rilevate negli intervalli di LAI e di PAR tra le tipologie dei rimboschimenti misti.

Numero di specie	Intervallo PAR	Intervallo LAI	Copertura media [%]	densità media [N/ha]
1	7,86	1,07	41	354
2	24,17	0,37	81	672
3	21,96	1,03	75	578

tabella 14: valori medi di PAR, LAI, copertura e densità riferiti nelle diverse tipologie.

Relazione con l'area basimetrica del soprassuolo principale

L'area basimetrica è una delle più importanti variabili comunemente misurate in ambito forestale. Numerosi autori hanno analizzato la relazione tra i valori di LAI ed i valori corrispondenti di area basimetrica. Tuttavia come descritto nel capitolo dedicato a materiali e metodi (cfr. par. 2.1.3), nel presente lavoro i valori di LAI esprimono anche l'area riferibile a fusti e rami ed esprime, quindi, valori di PAI. L'analisi della regressione del PAI rispetto all'area basimetrica non è stata riscontrata in bibliografia. Per l'importanza della relazione tra LAI e G, di seguito sono indicati i lavori che si sono occupati di analizzarla: Sonohat *et al* (2004) assumono la relazione tra le due variabili ad una relazione lineare secondo la formula $LAI = aG$ (dove a è il coefficiente angolare della retta); Vose e Allen (1988) hanno rilevato un'alta correlazione tra LAI e G in giovani rimboschimenti di *P. taeda*; Baynes e Dunn (1997), hanno ricavato una retta di regressione significativa in una piantagione di 8 anni a *P. elliotii* e *P. caribaea*; Covone (2007) in boschi misti di latifoglie dei Castelli Romani mostra un'alta dipendenza del LAI dall'area basimetrica.

La relazione tra la PAR (intesa come trasmittanza) e l'area basimetrica segue la legge di Beer-Lambert :

$$T=e^{-bG}$$

dove G è l'area basimetrica del soprassuolo (m^2/ha) e b è un coefficiente che può essere considerato un coefficiente di riduzione legato a G. Tuttavia la relazione vale solamente per singoli individui arborei e non può essere applicata, come nel caso in questione, a valori riferiti a popolamenti forestali nel loro complesso.

L'analisi della dipendenza del LAI e della PAR dall'area basimetrica non mostrano significatività né confrontando i valori per AdS ($R^2=0,10$ ed $r=0,30$ nella relazione con il LAI; $R^2=0,31$ ed $r=-0,52$ nella relazione con la PAR; $N=17$), né raggruppandoli per tipologia di rimboschimento (nei rimboschimenti monospecifici l' R^2 della relazione con il LAI è pari a zero, quello della relazione con la PAR a $0,34$; in quelli edificati da 2 specie l' $R^2=0,38$ per la relazione con il LAI e $R^2=0,36$ per quella con la PAR; nelle aree che presentano rimboschimenti edificati da 3 specie $R^2=0,01$ per la relazione con il LAI ed $R^2=0,18$ per quella con la PAR). Non sembra errato ipotizzare che un maggior numero di osservazioni possa incrementare il grado di significatività di entrambe le relazioni.

Nonostante ciò è da evidenziare che i risultati relativi alle correlazioni tra le queste variabili vanno utilizzati per analizzare le relazioni dal punto di vista ecologico piuttosto che da un punto di vista strettamente statistico. Infatti, pur non mostrando valori significativi, le relazioni tra l'area basimetrica e le variabili che descrivono il microclima luminoso hanno un andamento inversamente proporzionale. Così un incremento dell'area basimetrica determina un aumento dei valori di LAI ed una diminuzione dei valori di PAR.

Tuttavia, dal momento che in bibliografia non è menzionata nessuna relazione tra l'area basimetrica del soprassuolo principale e la PAR, mentre la forte relazione con il LAI è universalmente accettata, sorprende che sia stata riscontrata una relazione migliore con i valori di PAR piuttosto che con quelli di LAI.

Influenza sulla rinnovazione

In bibliografia è largamente accettato che il microclima luminoso di un bosco influenza la rinnovazione (Zavala *et al.*, 2000; Gracia *et al.*, 2001; Bran *et al.*, 1990; Vuillemin, 1982; Broncano, 1998).

L'andamento dei valori di PAR, nonostante il numero di aree risulti esiguo, mostrano differenze apprezzabili tra le specie analizzate (figura 27). Così leccio ed orniello si comportano come specie tolleranti l'ombra con picchi del numero di individui in corrispondenza di valori di trasmittanza del 3%, mentre pino e roverella si comportano come specie che tollerano la luce, mostrando picchi a valori di circa il 28%.

Zavala *et al.* (2000) indicano per il pino d'Aleppo un tasso di sopravvivenza della rinnovazione indifferente alla PAR a valori compresi tra 8 e 40%, e decrescente al di sopra del 40%. Per il leccio, invece, sono indicati tassi elevati di sopravvivenza in corrispondenza di PAR inferiori al 36% e bassi a livelli superiori. Gli autori identificano il comportamento del leccio con quello di una specie tipicamente sciafila e quello del pino d'Aleppo con quello di

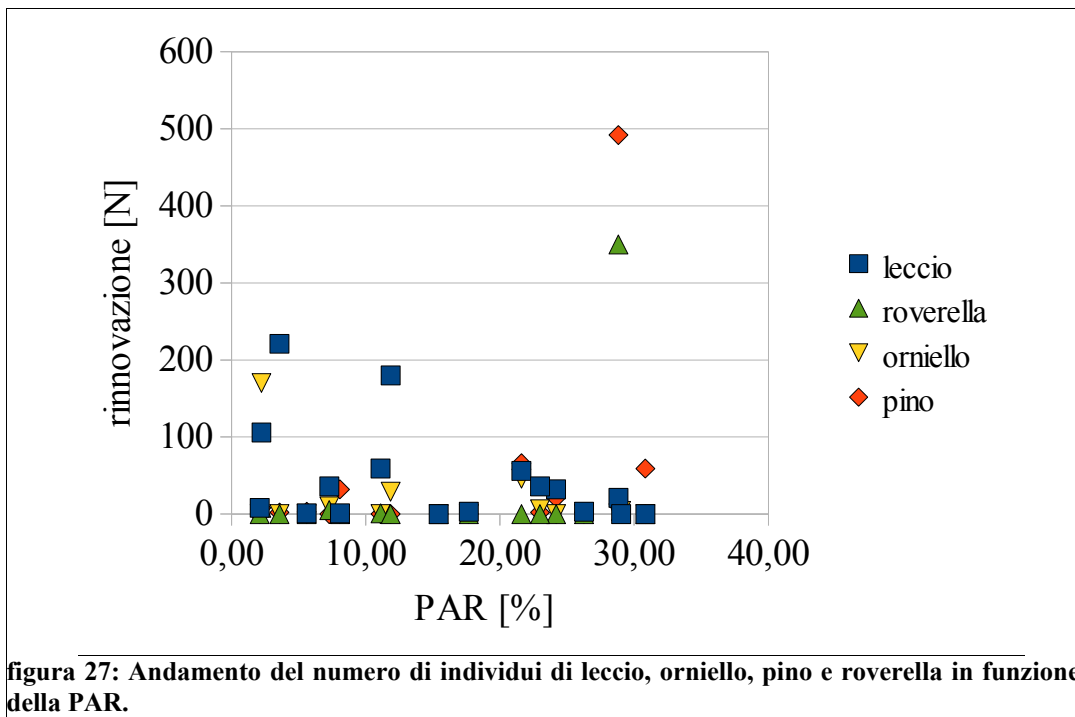
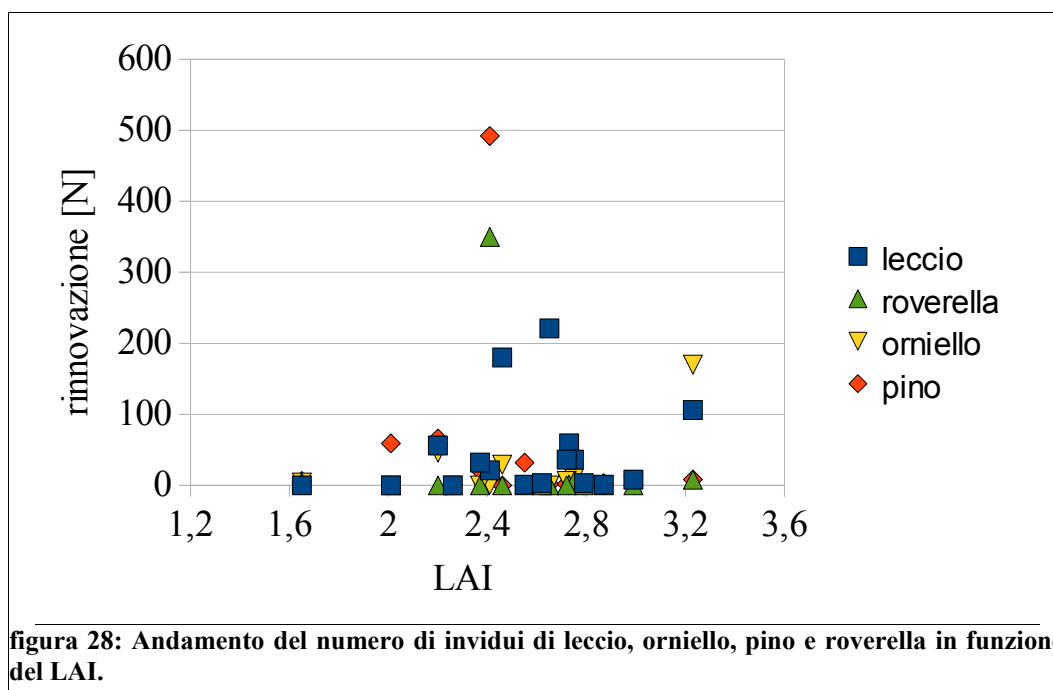


figura 27: Andamento del numero di individui di leccio, orniello, pino e roverella in funzione della PAR.

una tipicamente eliofila (Canaham, 1989; Lorimer, 1989; Kobe *et al.*, 1993; Bazzaz e Wayne, 1994). Come evidenziato da Gracia *et al.* (2001), vari studi mostrano che il leccio mostra maggiori tassi di sopravvivenza sotto copertura che nelle aree aperte (Bran *et al.*, 1990) ed osservazioni sperimentali suggeriscono che le ghiande hanno una vita più corta quando esposte alla luce diretta perché si asciugano molto velocemente (Vuillemin, 1982), e che la percentuale di germinazione delle ghiande e di sopravvivenza dei semenzali a bassi livelli di PAR (8%) sono molto maggiori rispetto alle condizioni di piena luce (Broncano, 1998). Tuttavia Gracia *et al.* (2001) non mostrano alcuna dipendenza tra la sopravvivenza e l'affermazione dei semenzali ed i vari livelli di PAR.

Nonostante l'intervallo di PAR analizzato nel corso di questo studio risulti molto limitato rispetto a quello analizzato in bibliografia, l'andamento del numero di individui di leccio e pino d'Aleppo è simile a quello riportato da Zavala *et al.* (2000). Il comportamento mostrato dall'orniello è, probabilmente, imputabile allo schema di campionamento e la sua presenza nelle aree con copertura elevata andrebbe collegato con il suo carattere pionieristico piuttosto che con un comportamento prettamente sciafilo. Il comportamento della roverella è più difficile da spiegare dal momento che nonostante sia una specie tipicamente eliofila non è chiaro quale sia il suo comportamento in condizioni di irraggiamento elevati (per effetto dei *sunflecks* e dell'infiltrazione laterale della luce nel sottobosco sono stati registrati valori di quasi $5000 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$).



Il comportamento della rinnovazione rilevato nei confronti della PAR non si rileva nei confronti del LAI (cfr. figura 28). Infatti leccio, pino e roverella non presentano picchi lontani tra loro. L'orniello, invece ha un picco in corrispondenza di valori di LAI superiori a 3.

Le differenze nelle esigenze di luce della rinnovazione delle specie arboree evidenziate in questa fase sono molto limitate, si è perciò ritenuto necessario implementarne l'analisi con ulteriori indagini ad un maggiore livello di approfondimento.

3.2 Seconda fase

3.2.1 Distribuzione delle Aree di Saggio

Il numero complessivo di AdS analizzate nel corso della seconda fase è di 65, ripartite in 4 tipologie e distribuite in 8 macroaree come mostrato in tabella 16. Alcune di esse (Casaboli,

Tipologia	pino domestico	pino d'Aleppo	cipresso	cedro	pino marittimo
pino d'Aleppo		19			
pino domestico	16				
misto con 2 specie	11	21	10		
misto con 3 specie	5	8	8	5	1

tabella 15: numero di AdS per tipologia e specie arborea del soprassuolo principale.

Moarda, Pellegrino, Poggio San Francesco, Raffa Rosso, Renda) sono le medesime analizzate

nella prima fase, altre (Piano dell'Occhio e San Martino delle Scale) sono state inserite ex novo.

In funzione della composizione specifica si individuano 4 tipologie (tabella 16): rimboschimenti puri a pino d'Aleppo, rimboschimenti puri a pino domestico, rimboschimenti misti con due specie, rimboschimenti misti con tre specie. I rimboschimenti misti sono costituiti da pino d'Aleppo, pino domestico, cipresso, cedro e pino marittimo (tabella 15) con

Macroarea	pino d'Aleppo	pino domestico	Misto con 2 specie	Misto con 3 specie	Totale
Casaboli	4	2	4		10
Moarda	8		4	1	13
Pellegrino	2		1		3
Piano dell'Occhio		1	1		2
Poggio San Francesco				3	3
Raffo Rosso	5	13	7	2	27
Renda			3	2	5
San Martino			1	1	2
Totale	19	16	21	9	65

tabella 16: distribuzione delle aree di saggio per tipologia e macroarea.

composizione specifica molto variabile. Il cedro ed il pino Marittimo sono presenti esclusivamente in rimboschimenti costituiti da 3 specie. I rimboschimenti misti, composti da

Classi percentuali [%]	pino domestico	pino d'Aleppo	cipresso	cedro	pino marittimo
0-25	6 (4-2)	9 (6-3)	9 (7-2)	5 (0-5)	1 (0-1)
26-50	4 (2-2)	3 (0-3)	5 (2-3)	0	0
51-75	1 (0-1)	5 (4-1)	3 (0-3)	0	0
76-99	5 (5-0)	12 (11-1)	1 (1-0)	0	0
1	16	19	0	0	0

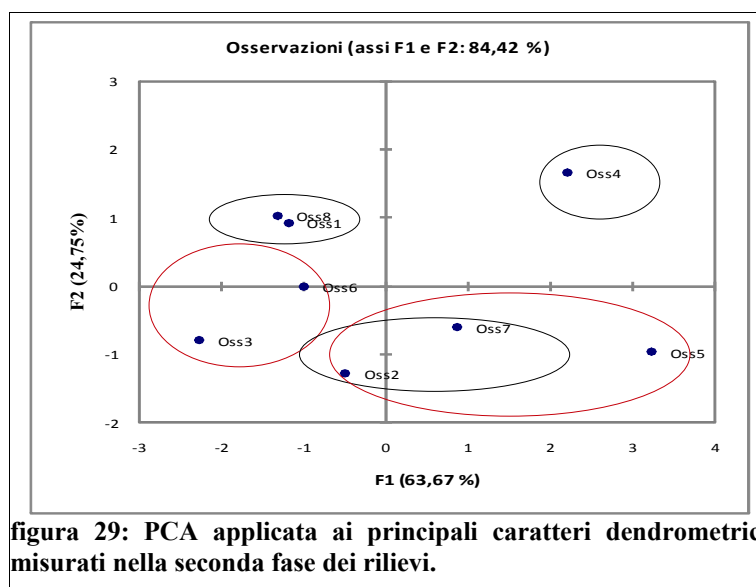
tabella 17: Numero di aree di saggio per tipologia e composizione specifica. Tra parentesi sono indicati i numeri di AdS per 2 e 3 specie.

due specie, sono edificati in prevalenza da pino d'Aleppo con cipresso in 12 aree (su 21) ed in 5 casi dal pino domestico con il pino d'Aleppo. Nelle aree edificate da tre specie, in 5 casi (su 9) è presente il cedro.

Dei 30 rimboschimenti appartenenti alle categorie dei boschi misti (tabella 17), il pino d'Aleppo è dominante (percentuale superiore al 75%), in 12 casi, il pino domestico in 5, ed il cipresso in 1. Nella restante parte dei casi si tratta di rimboschimenti misti in cui nessuna delle specie presenti domina sulle altre.

La tipologia più diffusa è risultata quella in cui il soprassuolo principale è composto da due specie (riscontrata in 7 macroaree). Le altre tipologie sono distribuite nelle macroaree come segue (cfr. tabella 18): Pino d'Aleppo, 4 macroaree; Pino domestico, 3 macroaree; misto con 3 specie, 5 macroaree. È necessario evidenziare che i rimboschimenti puri a pino d'Aleppo sono stati rinvenuti in 4 macroaree ma quasi il 50% delle AdS rientrano in quella di Casaboli, mentre la tipologia dei rimboschimenti puri a pino domestico è stata ampiamente impiantata nella macroarea di Raffo Rosso.

3.2.2 Caratteristiche dendrometriche



Le principali caratteristiche dendrometriche delle macroaree e delle tipologie sono presentate nella tabella 18. I valori più bassi di densità sono stati registrati in un bosco misto a pino d'Aleppo e pino domestico (191 piante/ha), quelle maggiori in uno a pino d'Aleppo (1047 piante/ha). La densità e l'area basimetrica misurate nei rimboschimenti puri a pino d'Aleppo presentano valori inferiori rispetto a quelli presentati in bibliografia in contesti ambientali analoghi. Fatta eccezione per quelli analizzati in Spagna, in stazioni semiaride, da AAVV (2001) che riportano densità medie di 200 piante/ha, i valori riportati in bibliografia sono di 280-2040 piante/ha (D'Ippolito et al, 2007) per formazioni pure di origine artificiale miste a formazioni di origine naturale, di 425-470 piante/ha (De las Heras et al, 2002), di 450 piante/ha (Prévosto e Ripert, 2008) in formazioni pure del sud della Francia, di 425-450

Tipologia e Macroarea	Numero di AdS	Densità [N/ha]	LAI media [m²/m²]	G media [m²]
Pino d'Aleppo	20	404	2,71	29,19
Casaboli	4	502	2,55	38,59
Moarda	8	442	3,21	29,09
Pellegrino	2	239	2,29	22,04
Raffo Rosso	6	345	2,29	25,43
Misto con 2 specie	21	411	2,86	35,82
Casaboli	4	358	2,46	37,64
Moarda	4	350	3,21	25,22
Pellegrino	1	350	2,22	37,42
Piano dell'Occhio	1	637	3,48	44,88
Raffo Rosso	7	419	2,67	41,04
Renda	3	541	3,60	30,96
San Martino	1	255	2,22	38,29
Misto con 3 specie	9	548	3,16	34,92
Moarda	1	318	2,97	20,92
Poggio San Francesco	3	807	4,14	33,96
Raffo Rosso	2	366	2,42	38,75
Renda	2	525	2,85	37,04
San Martino	1	414	2,56	39,94
Pino domestico	15	469	3,07	33,78
Casaboli	2	430	3,23	35,78
Piano dell'Occhio	1	1019	3,93	47,70
Raffo Rosso	12	430	2,97	32,28
Totale	65	441	2,90	33,18

tabella 18: caratteristiche dendrometriche e LAI organizzate per macroarea e tipologia.

piante ad ettaro (Martinez-Sánchez et al, 1999) nel sud-est della Spagna. Prévosto e Ripert (2008) riportano valori di area basimetrica di 20 m²/ha in formazioni pure del sud della Francia.

L'analisi della PCA, applicata ai medesimi caratteri dendrometrici della prima fase, consente di individuare 5 gruppi (figura 29). In questa figura il primo asse rappresenta il 63,67% della varianza, che rappresenta la densità, il diametro medio ed il LAI, il secondo asse rappresenta il 24,75% della varianza che rappresenta le variazioni in termini di area basimetrica. In rosso sono indicati i gruppi che evidenziano delle differenze rispetto alla prima fase. Procedendo in senso orario dal quadrante in alto a destra si individuano i seguenti gruppi: il primo è costituito dalla macroarea di Piano dell'Occhio; il secondo da quella di Poggio San Francesco; il terzo dalle macroaree di Renda e di Moarda; il quarto gruppo

comprende le macroaree di Pellegrino e di Raffo Rosso; nel quinto rientrano le macroaree di San Martino e di Casaboli.

3.2.3 LAI

I valori di LAI stimati in seconda fase vanno da 1,22 a 4,5 (media=2,90; N=65). La tabella 19 mostra una sintesi delle più importanti statistiche dei valori di LAI.

Al fine di verificare l'influenza dei principali caratteri dendrometrici e stagionali (macroarea, numero di specie utilizzate nel rimboschimento, densità del soprassuolo principale, esposizione, diametro medio (d) ed area basimetrica (G)) sul LAI del soprassuolo principale, i valori calcolati in seconda fase sono stati elaborati con ANOVA. Posta una probabilità di significatività di 0,05, si evidenzia una non significatività del test rispetto alle tipologie di rimboschimento oggetto di analisi né nei confronti dell'esposizione. Risultano, invece, significative:

a) le differenze dei valori di LAI nei confronti della densità del soprassuolo principale (tabella 20), sia in riferimento a tutte le tipologie senza alcuna distinzione (indicato con "tutte" nella tabella), sia suddivisi per tipologia;

b) le differenze nei confronti delle macroaree per i valori di LAI di tutte le tipologie

LAI (N=65)	
Media	2,9
Errore standard	0,09
Mediana	2,79
Moda	2,48
Intervallo	3,28
Minimo	1,22
Massimo	4,5

tabella 19: Sintesi statistica dei valori di LAI

e per i rimboschimenti misti, mentre non sono significative le differenze per le categorie di rimboschimenti puri;

c) le differenze nei confronti dei valori di diametro medio della categoria "tutte" e di quella dei rimboschimenti misti, mentre per le altre categorie non risulta significatività.

d) le variazioni rispetto ai valori di area basimetrica nei confronti dei rimboschimenti puri a pino domestico.

Analizzando le interazioni tra le variabili prese in considerazione si rileva che nei rimboschimenti puri a pino domestico risulta significativa l'interazione tra densità ed

tipologie	Fattore	ANOVA (p)
tutte	densità	p<0,001
pino domestico	densità	p=0,049
pino d'Aleppo	densità	p=0,037
misti	densità	p=<0,001
tutte	area	p=0,004
misti	area	p=0,005
tutte	diametro medio	p=0,002
misti	diametro medio	p=0,002
pino domestico	area basimetrica [G]	p<0,001
pino domestico	densità*esposizione	p=0,04

tabella 20: ANOVA. $\alpha=0,05$

esposizione. Mentre per i rimboschimenti puri a pino d'Aleppo e per quelli misti non risulta nessuna significatività per i livelli di interazione tra i parametri individuati.

Dal momento che, ad eccezione dei livelli di densità del soprassuolo principale, l'analisi dell'ANOVA dei valori di LAI, per ciascuna tipologia forestale, non mostra significatività nei confronti delle caratteristiche dendrometriche utilizzate, si è scelto di analizzare tali differenze per via analitica verificandone la coerenza ordinando i valori di LAI in funzione delle tipologie.

La tabella 21 mostra il numero di aree di saggio analizzate per tipologia ed il corrispondente valore medio di LAI. Questi ultimi risultano essere crescenti nell'ordine: Aleppo<2 specie<domestico<3 specie.

Tipologie	Conteggio di AdS	Media di LAI
pino d'Aleppo	19	2,77
misti con 2 specie	21	2,86
misti con 3 specie	9	3,16
pino domestico	16	2,97
Totale	65	2,90

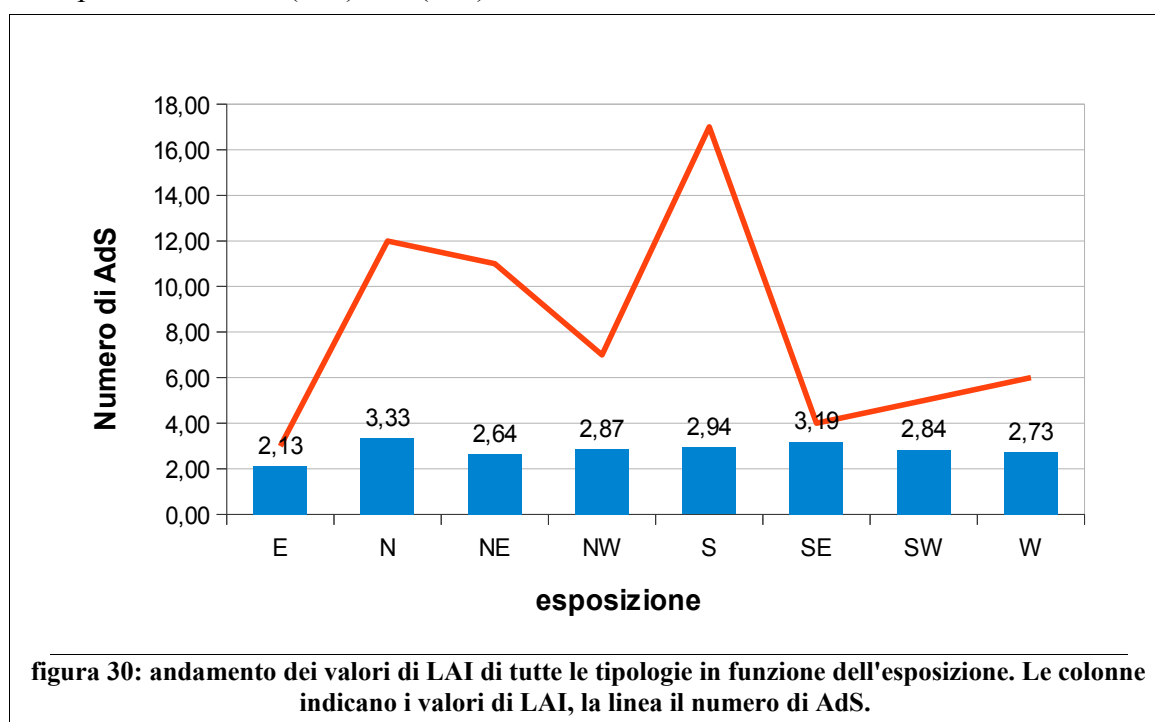
tabella 21: numero di aree di saggio e valori medi di LAI per tipologia di rimboschimento.

Il livello crescente del LAI in funzione del numero di specie, in rimboschimenti costituiti prevalentemente dal Pino d'Aleppo, è coerente con l'aumento del grado di compenetrazione e delle chiome delle diverse specie. Allo stesso modo la copertura di boschi monospecifici a pino domestico è maggiore rispetto a quelli monospecifici a pino d'Aleppo a causa delle diverse caratteristiche delle chiome delle due specie.

Esposizione	N di AdS	LAI (media)	quota media	N/ha (media)
N	12	3,33	688	576
NE	11	2,64	641	426
E	3	2,13	483	318
SE	4	3,19	775	350
S	17	2,94	704	407
SW	5	2,84	630	382
W	6	2,73	702	499
NW	7	2,87	614	419
Totale	65	2,90	669	441

tabella 22: Valori medi di alcune caratteristiche ordinati per esposizione.

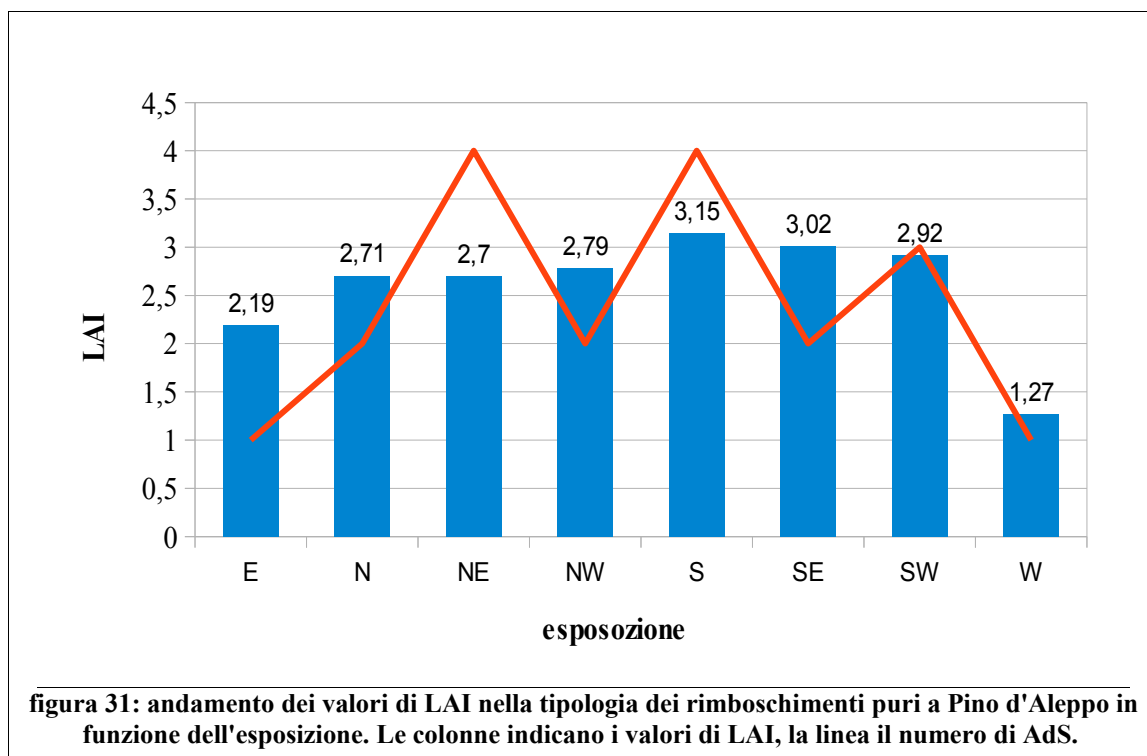
I valori medi di LAI in funzione dell'esposizione sono mostrati in tabella 22 ed in figura 30. Si noti che il valore di LAI calcolato nelle aree esposte ad E (2,13) corrisponde alla densità media più bassa (318 piante/ha). Al contrario, il valore di LAI maggiore (3,33) corrisponde alla densità media maggiore (576 piante/ha). Inoltre è utile evidenziare che le esposizioni con densità media più bassa sono quelle di E (318) e SE (350), mentre quelle con densità più alta sono W (499) e N (576).



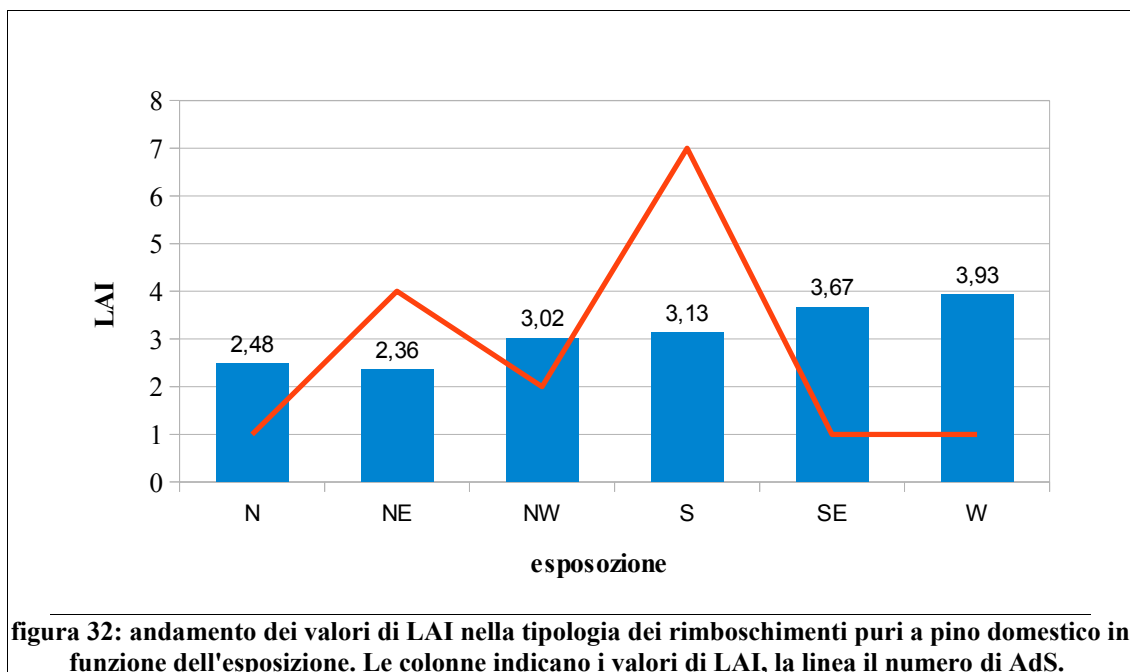
Dall'analisi di questi valori (cfr. figura 30) si evidenzia un trend decrescente da nord (3,33) verso sud (2,94) e da ovest (2,73) verso est (2,13). Le AdS poste alle esposizioni intermedie (NE, NW e SW) presentano valori compresi tra quelle principali ad eccezione delle aree esposte a SE. Queste, infatti, presentano valori di LAI sensibilmente più elevati rispetto alle attese. Si è scelto perciò di stimare il più probabile valore corrispondente a questa

esposizione ricorrendo all'analisi della relazione tra i valori medi della densità del soprassuolo principale ed il LAI calcolati alle altre esposizioni. Ipotizzando un andamento simile a quello delle altre esposizioni intermedie, il valore atteso nelle aree di saggio esposte a SE dovrebbe essere compreso tra i valori delle aree esposte a S e quelle esposte ad E. La relazione tra i valori medi di densità e di LAI (escludendo le aree esposte a SE) presenta una retta di regressione con equazione $y=180,44x-69,618$ ($R^2=0,62$). Il valore stimato di LAI per le aree esposte a SE è pari a 2,33 e conferma la precedente ipotesi.

Un'analisi degli stessi dati per tipologia evidenzia che i rimboschimenti puri a pino

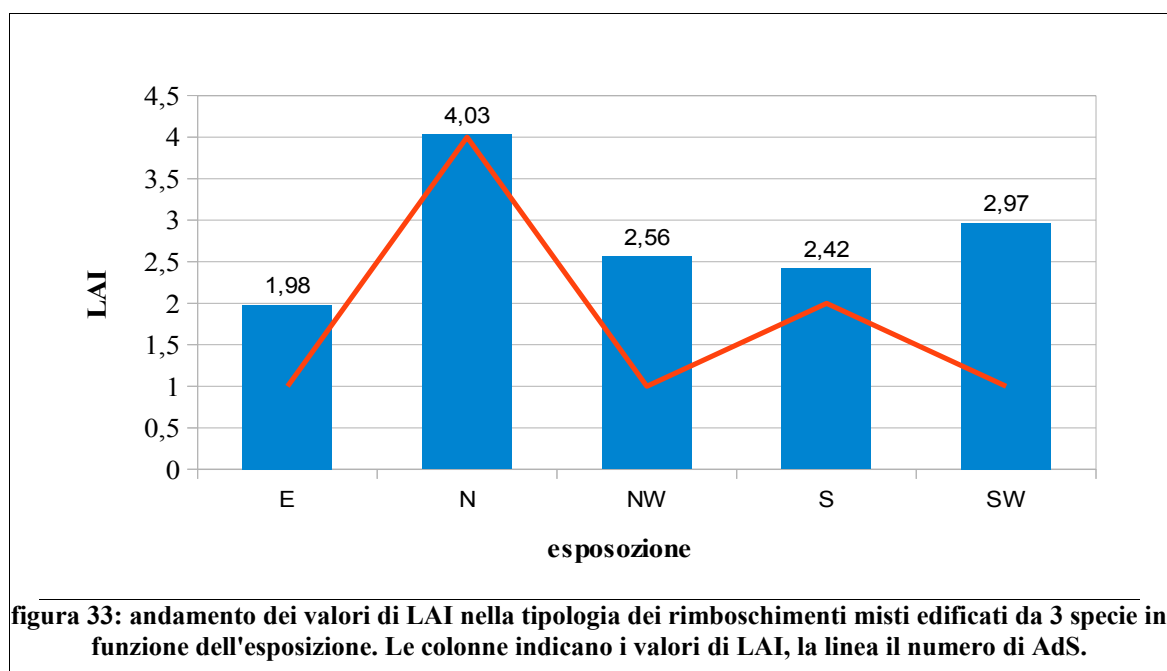


d'Aleppo (ad esclusione delle aree esposte ad E e ad W che non risultano statisticamente attendibili dal momento che è stato possibile analizzare solo un'area di saggio) presentano valori omogenei in tutte le esposizioni (figura 31) e compresi tra 2,70 e 3,15. Occorre evidenziare che l'andamento dei valori di LAI è crescente sull'asse N-S, mentre sull'asse E-W esso è crescente nelle aree con direzione N (NE, N, NW), mentre ma in direzione S (SE, S, SW) non è possibile individuare un trend. Infatti il valore riferito alle aree esposte a SE è maggiore rispetto a quelle esposte a SW ma le aree esposte a S hanno un valore medio maggiore. Inoltre è da evidenziare che i valori delle AdS con esposizione NE, N, NW sono inferiori a quelle con esposizione SE, S, SW. L' R^2 della relazione tra densità ed il LAI riferiti a questa tipologia non risulta significativo, per cui non è possibile stimare i valori di LAI alle esposizioni per cui questi mancano. L'andamento è confermato in bibliografia da Zavala *et al.*



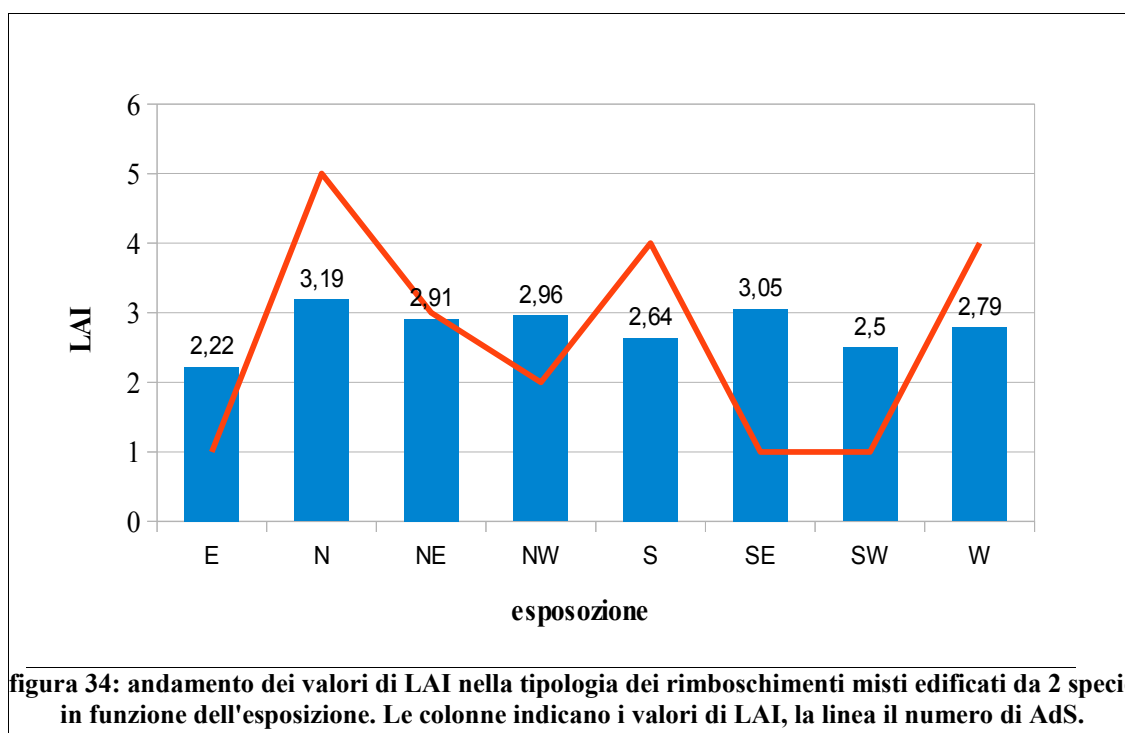
(2000) seppur riferito a valori di area basimetrica: i valori maggiori sono registrati a S e quelli inferiori a N, mentre tra le esposizioni E ed O non hanno riscontrato differenze.

Nonostante il numero di osservazioni sia solo di poco inferiore (N=15) a quelle della tipologia precedente, la distribuzione delle AdS a pino domestico per esposizione è più



ristretta. Soltanto per le esposizioni NE, NW e S è stato possibile stimare il LAI in più di un'AdS (cfr. figura 32). Tra queste ultime il valore maggiore è stato stimato a S (3,41; N=6), quello inferiore a NE (2,36; N=4). È utile evidenziare che il valore di densità più basso è rilevato nelle formazioni esposte a S (393 piante/ha). L'esposizione sud, dunque, presenta il

valore medio di densità più basso ed il valore di LAI più alto. Utilizzando il LAI come parametro funzionale dei rimboschimenti (cfr. 2.1.3), la concomitanza delle due condizioni potrebbe indicare che nell'area oggetto di studio la densità ottimale per questa tipologia è di circa 400 piante/ha.



Per i rimboschimenti misti di due specie, è stato possibile analizzare solo un'area nelle esposizioni E, SE e SW. Esclusi i valori relativi a queste aree, anche in questo caso è possibile evidenziare un'elevata disomogeneità dei valori di LAI tra le diverse esposizioni. Il valore di LAI più elevato è stato registrato in corrispondenza dell'esposizione N, mentre quello più basso all'esposizione S. Le aree esposte in direzione N (N, NE, NW) hanno valori più elevati (superiori a 2,90) rispetto alle altre (W e S).

Per i rimboschimenti misti edificati da 3 specie, solo nei casi di esposizione rivolta a N ed a S è stato possibile effettuare più di un rilievo. Il valore delle aree esposte a N è molto maggiore di quelle esposte a S.

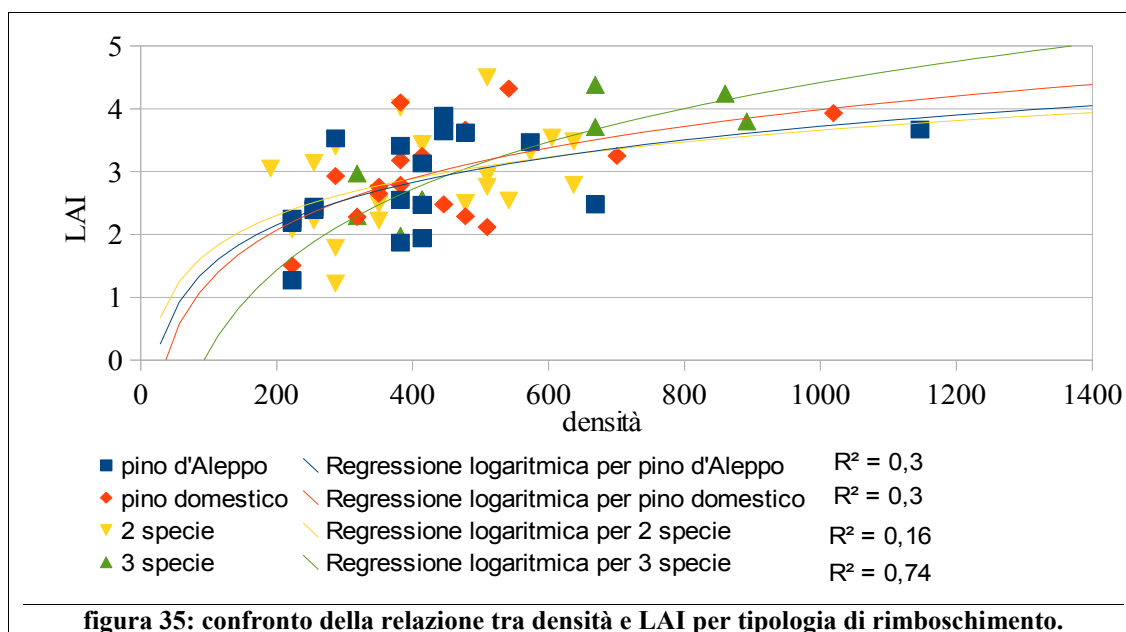
Rimane da evidenziare che nei rimboschimenti misti il valore di LAI maggiore si riscontra nelle aree esposte a N, mentre in quelli puri prevalgono le esposizioni S.

3.2.4 LAI e caratteristiche dendrometriche

Come visto in precedenza, il LAI mostra differenze significative nei confronti dei diversi gradi di densità. La relazione tra LAI e densità del soprassuolo principale sembra essere espressa da un'equazione logaritmica. L'analisi della relazione è stata effettuata sui valori

stimati nelle singole aree di saggio ($R^2=0,32$), sui valori medi calcolati per tipologia (figura 35) ed infine su quelli calcolati per macroarea (figura 36).

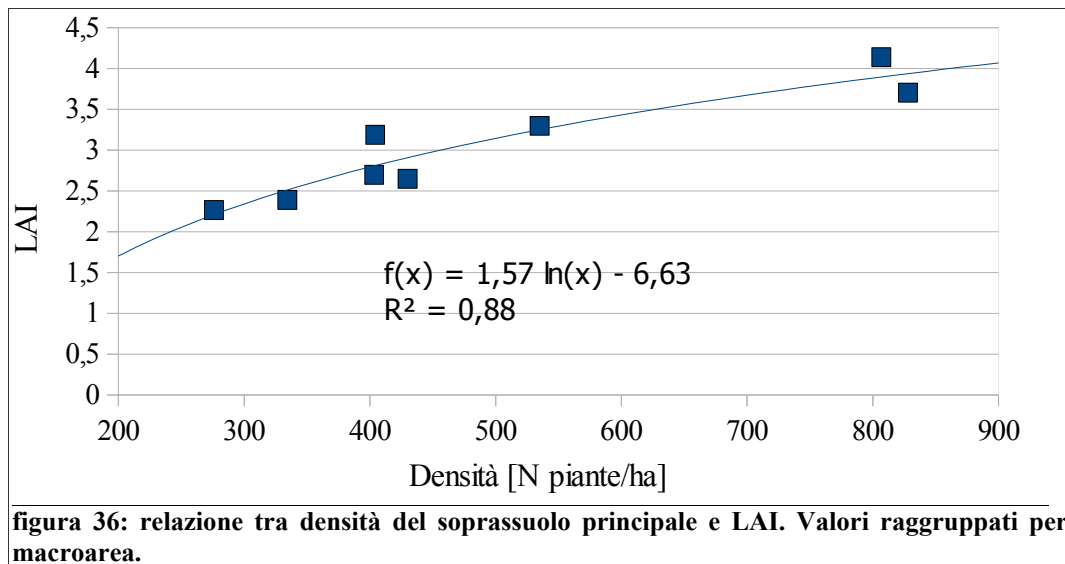
Le curve delle relazioni riferite alle tipologie mostrano coefficienti di determinazione piuttosto bassi ma curve quasi sovrapposte, ad esclusione delle aree di saggio costituite da 3



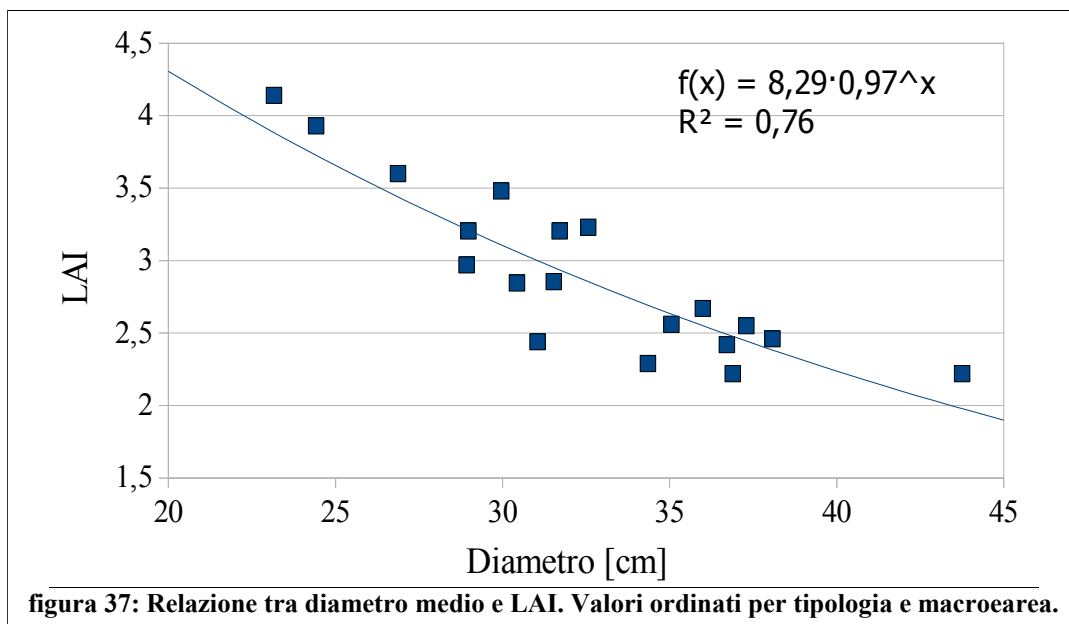
specie. Da 200 a 400 piante/ha la curva relativa ai rimboschimenti a pino domestico coincide con le altre due, a valori maggiori si mantiene sempre al di sopra mentre le curve relative ai rimboschimenti a pino d'Aleppo ed a 2 specie sono quasi coincidenti. Sembra lecito ipotizzare che il pino d'Aleppo influenzi grandemente il LAI anche nei casi in cui non sia la specie preponderante nella composizione del soprassuolo. A densità di circa 450 piante/ha, le curve mostrano di essere coincidenti. A densità inferiori le curve si dispongono secondo il seguente trend: 2 specie > pino d'Aleppo > pino domestico > 3 specie. Mentre a densità superiori hanno trend opposto.

La regressione tra i valori medi di LAI e quelli di densità riferiti a ciascuna macroarea mostrano un coefficiente di determinazione di 0,88 (figura 36). La relazione è espressa dall'equazione $y=1,57*\ln(x)-6,63$.

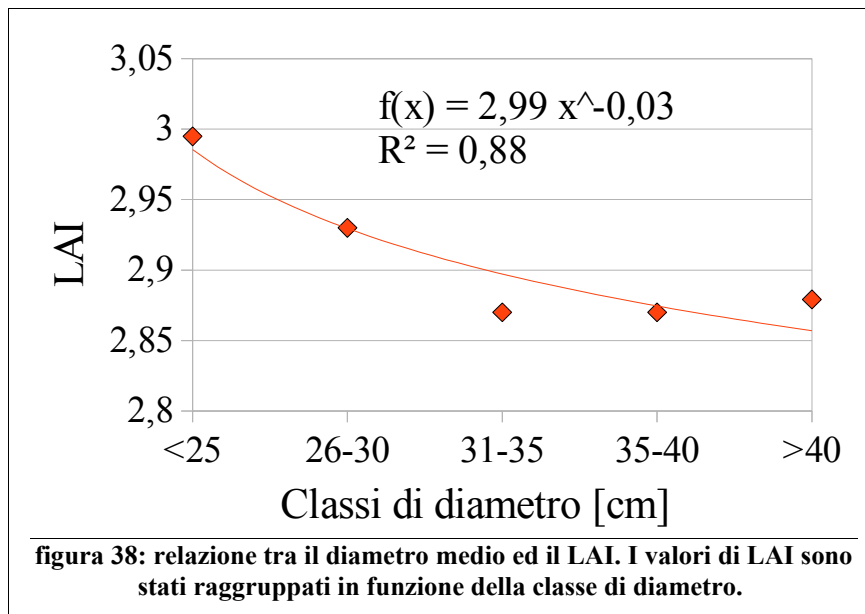
I valori maggiori sono riferiti alle aree di Poggio San Francesco e Piano dell'Occhio, il valore più basso a Pellegrino.



Anche nei confronti del diametro medio, il LAI assume differenze significative. La relazione con il diametro medio è stata valutata analizzando i valori di ciascuna tipologia ($R^2=0,13$), analizzando le medie dei valori ordinati per macroarea e tipologia (figura 37 e figura 39), ed infine ordinati per macroarea (figura 40).



In particolare, la figura 37 mostra l'andamento dei valori medi di categorie scaturite dalla combinazione delle tipologie con le macroaree (ad esempio: Moarda-2 specie, Moarda-3 specie, Raffo Rosso-2 specie etc.). Nella figura 39, invece, gli stessi punti sono ripartiti per tipologia (facendo riferimento agli esempi riportati in precedenza, Moarda-2 specie e Raffo Rosso-2 specie rientrano nella stessa categoria, Moarda-3 specie rientra in un'altra). Infine la figura 38 presenta i valori di LAI raggruppati in funzione delle classi di diametro medio. In



tutti i casi è stata utilizzata un'equazione di tipo esponenziale concordemente a quanto riportato da Wood (2005), Vertessy *et al.* (1995) e Jonckheere *et al.* (2005).

La relazione presentata nella figura 37 mostra un R^2 di 0,76. I valori sembrano mostrare la tendenza ad aggregarsi al variare dell'intervallo diametrico (cfr. figura 38).

Nella figura 39 i dati sono raggruppati in funzione della tipologia forestale ed ulteriormente ordinati per macroarea. I valori di R^2 stimati per ciascuna tipologia mostrano valori $>0,8$ per tutte le tipologie tranne che per quella di rimboschimenti puri a pino d'Aleppo (0,28). I punti appartenenti alla serie dei rimboschimenti puri a pino d'Aleppo, invece, mostrano un R^2 basso ed una pendenza differente rispetto alle altre curve, probabilmente a causa dello scarso numero di punti (4). I rimboschimenti costituiti da 2 specie e monospecifici a pino domestico hanno curve coincidenti con la prima che, investigando un intervallo diametrico molto maggiore, comprende la seconda. La curva che rappresenta i rimboschimenti costituiti da 3 specie ha andamento pressoché parallelo alla precedente ma si pone leggermente più in basso. A parità di diametro medio, dunque, i valori di LAI nei rimboschimenti edificati da 3 specie sono inferiori rispetto a quelli di 2 specie: lo stesso valore di LAI è raggiunto a diametri medi maggiori nei rimboschimenti edificati da 2 rispetto a quelli edificati da 3 specie. La curva che fa riferimento ai valori dei rimboschimenti puri a pino domestico ha un andamento molto differente rispetto alle altre categorie, probabilmente a causa delle caratteristiche della specie e dell'assenza dell'influenza del pino d'Aleppo.

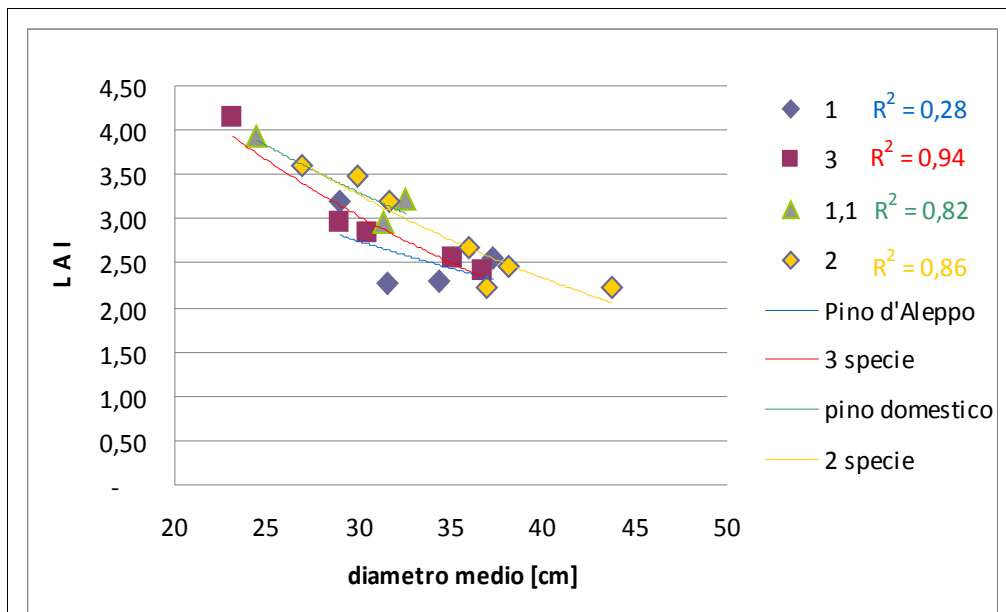


figura 39: Relazione tra diametro medio e LAI. Valori raggruppati per tipologia ed ordinati per macroarea.

Complessivamente la migliore relazione è espressa raggruppando i dati per macroarea (figura 40). In questo caso il coefficiente di determinazione ha un valore di 0,89.

Come visto l'ANOVA non mostra significatività per l'area basimetrica in nessun caso tranne che nei rimboschimenti a pino domestico. Analizzando la relazione del LAI con l'area basimetrica si verifica che le due variabili sono indipendenti ($R^2 = 0,04$). Raggruppando i dati per tipologia, l'unica relazione che mostra significatività è quella riferita ai rimboschimenti puri a pino domestico ($R^2 = 0,7$).

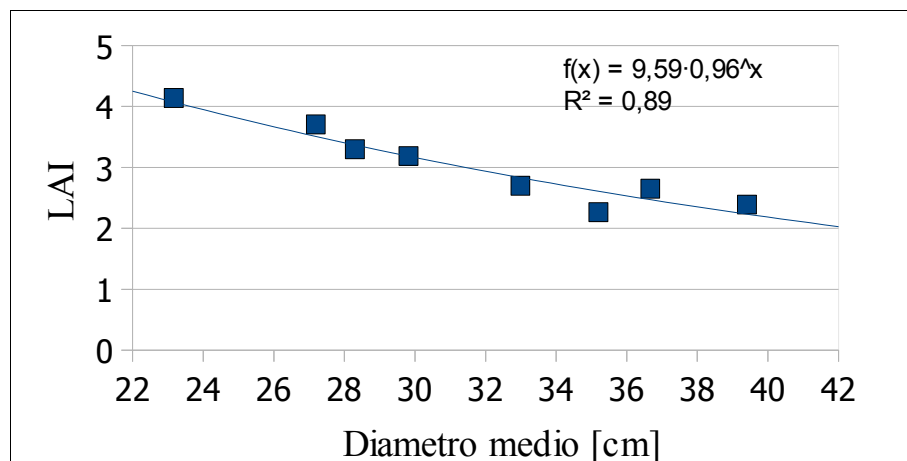


figura 40: relazione tra il diametro medio ed il LAI. Valori medi per macroarea.

3.2.5 LAI e quota

L'andamento del LAI in relazione alla quota varia molto in funzione della tipologia di rimboschimento. Come si può evincere dalla tabella 23, la regressione, calcolata raggruppando i dati per tipologia, è significativa solo per i rimboschimenti puri. Tra questi,

Tipologia di rimboschimento	R ²
pino d'Aleppo	0,85
pino domestico	0,91
2 specie	0,51
3 specie	0,23
complessivo	0,68

tabella 23: analisi della relazione tra LAI e quota, per ciascuna tipologia. I dati sono raggruppati per esposizione.

nelle aree coperte da pino domestico la relazione è più forte ($R^2=0,91$) rispetto a quella calcolata per i rimboschimenti a pino d'Aleppo (0,85). Entrambe le rette di regressione mostrano pendenza e coefficiente di determinazione elevati ma si evidenziano differenze nella pendenza della regressione (figura 41). Infatti mentre quella riferita ai popolamenti di pino d'Aleppo è quasi verticale, l'altra ha una pendenza inferiore.

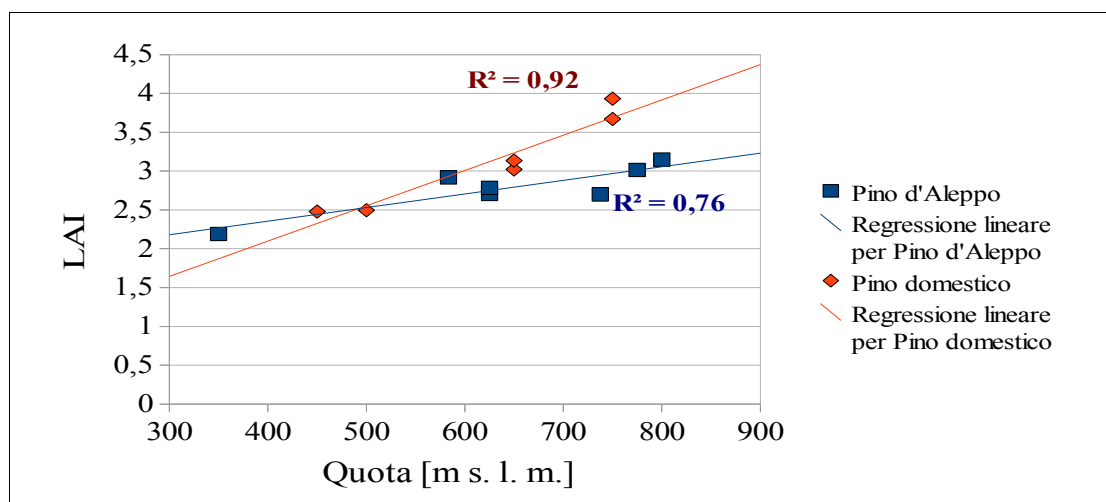
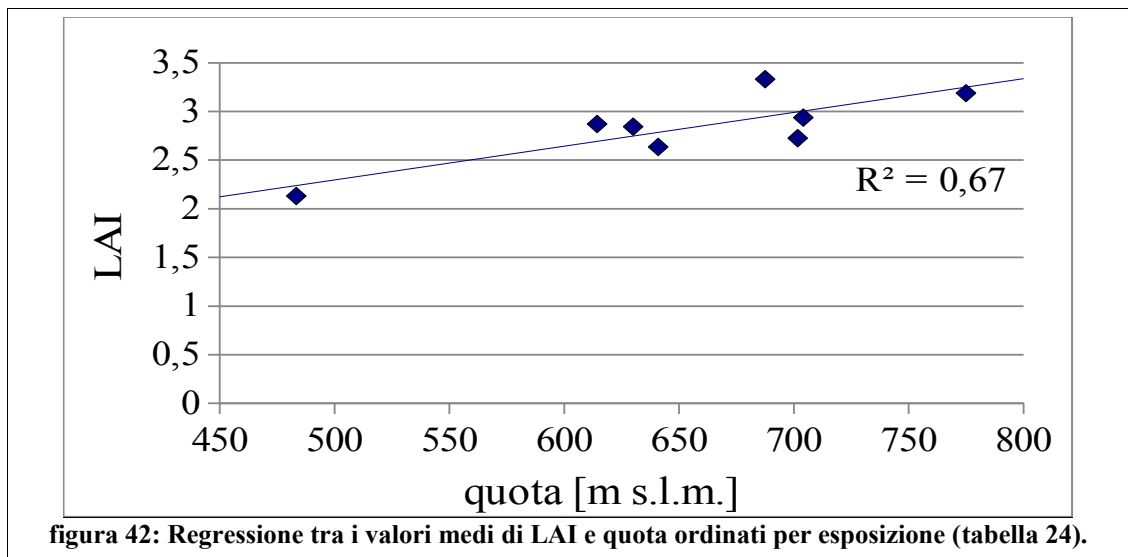


figura 41: Relazione tra i valori medi di LAI e di quota. I valori di LAI sono ordinati per esposizione. Partendo dalle quote più basse per il pino d'Aleppo sono indicati i valori delle esposizioni E, SW, N, NW, NE, SE, S. Per il pino domestico le esposizioni N, NE, NW, S, SE, W.

Il Pino d'Aleppo sembra essere indipendente rispetto alla quota e di avere una buona capacità di adattamento alle condizioni ambientali dell'area oggetto di studio. Al contrario la retta riferita ai popolamenti di pino domestico indica una grande dipendenza della specie alle condizioni ambientali e di adattarsi meglio alle quote superiori ai 650 m s.l.m. (il LAI assume valori maggiori). Alle quote più basse (tra 500 e 650 m s.l.m.), tuttavia, si pone l'80% delle AdS.

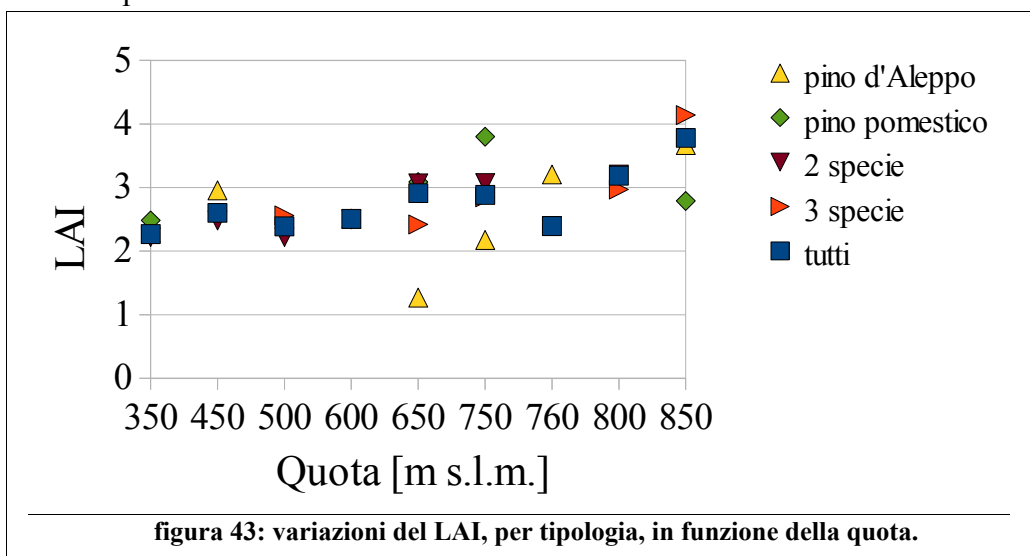


La relazione tra i valori medi di LAI e la quota calcolati ordinando i dati in funzione

esposizione	LAI
E	2,13
N	3,33
NE	2,64
NW	2,87
S	2,94
SE	3,19
SW	2,84
W	2,73

tabella 24: valori medi di LAI in funzione dell'esposizione (cfr. figura 42).

dell'esposizione, è mostrata nella figura 42 ($R^2=0,68$) che evidenzia l'esistenza di un rapporto tra quota ed esposizione nell'influenzare il LAI.



L'influenza della quota sul LAI è confermata dalla figura 43 che, per ciascuna tipologia, mostra le variazioni di LAI in funzione della quota sul livello del mare. Il trend per tutte le tipologie è sempre crescente. Da rilevare che i rimboschimenti a pino domestico mostrano un picco nei valori di LAI a 750 m s.l.m. mentre tutte le altre tipologie lo mostrano ad una quota superiore. Il valore di LAI registrato a 650 m s.l.m. è da considerare un “outlier”.

La relazione tra LAI e copertura è mostrata nella figura 44. L'analisi della relazione tra le due variabili può fornire indicazioni tecniche utili in qualità di supporto alle decisioni gestionali. La relazione è espressa dall'equazione $y = 0,03x + 1,16$. Mediante tale equazione, infatti è possibile stimare il LAI a partire da valori di copertura stimati a vista.

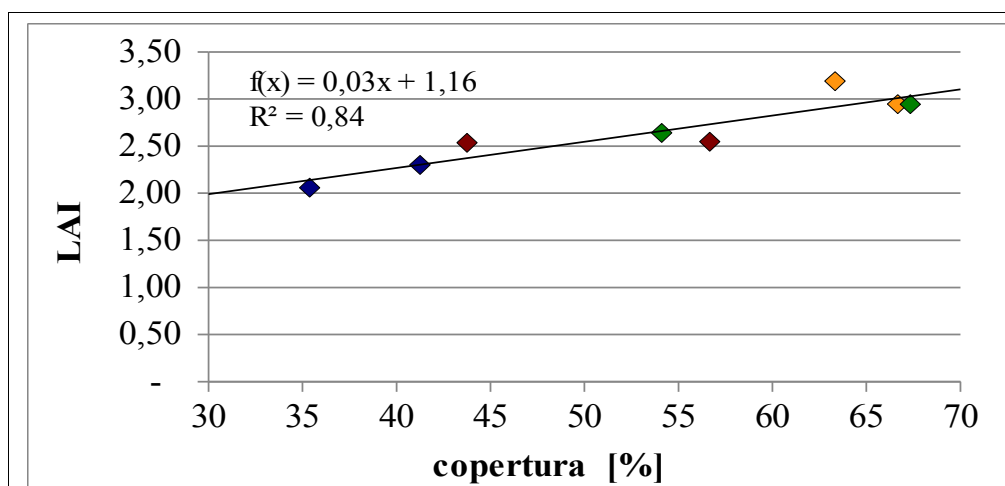


figura 44: relazione tra i valori medi di LAI e di copertura riferiti a *seedling* e *sapling* delle specie oggetto di studio. Blu: pino d'Aleppo. Rosso: cipresso. Verde: leccio. Arancione: roverella.

3.2.6 Rinnovazione

Le esigenze in termini di luce per le singole specie in rinnovazione sono state valutate per mezzo della stima dei valori di LAI del soprassuolo principale e del suo grado di copertura. Secondo le modalità espresse in materiali e metodi la rinnovazione è stata divisa nelle categorie “seedling” e “sapling” in funzione dell'altezza. Le tabelle 25, 26, e 27 mostrano i

Seedling + sapling					
	N	Altezza [cm]	Copertura [%]	LAI_media	St.dev_LAI
leccio	71	17	57	2,70	0,72
pino	80	47	37	2,14	0,74
cipresso	15	48	43	2,54	0,74
roverella	18	16	66	2,99	0,44

tabella 25: Valori medi delle caratteristiche misurate in seconda fase riferiti alla rinnovazione di leccio, pino, cipresso e roverella (N: numero di individui misurati).

valori medi di LAI riferiti a ciascuna specie. In particolare la tabella 25 contiene i valori

riferiti alla rinnovazione di ciascuna specie senza alcuna distinzione in categorie, mentre la tabella 26 e la tabella 27 mostrano, rispettivamente, quelli riferiti a *seedling* e *sapling*.

Dalla prima tabella si evince che a conferma di quanto ipotizzato, i valori medi di LAI, sono congruenti con le esigenze luminose delle specie oggetto di studio. Tra le due specie più diffuse, il leccio mostra una maggiore predilezione per le aree maggiormente coperte (sia in termini di copertura che di LAI), rispetto al pino. Il pino, invece, si comporta come una specie tipicamente eliofila (Zavala *et al.*, 2000).

Seedling					
	N	Altezza [cm]	Copertura [%]	LAI_media	St.dev_LAI
leccio	56	12	54	2,64	0,78
pino	28	14	41	2,3	0,69
cipresso	3	19	57	2,55	0,29
roverella	15	11	67	2,95	0,46

tabella 26: Valori medi delle caratteristiche misurate in seconda fase riferiti ai seedling di leccio, pino, cipresso e roverella (N: numero di individui misurati).

Da tenere in debita considerazione è il comportamento della roverella. La specie mostra valori di LAI elevati ed una bassa deviazione standard rispetto alle altre specie. Il risultato è concordante con quanto riportato in bibliografia. La roverella, infatti, è una specie *light demanding* (Van der Valk), che si adatta bene alle condizioni luminose del margine del bosco (Ranney *et al.*, 1981; Matlack, 1993) e tollera l'ombreggiamento.

Sapling					
	N	Altezza [cm]	Copertura [%]	LAI_media	St.dev_LAI
leccio	15	39	67	2,95	0,39
pino	53	65	35	2,06	0,76
cipresso	12	55	44	2,54	0,81
roverella	3	46	63	3,19	0,23

tabella 27: Valori medi delle caratteristiche misurate in seconda fase riferiti ai sapling di leccio, pino, cipresso e roverella (N: numero di individui misurati).

Un confronto tra i dati mostrati nelle tabelle 26, e 27 mostra delle differenze nelle esigenze delle specie nel corso del processo di insediamento. Mentre il leccio tende ad avere maggiori esigenze in termini di copertura all'aumentare dell'altezza (e quindi dell'età) sia in quantità (LAI) che in qualità (deviazione standard del LAI), il pino mostra esigenze opposte. La tendenza è confermata dalla capacità del leccio di sostituire il pino nelle successioni a causa della maggiore tolleranza all'ombra dei suoi *sapling* (Zavala e Zea, 2004).

Macroarea e specie	LAI (media)	Numero di individui misurati
Casaboli	2,37	81
roverella	2,97	1
leccio	2,77	26
cipresso	2,74	8
orniello	3,29	2
pino	2,01	44
Raffo Rosso	2,27	59
leccio	2,42	26
cipresso	2,20	5
pino	2,14	28
Poggio S. Francesco	3,19	19
roverella	3,12	8
leccio	3,25	10
cipresso	3,14	1
Moarda	2,70	28
roverella	2,88	9
leccio	2,72	9
cipresso	2,03	1
pino	2,59	9

tabella 28: Valori medi di LAI del soprassuolo principale misurati in corrispondenza della rinnovazione.

È da evidenziare la convergenza verso il comportamento del leccio da parte della roverella: diminuzione della tolleranza della luce diretta e numero di seedling più elevato rispetto ai sapling. Infine il cipresso non sembra modificare le proprie esigenze in termini di luce.

Il numero di individui di ciascuna specie analizzati nelle macroaree è funzione della loro distribuzione in ciascuna area ed è proporzionale alla superficie della macroarea. Tuttavia il numero di individui della rinnovazione di ciascuna specie non è stato riferito a nessuna superficie, per cui non indica valori di densità. La macroarea di Casaboli sembra essere quella che offre la maggiore quantità di siti idonei alla rinnovazione di diverse specie, mentre Raffo Rosso e Poggio San Francesco sembrano essere le aree che offrono meno siti. Tuttavia mentre la prima appare come l'area con maggiore xericità, l'altra mostra i valori maggiori in termini di LAI e quindi, presumibilmente, le condizioni ambientali più favorevoli (confermate dall'elevata densità misurata nella prima fase).

La tabella 29 mostra il risultato delle analisi della seconda fase operata secondo lo schema presentato nella figura 17. Secondo la tabella, la densità del soprassuolo principale più

	LAI_misurato	Densità stimata [N piante/ha]	copertura stimata [%]
leccio	2,70	406	55
pino	2,14	257	38
cipresso	2,54	362	50
roverella	2,99	481	64

tabella 29: Valori stimati di densità e copertura più idonei per l'insediamento e lo sviluppo della rinnovazione di leccio, pino, cipresso e roverella.

idonea per la sopravvivenza del leccio è di 406 piante/ha ed una copertura del 55%. Il pino d'Aleppo richiede densità e copertura sensibilmente inferiori (406 piante/ha e 38%). La roverella, come visto, ha esigenze più sciafile rispetto alle altre specie analizzate e richiede densità di circa 480 piante/ha ed una copertura superiore al 60%. Infine, il cipresso sembra adattarsi a condizioni di copertura del 50% e di densità di 481 piante/ha.

4. Conclusioni

In questo capitolo saranno confrontati i risultati delle due fasi di rilievi e verranno espone le conclusioni di questo lavoro.

4.1 Caratteristiche dendrometriche

Il confronto tra i risultati della PCA condotta nelle due fasi (cfr. le figure 22 e 29) mostra una convergenza verso raggruppamenti definiti, corrispondenti alla distribuzione geografica delle macroaree. I raggruppamenti, individuabili nelle figure 22 e 29, possono essere uno strumento per l'individuazione di aree omogenee per la pianificazione degli interventi di rinaturalizzazione su una scala superiore a quella demaniale, solitamente applicata dall'ente gestore (ARFD).

Dall'analisi dei dati riferiti all'esposizione delle AdS, si rileva una concordanza tra i valori di densità media dei soprassuoli principali rilevati nella seconda fase (i più bassi rilevati ad E (318) e SE (350), i più elevati ad W (499) e (576) a N) ed il numero di specie legnose rilevate nella prima fase: valori più elevati alle esposizioni N-NW (>12), ed i più bassi a quelle E-SE (<5). Le esposizioni che consentono le migliori condizioni stazionali sono nord ed ovest, mentre quelle che mostrano le condizioni stazionali meno favorevoli sono quelle di est e sud-est. A livello di macroarea quelle che offrono le migliori condizioni sono così, quelle ubicate nell'area dei monti di Palermo posta a sud-est, mentre la zona nord-occidentale risulta la meno favorevole.

I valori di densità misurati nella prima fase di rilievi (221-1117 piante/ha) concordano con gli estremi misurati nella seconda (191-1047). L'intervallo è perfettamente coerente con i dati dell'INFC (2009) che per le pinete di pini mediterranei della Sicilia stima una densità media di 554,5 piante/ha. L'area basimetrica, invece, presenta valori medi concordanti tra le due fasi (30 m²/ha nella prima e 33 m²/ha nella seconda), ma maggiori rispetto a quanto indicato dall'INFC (2009): 19,2 m²/ha. Si può concludere che nella maggioranza dei casi si tratta di popolamenti in cui, per l'eccessiva densità o per la vetustà degli individui è necessario intervenire.

La relazione tra la densità del soprassuolo principale ed il diametro medio mostra una concordanza tra i valori calcolati nella prima fase ($R^2=0,79$ e $r=-0,89$) e quelli rilevati nella seconda ($R^2=0,69$ ed un $r=-0,83$). Le due variabili hanno, quindi, una relazione inversamente

proporzionale, tuttavia lo schema di campionamento utilizzato nella prima sembra essere più efficiente rispetto a quello utilizzato nella seconda.

L'andamento del LAI rispetto al diametro, ha andamento decrescente in entrambe le fasi, tuttavia, mentre nella prima fase la relazione non risulta significativa e nella seconda lo è solo raggruppando i dati in funzione della tipologia forestale. L'andamento non concorda con quanto indicato in bibliografia (Wood, 2005; Vertessy *et al.*, 1995; Jonckheere *et al.*, 2005), in cui le due variabili mostrano una relazione diretta. La discrepanza è causata dalla diversità di approccio alla misura del LAI (cfr. par. 2.1.3) ed all'influenza dei tronchi sulla stima del PAI. Tuttavia l'andamento è concorde con le relazioni trovate tra LAI e densità e tra la densità ed il diametro medio: all'aumentare della densità del soprassuolo principale, il diametro medio diminuisce ed all'aumentare della densità aumenta il LAI, di conseguenza all'aumentare del LAI diminuisce il diametro medio del soprassuolo.

raggruppamento		Prima fase	Seconda fase
nessuno		0,4	0,74
Macroarea e numero di specie	1		0,28
	2	1	0,86
	3	0,77	0,94
esposizione		0,52	0,69
macroarea		0,58	0,89

tabella 30: valori di R² della relazione tra densità e LAI analizzate nelle due fasi in funzione del tipo raggruppamento.

I valori del coefficiente di determinazione delle relazione tra densità e LAI nelle due fasi mostra valori più elevati in seconda fase tranne che in un caso (cfr. tabella 30).

4.2 LAI

Il confronto tra i valori misurati in prima ed in seconda fase mostra una convergenza dei valori medi intorno a 2,50, ad esclusione del valore riferito alle misure effettuate in seconda fase sui rimboschimenti (cfr. tabella 31). I valori di LAI stimati nella prima fase sono compresi negli intervalli misurati in entrambe le valutazioni fatte in seconda fase. Nonostante l'utilizzo di tre differenti protocolli sperimentali, i valori di LAI mostrano una sostanziale concordanza.

I valori misurati nei rimboschimenti, in seconda fase, sono superiori a quelli stimati in corrispondenza della rinnovazione. Sembra, quindi, che i rimboschimenti presentino

condizioni di copertura (e quindi di LAI) non sempre idonee all'insediamento delle giovani piantine. In questi casi sono necessari interventi di diradamento volti a creare tali condizioni.

LAI			
	prima fase	rinnovazione	rimboschimenti
Media	2,54	2,47	2,90
Errore standard	0,09	0,06	0,10
Intervallo	1,58	3,91	3,28
Minimo	1,65	0,19	1,22
Massimo	3,23	4,10	4,50
Conteggio	17	187	65

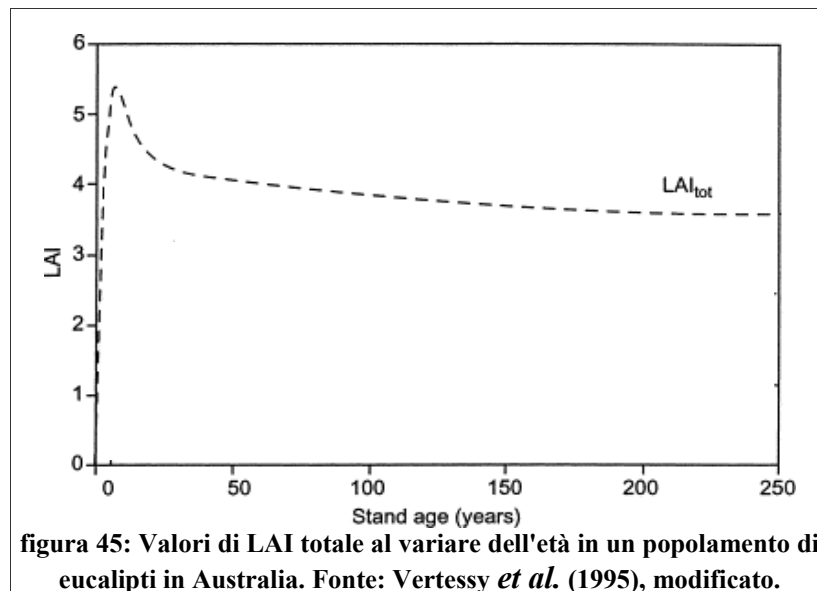
tabella 31: confronto tra alcune caratteristiche delle distribuzioni di LAI.

La grande variabilità riscontrata nei valori di LAI registrati con le misure dei tre protocolli di ricerca trovano ampio riscontro in bibliografia (Bréda, 1999; Walter et Himmler, 1995; Ducrey et Huc, 1998; Joffre *et al.*, 1996).

Il livello crescente del LAI in funzione del numero di specie rilevato nella seconda fase è coerente con l'aumento dell'efficienza che le diverse specie hanno nell'occupare la copertura delle chiome. Allo stesso modo, la copertura di boschi monospecifici a pino domestico è maggiore rispetto a quelli monospecifici a pino d'Aleppo a causa delle diverse caratteristiche delle chiome delle due specie.

I risultati concordano con quanto rilevato in formazioni naturali pure e miste di pino d'Aleppo in Francia (LAI compreso tra 1,7 e 3,5) da Davi *et al.* (2008) e (da 1,30 a 2,39 con densità di 230-400 piante ad ettaro) da Sprintsin *et al.* (2007) in pinete pure di pino d'Aleppo. Lopez-Serrano *et al.* (2000) in formazioni naturali in Spagna hanno rilevato valori compresi tra 1,50 e 4,58 (e media di 2,69) per singole piante e tra 0,27 e 1,67 (errore standard di 0,08-0,11) per l'intero rimboscimento. Occorre precisare, però, che l'area basimetrica dei boschi analizzati da Lopez-Serrano *et al.* (2000) è pari a $16,8 \pm 1,0$ m²/ha (valori caratteristici di popolamenti giovani), mentre l'intervallo riscontrato nei rimboschimenti analizzati nel corso di questo studio è di 16-39 (e una media di $30 \pm 1,7$ m²/ha) che indica una grande variabilità nell'età e nelle caratteristiche dendrometriche. È noto che i rimboschimenti giovani hanno un LAI differente rispetto alle formazioni mature (Walter et Himmler, 1995).

Man mano che il popolamento forestale cresce, infatti, il LAI cresce fino ad un massimo e poi si stabilizza (cfr. figura 45). Questo, in funzione della specie, viene raggiunto ad un'età compresa tra 16 e 50 anni (Schulze, 1982). Spesso i popolamenti di conifere raggiungono il



loro massimo intorno ai 40 anni, poi il LAI si stabilizza fino a quando non viene modificato l'equilibrio.

I protocolli utilizzati, valutati sulla base dell'errore standard, dimostrano di essere equivalenti e che, confermando quanto espresso da Bréda (1999), è necessario un elevato numero di rilievi per stimare correttamente il LAI di un soprassuolo forestale. Inoltre al diminuire della densità aumenta la necessità di infittire lo schema campionario.

4.3 PAR

La stima della PAR è stata effettuata solo nella prima fase dei rilievi. I valori misurati nelle 17 AdS oggetto di analisi rientrano nell'intervallo 2,09-30,84 % (media 15,29%).

Contrariamente a quanto rilevato per altre specie, i valori di PAR misurati all'interno di pinete a pino d'Aleppo sono espressi in valori assoluti ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) piuttosto che relativi (trasmissione [%]). Inoltre mentre la bibliografia riferibile a valori di trasmittanza non consente di effettuare confronti esaustivi a causa del numero limitato di lavori e di una confrontabilità molto bassa con i popolamenti oggetto di studio, quella che presenta valori assoluti consente di effettuare tali confronti. In entrambi i casi, tuttavia, si riscontrano valori di PAR maggiori rispetto a quanto riportato in bibliografia sia sotto copertura che in presenza di buche e *sunflecks*. Inoltre, i valori rilevati nei rimboschimenti puri sembrano indicare una densità delle chiome inferiore rispetto a quelli analizzati in bibliografia.

È largamente accettato che in ambiente mediterraneo l'effetto dell'ombreggiamento consente, principalmente, la diminuzione degli effetti dello stress idrico e la sopravvivenza di un maggior numero di individui della rinnovazione (Quero *et al.*, 2006). I pattern di abbondanza e distribuzione delle specie sono controllati da stress (luce, temperatura, precipitazioni, nu-

trienti, etc.), fattori di disturbo (frane, incendi, scariche elettriche, etc.) e interazione pianta-animale (dispersione del seme, impollinazione, etc.) (Homma *et al.*, 1999). Questi sono fattori regolabili con gli interventi selvicolturali.

I valori di PAR, nel corso dello studio hanno mostrato di influenzare la rinnovazione delle specie arboree. Al fine di favorire una rapida sostituzione di specie nei rimboschimenti oggetto di studio, sembra preferibile intervenire con cautela sui popolamenti forestali attendendo che la rinnovazione sia insediata (superi almeno la fase di *seedling*) prima di effettuare tagli di diradamento, e si dosi l'intensità degli interventi in funzione delle specie arboree che si intende favorire. Così, vanno operati interventi di maggiore intensità nel caso in cui si voglia favorire una o più specie eliofile o tolleranti la luce (nei casi oggetto di studio il pino d'Aleppo), viceversa di minore intensità nei casi in cui si intenda favorire specie tolleranti l'ombra (roverella) o più prettamente sciafile (leccio). Nei rimboschimenti con bassa densità (nel caso oggetto di studio, principalmente popolamenti puri a pino d'Aleppo) è preferibile attendere l'evoluzione spontanea dei popolamenti forestali.

4.4 Rinnovazione

Dal confronto tra le macroaree analizzate nella prima fase di rilievi risulta che la più favorevole (valutata sulla base del numero di individui) per il leccio è Poggio San Francesco, quella meno favorevole Raffo Rosso. L'andamento è confermato dai risultati della seconda fase in cui i valori di LAI misurati in corrispondenza della rinnovazione di leccio mostrano il massimo a Poggio San Francesco (3,25) ed il minimo a Raffo Rosso (2,42).

Il numero di individui di specie arboree in rinnovazione nelle pinete a pino d'Aleppo della Sicilia è di 889 individui/ha (INFC, 2009). Il valore è di gran lunga inferiore a quello registrato nel 75% delle aree di saggio eseguite nei rimboschimenti puri a pino d'Aleppo nel corso di questo studio (tabella 29). La causa di tale discrepanza andrebbe ricercata nei diversi schemi di campionamento applicati nei due lavori.

Come dimostrato nel corso di questo lavoro, il leccio sembra essere un buon estimatore della capacità della rinnovazione delle specie legnose di colonizzare una formazione artificiale. Perciò, tra le macroaree analizzate, appare lecito indicare Poggio San Francesco come l'area più favorevole e Raffo Rosso come quella meno favorevole. La capacità di un rimboschimento di ospitare la rinnovazione naturale sembra essere legata alla presenza di microhabitat in cui essa può insediarsi. Secondo Smit *et al.* (2008) e Hyatt *et al.* (2003), infatti, il successo della rinnovazione non dipende dalla distanza dalla pianta madre: la germinazione dei semi e l'insediamento dei semenzali segue, secondo gli stessi autori,

AdS	area	individui/ha
7	Raffo Rosso	1327
9	Altofonte	34965
14	Raffo Rosso	221
19	Raffo Rosso	2720

tabella 32: Numero di individui ad ettaro della rinnovazione delle specie arboree nei rimboschimenti puri a pino d'Aleppo nelle AdS della prima fase.

l'ipotesi di Janzen-Connell secondo cui nei pressi della pianta madre è maggiore la mortalità dei semenzali a causa di specifici nemici quali predatori e malattie.

I semenzali di molte specie arboree, infatti, traggono profitto dalla protezione delle piante arbustive, nonostante sia possibile rilevare differenze sostanziali nella capacità delle specie di avvantaggiarsene (Castro *et al.* 2002, 2004; Gómez-Aparicio *et al.* 2004; Pulido e Díaz 2005). Gli arbusti garantiscono una buona difesa dei semenzali e creano una serie di micrositii a loro favorevoli (Gómez-Aparicio *et al.*, 2004, 2005; Kennedy e Sousa, 2006; Sanchez-Gomez *et al.*, 2006), inoltre, in loro presenza è stato accertato lo sviluppo di funghi micorizici simbiotici di molte specie, in grado di favorire l'insediamento della rinnovazione delle specie che caratterizzano gli stadi maturi della successione (Horton *et al.*, 1999; Azcon-Aguilar *et al.*, 2003) già dal primo anno (Richard *et al.*, 2009). Tuttavia gli arbusti non svolgono sempre una funzione protettiva. Offrendo riparo ai roditori (Smit *et al.*, 2008), la cui densità, in ambiente Mediterraneo, in genere è maggiore in boschi che contengono uno strato arbustivo denso (Muñoz, 2005), non costituiscono una sufficiente protezione per i semi delle specie arboree, in particolare di quelli di grosse dimensioni (ad esempio ghiande).

4.5 Implicazioni gestionali

Lo schema illustrato nella figura 17 conduce alla stima della più probabile densità idonea alla rinnovazione delle specie arboree analizzate. I valori di densità e copertura stimati con le formule ricavate nella seconda fase sono mostrati nella (tabella 29).

Come visto l'equazione $y=264,85x-310,58$ ($R^2=0,66$) esprime la relazione tra i valori di LAI e densità raggruppati per numero di specie e macroarea. L'equazione $y = 30,22x-26,38$ mette in relazione i valori di LAI al variare della quota ($R^2=0,84$).

Il confronto dei valori mostrati nella tabella 29 con quelli rilevati nel corso della prima fase non mostra una corrispondenza tra i valori di densità del soprassuolo, stimati e quelli misurati. Tuttavia è possibile indicare, per ciascuna specie, un valore di riferimento nella programmazione degli interventi di diradamento. Così, se nell'area di Altofonte il valore di 398 piante/ha non richiede l'esecuzione di interventi perchè prossimo a quelli stimati, nelle

AdS di Poggio San Francesco (in cui la densità dei semenzali di leccio è più elevata rispetto alle altre) sembra ipotizzare un diradamento di circa 200 piante/ha (circa il 30% del numero di individui del soprassuolo principale) nell'AdS 4 e di circa 330 (circa il 45%) nell'AdS 10.

I valori di densità e copertura indicati nella tabella 29 possono essere un punto di riferimento nella pianificazione dei rimboschimenti oggetto di analisi e nella gestione dei

	LAI_misurato	Densità stimata [N piante/ha]	copertura stimata [%]
leccio	2,70	406	55
pino	2,14	257	38
cipresso	2,54	362	50
roverella	2,99	481	64

tabella 33: Valori stimati di densità e copertura più idonei per l'insediamento e lo sviluppo della rinnovazione di leccio, pino, cipresso e roverella.

processi di sostituzione di specie. La densità del popolamento, infatti, condiziona fortemente la rinnovazione: il pino d'Aleppo raggiunge il massimo di valori di densità in boschi a bassa densità (0-100 piante/ha) e tende a zero a densità alte (oltre 1000 piante/ha) (Gómez-Aparicio *et al.*, 2009) a conferma del fatto che è la specie più xerotollerante tra i pini mediterranei (Barbero' *et al.* 1998); il leccio riesce ad insediarsi alle densità maggiori, probabilmente a causa della maggiore tolleranza nei confronti dell'ombra rispetto ai pini (Retana *et al.* 1999, Gómez-Aparicio *et al.* 2006, Niinemets and Valladares 2006). Gómez-Aparicio *et al.*, 2009).

Il coefficiente di variazione del LAI (espresso in percentuale) è stato proposto da Davi *et al.*(2008) come indice del grado di disturbo antropico operato con le operazioni colturali. Nel nostro caso può essere utilizzato come indice della variazione della densità di copertura delle chiome e come parametro della necessità di un intervento di diradamento. Ad alti valori di CV_{LAI} corrisponderà un'elevata diversità spaziale della densità delle chiome. I valori presentati dagli stessi autori per boschi naturali prima di interventi di diradamento erano del 13%, ed in seguito agli interventi del 30-44%. I valori espressi in tabella mostrano una sostanziale concordanza con il secondo intervallo ed una sostanziale concordanza strutturale delle chiome dei popolamenti analizzati con boschi disturbati. Gli stessi autori mostrano una forte variazione nella correlazione tra CV_{LAI} e LAI ($R^2=0,8$ prima del taglio, fortemente negativo, dopo) a dimostrazione del legame esistente tra attività selvicolturali e CV_{LAI} . Nel

caso in esame il coefficiente di determinazione (R^2) con i valori di LAI presenta un valore significativo (0,60; n=15). Il coefficiente di correlazione tra CV_{LAI} e LAI è di -0,78 (n=15).

4.6 Considerazioni conclusive

Questo studio, pur non avendo la pretesa di analizzare in maniera esaustiva tutti gli aspetti, soprattutto quelli tecnici, legati alla rinaturalizzazione dei rimboschimenti dei Monti di Palermo, è riuscito nell'intento di verificarne la consistenza, analizzarne i caratteri dendrometrici ed, ove presenti, esaminare i processi dinamici in atto al loro interno. Inoltre ha analizzato il principale fattore di stress per l'insediamento della rinnovazione arborea nelle condizioni climatiche analizzate: la luce.

Il lavoro, infine, ha proposto un approccio innovativo nell'analisi delle caratteristiche dei popolamenti forestali in cui operare una sostituzione di specie favorendo quelle spontanee. L'approccio, volto a definire la densità del soprassuolo principale più favorevole alla sopravvivenza della rinnovazione naturale delle specie arboree, consente, attraverso l'analisi a vista della copertura del soprassuolo principale, di stimare rapidamente il grado di intervento più idoneo alle specie forestali che si intendono favorire. Questo strumento, pur se elaborato su base sperimentale, si basa su principi statistici che non necessariamente trovano risposta a livello biologico ed ecofisiologico, per cui si ritiene utile proseguire la ricerca verificando sperimentalmente i risultati ottenuti ed aumentare il numero di specie arboree (in rinnovazione) alle quali applicare il metodo.

5. Bibliografia

AAVV, 2001. Segundo Inventario Forestal Nacional. Obra completa. 50 provincias. CD-ROM. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Abate B., Catalano R., Renda P., 1978. Carta geologica dei Monti di Palermo. Istituto di Geologia dell'Università di Palermo.

Aboal J.R., Jimènez M.S., Morales D., Gil P., 2000. Effects of thinning on throughfall in Canary Islands pine forest—the role of fog. *J. Hydrol.* 238, 218-230.

Aceto P., Pividori M., Siniscalco C., 2000. Dinamica evolutiva di popolamenti forestali di neoformazione nel piano montano. *Monti e Boschi* 1: 4-12.

Acherar M., Lepard J. e Debussche M., 1984. La Colonisation des friches par le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Miller) en Languedoc méditerranéen. *Acta Oecol., Oecol. Plant.* 5: 179-189.

Agostani R., 1961. La vegetazione spontanea come guida alla tecnica dei rimboschimenti. Atti del Convegno Nazionale sui Rimboschimenti e sui Boschi Degradati, Firenze, 12-15 aprile 1961.

Alexander R.R., 1984. Natural regeneration of Engelmann spruce after clear cutting in the central Rocky mountains in relation to environmental factors. USDA Forest Service Research Paper RM-254.

Arbez M., 2001. Cultivated forest of South-Atlantic Europe-potentials and research needs. *EFI news* 9: 3-5.

Arianoutsou M. e Ne'eman G., 2000. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the East Mediterranean. In: Ne'eman G. e Trabaud L. (eds), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys, Leiden, The Netherlands.

Aschmann H., 1973. Distribution and Peculiarity of Mediterranean Ecosystems. In: Di Castri F., e Mooney H.A., 1973. *Mediterranean-type ecosystems: origin and structure. Ecological studies: analysis and synthesis. Vol. 7.* Springer. Heidelberg, Germany.

Ashton P.M.S., Harris P.G., Thadani R., 1998. Soil seed bank dynamics in relation to topographic position of a second-growth deciduous forest in southern New England, USA. *Forest Ecology and Management* 111, 15-22.

Aussenac G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Ann. For. Sci.* 57: 287-301.

Avolio S., Bernardini V., Clerici E., Tomaiuolo M., 2009. Funzionalità, vulnerabilità e potenzialità dei rimboschimenti di pino laricio realizzati in Italia meridionale nel secondo dopoguerra. Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, p. 90-94.

Azcon-Aguilar C., Palenzuela J., Roldan A., Bautista S., Vallejo R. e Barea J.M., 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. *Appl Soil Ecol* 22: 29-37.

Barbéro M., Loisel R., Quézel P., Richardson D.M. e Romane F., 1998. Pines of the Mediterranean basin. In: Richardson D.M. (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge.

Barchuk A.H., Valiente-Banuet A. e Díaz M.P., 2005. Effect of shrubs and seasonal variability of rainfall on the establishment of *Aspidosperma quebracho-blanco* in two edaphically contrasting environments. *Austral Ecology*, 30, 695-705.

Baynes, J., Dunn G.M., 1997. Estimating foliage surface area index in 8-year-old stands of *Pinus elliottii* var. *elliottii* - *Pinus caribaea* var. *hondurensis* of variable quality. *Can. J. For. Res.* 27: 1367-1375.

Bazzaz F. A., 1996. *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Bazzaz F. A. e Wayne P.M., 1994. Coping with environmental heterogeneity: the physiological ecology of tree seedling regeneration across the gap-understory continuum. In: Caldwell M.M. e Pearcy R.W. (eds.), *Exploitation of environmental heterogeneity by plants: Ecophysiological processes above- and belowground*. Academic Press, New York.

Bellot J., Bonet A., Sánchez J.R., Chirino E., 2001. Likely effects of land use on the runoff and aquifer recharge in semiarid landscape using a hydrological model. *Landscape Urban Plann* 55: 41-43.

Bellot J., Maestre F.T., Chirino E., Hernández N., de Urbina J.O., 2004. Afforestation with *Pinus halepensis* reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area. *Acta Oecologica* 25: 7-15.

Bernetti G., 1987. I boschi della Toscana. *Quaderni di Monti e Boschi*, Edagricole, p. 145-154.

Bernetti G., 2000. Problemi e prospettive della selvicoltura nell'Appennino Centro Settentrionale. *Atti del Secondo Congresso Nazionale di Selvicoltura*, Venezia 24-27 giugno 1998, 2: 79-119.

Bernetti G., 2003. Il taglio a buche nella rinaturalizzazione delle pinete d'impianto. *L'Italia Forestale e Montana*, 58: 143-145.

Bernetti G., 2005. *Atlante di selvicoltura. Dizionario illustrato di alberi e foreste*. Edagricole, Bologna.

Bonneh O., 2000. Management of planted pine forests in Israel: past, present and future. In: Ne'eman G. e Trabaud L., 2000, *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, The Nederland.

Bradshaw A.D., 1997. What do we mean by restoration? In *Restoration Ecology and Sustainable Development*, Urbanska K.M., Webb N.R. E Edwards P.J. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 8.

Bran D., Lobreaux O., Maistre M., Perret P., Romane F., 1990. Germination of *Quercus ilex* and *Q. pubescens* in a *Q. ilex* coppice. Long-term consequences, *Vegetatio* 87: 45-50.

Bréda N., 1999. L'indice foliaire des couverts forestiers : mesure, variabilité et rôle fonctionnel, *Rev. For. Fr. LI. 2*: 135-150.

Bréda N., 2003. Ground - based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany* 392: 2403-2417.

Bréda N., Granier A., Aussenac G., 1995. Effects of thinning on soil water balance and tree water relations, transpiration and growth in oak forest (*Quercus petraea* (Matt) Liebl.). *Tree Physiol.* 15: 295-306.

Broncano M.J., Riba M. e Retana J., 1998. Seed germination and seedling performance of two Mediterranean tree species, holm oak (*Quercus ilex* L.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.): a multifactor experimental approach. *Plant Ecol.* 138: 17-26.

Brooker R.W., Maestre F.T., Callaway R.M., Lortie C.L., Cavieres L.A., Kunstler G., Liancourt P., Tielbörger K., Travis J.M.J., Anthelme F., Armas ., Coll L., Corcket E., Delzon S., Forey E., Kikvidze Z., Olofsson J., Pugnaire F., Quiroz C.L., Saccone P., Schiffers K., Seifan M., Touzard B. e Michalet R., 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, 96: 18-34.

CAB International, 2002. Pines of silvicultural importance. Compiled by the forestry compendium, CAB International. CABI Publishing. New York, USA.

Cairns J.Jr., 1986. Restoration, Reclamation, and regeneration of degraded or destroyed ecosystems, in *Conservation Biology*, Soule M.E. (Ed.), Sinauer Publishers, Ann Arbor, MI, 465.

Canham C.D., 1988. An index for understory light levels in and around canopy gaps. *Ecology* 69: 1634-1638.

Canaham C.D., 1989. Growth and canopy architecture of shade tollerant trees: Response to canopy gaps. *Ecology* 69: 786-795.

Canham C.D., 1990. Suppression and release during canopy recruitment in *Fagus grandifolia*. *Bull. Torrey Bot. Club* 117: 1-7.

Carlyle J.C., 1998. Relationships between nitrogen uptake, leaf area, water status and growth in an 11-year-old *Pinus radiata* plantation in response to thinning, thinning residue and nitrogen fertilizer. *Forest Ecology and Management* 108: 41-55.

Carnevale N.J., Montagnini F., 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163: 217-227.

Catalano R., Di Maggio C., 1996. Sovrapposizione tettonica delle Unità Imeresi sulle Panormidi nei Monti di Palermo (Sicilia). *Naturalista Siciliano* 3-4: 147-166.

Castro J., Zamora R., Hodar J.A. e Gómez J.M., 2002. Use of shrubs as nurse plants: A new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10: 297-305.

Castro J., Zamora R., Hodar J.A., Gómez J.M. e Gómez-Aparicio L., 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: A 4-year study. *Restoration Ecology* 12: 352-358.

Cavallin N. e Vasseur L., 2009. Red spruce regeneration dynamics across a gradient from Acadian forest to old field in Greenwich, Prince Edward Island National Park, Canada. *Plant Ecology* 201: 169-180.

CBD, 2000. Report of the fifth meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. UNEP/CBD/COP/5/23.

Chason J.W., Baldocchi D.D e Huston M.A., 1991. A comparison of direct and indirect methods for estimating forest canopy leaf area. *Agricultural and Forest Meteorology* 57: 107-128.

Chazdon R.L., 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320: 1458-1460.

Chazdon R.L. e Fetcher N., 1984. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rainforest in Costa Rica. *J. Ecol.*, 72: 553-564.

Chen J.M., Black T.A. e Adams R.S., 1991. Evaluation of hemispherical photography for determining plant area index and geometry of a forest stand. *Agric. For. Meteorol.* 56: 129-143.

Chen J.M., Rich P.M., Gower S.T., Norman J.M., Plummer S., 1997. Leaf area index of boreal forests: theory, techniques and measurements. *J. Geophys. Res.* 102: 24429-24443.

Chiesi M, Maselli F., Moriondo M., Fibbi L., Bindi M., Running S.W., 2007. Application of BIOME-BGC to simulate Mediterranean forest processes. *Ecological Modelling* 206: 179-190.

Chirino E., Bonet A., Bellot J. e Sánchez J.R., 2006. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semi-arid landscape in south eastern Spain. *Catena* 65: 19-29

Ciancio O. (ed.), 2000. Piano di gestione e rinaturalizzazione dei rimboschimenti di Monte Morello-periodo 2001-2010. Accademia Italiana di Scienze Forestali-Provincia di Firenze.

Ciancio O., Nocentini S., 1994. Gurnaud's control method and silviculture on natural basis: a forest management and silvicultural question. Il metodo del controllo del controllo e la selvicoltura su basi naturali: un problema culturale e di gestione forestale. *L'Italia forestale e montana* 4: 336-356.

Ciancio O., Nocentini S., 1995. Nuovi orientamenti in Selvicoltura. In: Giornate di studio sul "Global Change", il verde per la difesa e il ripristino ambientale. sesta giornata: il ruolo della selvicoltura per la difesa e il ripristino dell'ambiente. I Georgofili. Atti dell'Accademia dei Georgofili. 7. Ser., vol. XLII:11-153.

Ciancio O. e Nocentini S., 1997. Systemic silviculture: scientific and technical consequences. *La selvicoltura sistemica: conseguenze scientifiche e tecniche. L'Italia Forestale e Montana* 51: 112-130.

Ciancio O., Corona P., Marchetti M. e Nocentini S., 2003. Systemic forest management and operational perspectives for implementing forest conservation in Italy under a pan-European framework. *Proceedings, XII World Forestry Congress, Vol. B - Outstanding Paper, Level 1, Quebec City*: 377-384.

Clinton B.D., 2003. Light, temperature, and soil moisture responses to elevation, evergreen understory, and small canopy gaps in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 186 (2003): 243-255.

Coker G.W.R., 2006. Leaf Area Index in Closed Canopies: An indicator of site quality. *Master of Forest Science Thesis Abstracts. University of Canterbury, School Of Forestry*.

Connell J.H. e Slatyer R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.

Conservation international: <http://www.conservation.org/Pages/default.aspx> verificato il 31/01/2011.

Corona P., 2000. *Introduzione al rilevamento campionario delle risorse forestali*. Edizioni Cusl, Firenze.

Corona P., Leone V., Saracino A., 1998. Plot size and shape for the early assessment of post-fire regeneration in Aleppo Pine Stands. *New Forests* 16: 213-220, 1998.

Covone F., 2007. *Analisi strutturale e funzionale dei sistemi vegetazionali presenti nel Parco Regionale dei Castelli Romani*. Tesi di dottorato XVIII ciclo.

Cullotta S., 2004. *Diradamenti e rinaturalizzazione delle pinete artificiali mediterranee. Un caso di studio nei monti di Palermo*. Collana Sicilia Foreste. Dipartimento Azienda Regionale Foreste Demaniali. vol. 21. Palermo.

Cullotta S., Pizzurro G.M., Garfi G. e La Mantia T., 2003. *Analisi dei processi di rinaturalizzazione nelle pinete artificiali mediterranee dei monti di Palermo (Sicilia Nord-occidentale)*. SISEF Atti 3: 457-466.

Cullotta S., La Mela Veca D.S., Pastorella F., Maetzecke F.G., 2011. *Forest regeneration: a meta-analysis of research approaches towards a common definition (with special reference to the Mediterranean environment)*.

Cummings J., e Reid N., 2008. Stand-level management of plantations to improve biodiversity values. *Biodiversity and Conservation* 17: 1187-1211.

Cutini, A., 1996. The influence of drought and thinning on leaf area index estimates from canopy transmittance method. *Ann. Sci. For.* 53: 595-603.

Cutini A., 2002. Litterfall and Leaf Area Index in the CONECOFOR Permanent Monitoring Plots. *J. Limnol.* 61: 62-68.

Cutini A., Matteucci G., Mugnozza G.S., 1998. Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI-2000 in deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 105: 55-65.

Czarnowski M., Cebula St., 1996. Effect of leaf area index on spectral transmittance of solar radiation in greenhouse cultivation of sweet pepper plants. *Folia Horti* 8/1: 53-72.

D'Alessandro C.M., Borghetti M., Saracino A., 2005. Comportamento ecofisiologico di latifoglie forestali nei processi di rinaturalizzazione di piantagioni di conifere. *L'Italia Forestale e Montana* 60: 429-445.

D'Ippolito A., Iovino F., Nicolaci A., Veltri A., 2007. Dinamiche dei popolamenti del pino d'aleppo negli alvei delle fiumare dell'Alto Ionio cosentino. *L'Italia Forestale e Montana* 2: 65-79.

Dai X., 1996. Influence of light conditions in canopy gaps on forest regeneration: a new gap light index and its application in a boreal forest in east-central Sweden, *For. Ecol. Manage* 84: 187-197.

Davi H., Baret F., Huc R., Dufrière E., 2008. Effect of thinning on LAI variance in heterogeneous forests *Forest Ecology and Management* 256: 890-899.

Deblonde G., Penner M., Royer. A., 1994. Measuring leaf area index with the LI-COR LAI-2000 in pine stands. *Ecology* 75: 1507-1511.

De la Torre A., Alias, L.J., 1996. Suelos y vegetación en el Alto Vinalopó . Universidad de Alicante, Alicante.

De las Heras J., Martínez-Sánchez J.J., González-Ochoa A.I., Ferrandis P., 2002. Establishment of *Pinus halepensis* Mill. saplings following fire: effects of competition with shrub species. *Acta Oecologica* 23 : 91-97.

De Lillis M. e Lonati G., 1995. Studio delle variazioni microclimatiche e delle variazioni di azoto fogliare in un bosco di *Quercus ilex*. *Giornale botanico italiano* 129: 140.

De Philippis A., 1958. *Lezioni di Selvicoltura Speciale*. Firenze.

Dia M.G., Maniscalco M., Raimondo F.M., 1997. Caratterizzazione della diversità forestale e briofitica dei Monti di Palermo in rapporto agli indirizzi di gestione naturalistica del territorio. *Quad. Bot. Ambientale Appl.* 8: 109-125.

Di Castri, F. e Mooney, H.A. 1973. *Mediterranean-type ecosystems: origin and structure. Ecological studies: analysis and synthesis. Vol. 7.* Springer. Heidelberg, Germany.

Di Castri F., Goodall D.W. e Specht R.L. (eds.), 1981. *Mediterranean-type shrublands.* Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam.

Dietz J., Hölscher D., Leuschner C., Hendrayanto, 2006. Rainfall partitioning in relation to forest structure in differently managed montane forest stands in Central Sulawesi, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 237: 170-178.

Drago A., 2005. Atlante climatologico della Sicilia - seconda edizione. *Rivista Italiana di Agrometeorologia* 2: 67-83.

Dreyfus P., 2001. Gestion d'une évolution forestière majeure de l'Arrière-Pays Méditerranéen: la maturation sylvigénétique des pinèdes pionnières. Conséquences pour la Biodiversité sur le Site Pilote du Mont-Ventoux. Rapport final de la Convention GIP ECOFOR (No 98.24)/INRA 1998, INRA Recherches Forestières, Avignon, France.

Ducrey M., Huc R., 1999. Effets de l'éclaircie sur la croissance et le fonctionnement écophysiological d'un taillis de Chêne vert. *Revue forestière française* 2: 326-340.

EFI, 2007. Plantation or Conversion - the debate. European Forest Institute, Discussion Paper, 13, 2007.

Emberger L., 1954. Une classification biogéographique des climats. *Rec. Trav. Lab. Bot. Géol. Zool. Univ. Montpellier Sér. Bot.* 7: 3-43.

Emberger L., Gaussen G., Kassas, De Philippis A., 1962. Bioclimatic map of the Mediterranean Region. UNESCO-FAO.

Espelta J.M., 1996. La regeneració de boscos d'alzina (*Quercus ilex* L.) y pin blanc (*Pinus halepensis* Mill.): estudi experimental de la resposta de les plàntules a la intensitat de illumi a la disponibilitat d'aigua. Ph.D. Thesis. Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona.

Espelta J.M., Riba M., Retana J., 1995. Patterns of seedling recruitment in West Mediterranean coppiced holm-oak (*Quercus ilex* L.) forests as influenced by canopy development, *J. Veg. Sci.* 6: 645-672.

EUFORGEN, 2009. Distribution map of Aleppo pine. Online: www.euforgen.org

Fady B., Semerci H. e Vendramin G.G., 2003. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for Aleppo pine (*Pinus halepensis*) and Brutia pine (*Pinus brutia*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 6 pag.

FAO, 2006. Global planted forests thematic study. Results and analysis. *Planted Forests and Trees Working Paper No. FP38*. Roma, Italy.

FAO, 2010. Global Forest Resource Assessment 2010. Mean report. Roma, Italy.

Ferrandis P., de las Heras J., Herranz J.M., Martínez-Sánchez J.J., 2001. Influence of a low-intensity fire on a *Pinus halepensis* Mill. forest seed bank and its consequences on the early stages of plant succession. *Isr. J. Plant Sci.* 49: 105-114.

Gholz H.L., Grier C.C., Campbell A.G., Brown A.T., 1979. Equation for estimating biomass and leaf area of plants in the Pacific Northwest. Oregon State University. *For. Res. Lab. Res. Pap.*, 41.

Giacobbe A., 1962. L'ecologia dei rimboschimenti. *Annali Accademia di Scienze Forestali* 11: 17-40.

Gianguzzi L., 2004. L'evoluzione del paesaggio vegetale del comprensorio in una prospettiva storica. Il paesaggio vegetale della Riserva Naturale Orientata "Bosco della Ficuzza, Rocca Busambra, Bosco del Cappellere, Gorgo del Drago". In Gianguzzi L. (a cura di), *Il paesaggio vegetale del comprensorio in una prospettiva storica*. Collana Sicilia Foreste 22: 21-46. Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana, Palermo.

Gianguzzi L., D'Amico A., Caldarella O., 2007. La flora vascolare dei Monti di Palermo. *Collana Sicilia Foreste* 36: 6-12. Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana, Palermo.

Gil L., Gordo J., Alía R., Catalán G. e Pardos J.A., 1990. *Pinus pinaster* Aiton en el paisaje vegetal de la Península Ibérica. *Ecología, Fuera de Serie* n° 1, 469-495.

Gil L. e Prada M.A., 1993. Los pinos como especies básicas en la restauración forestal en el medio mediterráneo. *Ecología* 7: 113-125.

Gil, L., Díaz-Fernández, P.M., Jiménez, M.P., Roldán, M., Alía, R., Agúndez, D., *et al.*, 1997. Regiones de Procedencia de *Pinus halepensis* Mill., DGCN (Ministerio de Medio Ambiente), Madrid.

Giunta G., 1985. Problematiche ed ipotesi sul Bacino Numidico nelle Maghrebidi siciliane. *Boll. Soc. Geol. It.*, 104: 239-256.

Gómez-Aparicio L., Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J. e Baraza E., 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14: 1128-1138.

Gómez-Aparicio L., Valladares F., Zamora R. e Quero J.L. 2005. Response of tree seedlings to the abiotic heterogeneity generated by nurse shrubs: an experimental approach at different scales. *Ecography* 28: 757-768.

Gómez-Aparicio L., Valladares F. e Zamora R., 2006. Differential light responses of Mediterranean tree saplings: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. *Tree Physiology* 26: 947-958.

Gómez-Aparicio L., Zamora R., Castro J. e Hódar J.A., 2008. Facilitation of tree saplings by nurse plants: microhabitat amelioration or protection against herbivores? *Journal of Vegetation Science* 19:161-172.

Gómez-Aparicio L., Zavala M.A., Zamora R., 2009. Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecological Applications* 19: 2124-2141.

Gower S.T., Chapman J.W., Volin J.C. e Hagen A.E., 1991. Stem biomass growth of four plantation-grown conifer species in southwestern Wisconsin. *Northern Journal of Applied Forestry* 8: 26-28.

Gower S.T., Norman J.M., 1991. Rapid estimation of leaf area index in conifer and broad-leaf plantations. *Ecology* 72: 1896-1900.

Gracia M., Retana J. e Picò F.X., 2001. Seedling bank dynamics in managed holm oak (*Quercus ilex*) forests. *Ann. For. Sci.* 58: 843-852.

Gratani L., Crescente M.F., 2000. Map-makings of plant biomass and leaf area index for management of protected areas. *Aliso* 19:1-11.

Gratani L., Bombelli A., Crescente M.F., 2003. Leaf area index (LAI) map of a protected area within the caldera of Vico Lake (Italy), *Plant Biosyst.* 137: 141-148.

Grubb P.J., 2002. Leaf form and function - toward a radical new approach. *New Phytol.* 155: 317-320.

Gugliotta O.I., Mercurio R., Albanesi E., 2006. Dinamiche della rinnovazione naturale in tagli a buche in pinete di pino laricio (*Pinus laricio* Poiret) dell'Appennino meridionale. *Forest@* 3 : 380-386. [online] URL: <http://www.sisef.it/>

Haglöf Sweden, 2002. Manuale d'uso, Vertex III e trasponder T3 v. 2002/09. Allemano Instruments. On line: <http://www.tecnix.it/man/Manuale%20Vertex%20III%20360.pdf>. Verificato il 03/02/2011.

Halpern B.S., Silliman B.R., Olden J.D., Bruno J.P. e Bertness M.D., 2007. Incorporating positive interactions in aquatic restoration and conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 153-160.

Hansen J., Spiecker H., von Teuffel K. (eds.), 2003. The Question of Conversion of Coniferous Forests. Abstracts of the International Conference 27 September - 02 October 2003 Freiburg im Breisgau, Germany.

Harfouche A., 2003. Variation and Population Structure in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) in Algeria. *Silvae genetica*, 5-6: 244-249.

Harrington C.A., 1999. Forests planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forest* 17: 175.

Herranz J.M., Martínez-Sánchez J.J., Marín A., Ferrandis P., 1997. Post fire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semi arid area in Albacete province (southeastern Spain). *Écoscience* 4: 86-90.

Homma K., Akashi N, Abe T., Hasegawa M., Harada K., Hirabuki Y., Irie K., Kaji M., Miguuchi H., Mizoguchi N., Mizunaga H., Nakashizuka T., Natume S., Niiyama K., Ohkubo T., Sawada S., Sugita H., Takatsuki S. e Yamanaka N., 1999. Geographical variation in the early regeneration process of Siebold's Beech (*Fagus crenata* BLUME) in Japan. *Plant Ecology* 140: 129-138.

Horton T.R., Bruns T.D. e Parker V.T., 1999. Ectomycorrhizal fungi associated with *Arctostaphylos* contribute to *Pseudotsuga menziesii* establishment. *Can J Bot* 77: 93-102.

Hyatt L.A., Rosenberg M.S., Howard T.G., Bole G., Fang W., Anastasia J., Brown K., Grella R., Hinman K., Kurdziel J.P. e Gurevitch J. 2003. The distance dependence prediction of the Janzen-Connell hypothesis: a meta-analysis. *Oikos* 103: 590-602.

IGM, 2010. Catalogo interattivo. On line: <http://www.igmi.org/ware/>. Verificato il 08/02/2011.

INFC, 2007. Le stime di superficie 2005 - Prima parte. Autori G. Tabacchi, F. De Natale, L. Di Cosmo, A. Floris, C. Gagliano, P. Gasparini, L. Genchi, G. Scrinzi, V. Tosi. *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. MiPAF - Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA - ISAFSA, Trento. [on line] URL: <http://www.infc.it>.

INFC, 2009. I caratteri quantitativi 2005 - parte 1, vers. 2. Autori P. Gasparini, F. De Natale, L. Di Cosmo, C. Gagliano, I. Salvadori, G. Tabacchi e V. Tosi. *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. MiPAAF - Ispettorato Generale Corpo Forestale dello Stato, CRA-MPF, Trento.

Iodice C., 2007. *Compendio di statistica*. Edizione Simone. Napoli.

Jack S.B., Long J.N., 1991. Response of leaf area index to density for two contrasting tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 1760-1764.

Jacovides C.P., Timvios F.S., Papaioannou G., Asimakopoulos D.N., Theofilou C.M., 2004. Ratio of PAR to broadband solar radiation measured in Cyprus. *Agricultural and Forest Meteorology* 121: 135-140.

Joffre R., Rambal S., Romane F., 1996. Local variations of ecosystem functions in Mediterranean evergreen oak woodland. *Annales des Sciences forestières* 53: 561-570.

Joliffe I. T., 2002. *Principal component analysis*. Springer series in statistics. Springer. ISBN 0387954422.

Jonckheere I., Muys B., Coppin P., 2005. Allometry and evaluation of in situ optical LAI determination in Scots pine: a case study in Belgium. *Tree Physiology* 25: 723-732.

Jordan C.F. e Farnworth E.G., 1982. Natural vs. plantation forests: A case study of land reclamation strategies for the humid tropics. *Environmental Management* 6: 485-492.

Kaufmann M.R., Troendle C.A., 1981. The relationship of leaf area and foliage biomass to sapwood conducting area in four subalpine forest trees species. *Forest Sci.* 27: 477-482.

Kazanis D. e Arianoutsou M., 1996. Environmental responses of vegetation composition along an altitudinal-climatic gradient of Western Crete, Greece. IV BBC, Proceedings. Sofia.

Kenk G., Guehne S., 2001. Management of transformation in central Europe. *Forest Ecology and Management* 151: 107-119.

Kennedy P.G. e Sousa W.P., 2006. Forest encroachment into a Californian grassland: examining the simultaneous effects of facilitation and competition on tree seedling recruitment. *Oecologia* 148: 464-474.

Kint V., Geudens G., Mohren G.M.J., Lust N., 2006. Silvicultural interpretation of natural vegetation dynamics in ageing Scots pine stands for their conversion into mixed broadleaved stands. *Forest Ecology and Management* 223: 363-370

Knight C.A., Ackerly D.D., 2003. Evolution and plasticity of photosynthetic thermal tolerance, specific leaf area and leaf size: congeneric species from desert and coastal environments. *New Phytol.* 160: 337-347.

Kobe R., Pacala S.W., Silander J.A. e Canham C.D., 1993. Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. *Ecol. Appl.* 3:517-532.

Kutiel P., 1997. Spatial and temporal heterogeneity of species diversity in a Mediterranean ecosystem following fire. *International Journal of Wildland Fire*, 7:307-315.

Kutiel P., 2000, Plant Composition and Plant Species Diversity in East Mediterranean Pinus Halepensis Mill. Forests. In: Ne'eman G. e Trabaud L., 2000, Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, The Nederland. pp 143-152

La Mantia T., Pasta S., 2001. La rinaturalizzazione dei rimboschimenti: proposte metodologiche ed ipotesi di intervento nella Riserva Naturale "Grotta di Santa Ninfa". In: *Naturalista Siciliano*, S. IV, XXV (Suppl.), 2001.

La Marca O., 1983. Il problema degli schianti nei boschi. Ricerche sperimentali su alcuni popolamenti di conifere. *Ann. Acc. Ital. Sci. For.* XXXII: 69-114.

La Marca O., 1984a. Sulla densità di coltivazione di alcuni soprassuoli di douglasia. *Ricerche Sperimentali di Dendrometria e Auxometria*, X: 5-39.

La Marca O., 1984b. Risultati dei primi cinque anni di osservazioni su popolamenti di douglasia (*Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco) sottoposti a prove di diradamento. *L'Italia Forestale e montana* XXXIX: 333-349.

La Marca O., Scotti R., Semerari P., Tomaiuolo M., Torrini L., Ceccotti A., 1993. Ulteriori indagini sugli schianti in boschi di abete bianco. *L'Italia Forestale e montana* XLVIII: 63-82.

Lamb D., Erskine P.D. e Parrotta J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632.

Law B.E, Cascatti A., Baldocchi D.D., 2001. *Tree Physiology*, 2001 Aug ;21 (12-13): 777-787.

Lemenih M., Gidyelew T., Teketay D., 2004. Effects of canopy cover and understory environment of tree plantations on richness, density and size of colonizing woody species in southern Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 194: 1-10.

Leone V., Lovreglio R., 2004. Conservation of Mediterranean pine woodlands: scenarios and legislative tools. *Plant ecology* 171: 221-235.

Li Z., 2010. Improved Leaf Area Index estimation by considering both temporal and spatial variations. Tesi di Laurea. Università di Saskatchewan. Saskatoon. Canada.

LI-COR, 1990. LAI-2000 plant canopy analyzer. Instruction manual. LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA.

LI-COR, 2008. Comparison of Quantum Sensors with Different Spectral Sensitivities. Technical Note 126.

LI-COR: <http://www.licor.com/> verificato il 10/02/2011.

López-Serrano F. R., Landete-Castillejos T., Martínez-Millán J., Del Cerro-Barja A., 2000. LAI estimation of natural pine forest using a non-standard sampling technique. *Agricultural and Forest Meteorology* 101: 95-111.

Lorimer C.G., 1989. Relative effects of small and large disturbances on temperate hardwood forest structure. *Ecology* 70: 565-567,

Lovreglio R., Leone V., 1999. Stima della mortalità post-incendio in *Pinus halepensis* Mill. *Legno Cellulosa e Carta* 3/4: 20-26.

Maestre F.T., Bautista S., Cortina J. e Bellot J., 2001. Potential for using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11: 1641-1655.

Maetzke F.G., 2006. La gestione sostenibile di foreste aventi funzioni ecologiche, naturalistiche e ricreative in aree periurbane: un caso di studio. Tesi di dottorato di ricerca in Economia, Pianificazione Forestale, Tecnologia del Legno. Università di Firenze. 28/04/2006.

Malcolm D.C., Mason W.L., Clarke G.C., 2001. The transformation of conifer forests in Britain - regeneration, gap size and silvicultural systems. *Forest Ecology and Management* 151: 7-23.

Marchetti M (ed.), 2004. monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality. *EFI Proceedings* No. 51.

Martínez-Sánchez, J.J., Herranz, J.M., Guerra, J., Trabaud, L., 1996. Natural re-colonisation of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Aiton in burnt forests of the Sierra de Alcaraz-Segura mountain system (SE Spain). *Ecol. Mediter.* 22: 7-24.

Martínez-Sánchez J.J., Herranz J.M., Guerra J., Trabaud L., 1997. Influence of fire on plant regeneration in a *Stipa tenacissima* L. community in the Sierra Larga mountain range (SE Spain). *Isr. J. Plant Sci.* 45: 309-316.

Martínez-Sánchez J.J., Ferrandis P., de las Heras J., Herranz J.M., 1999. Effect of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain). *Forest Ecology and Management* 123: 1-10.

Mason W.L., Connolly T., Pommerening A. e Edwards C., 2007. Spatial structure of semi-natural and plantation stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in northern Scotland. *Forestry* 80.

Matlack G.R., 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66: 185-194.

McCree K.J., 1972. Test of current definitions on photosynthetically active radiation against leaf photosynthesis data. *Agric. Meteorol.* 10: 443-453.

McCree K.J., 1973. The measurement of photosynthetically active radiation. *Solar Energy* 15: 83-87.

Mencuccini M. e Grace J., 1995. Climate influences the leaf-area sapwood area in Scots pine. *Tree Physiology* 15: 1-10.

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] URL: <http://www.sisef.it/forest@/>.

Morla C., 1993. Significaciòn de los pinares en el paisaje vegetal de la Península Ibérica. In: Silva J., e Vega G. (eds), *I Congreso Forestal Español: Ponencias y comunicaciones*. Pontevedra.

Muñoz, A. 2005. Análisis ecológico del comportamiento depredador y dispersante de semillas de encina (*Quercus ilex*), por el ratón moruno (*Mus spretus*) y el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*). Universidad Complutense de Madrid, Madrid, ES.

Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. e Kent J., 2000. Biodiversity hot-spots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

M'Hirit O., 1999. Mediterranean forests: ecological space and economic and community wealth. *Unasylva* 197.

Nakashizuka, T., 1985. Diffused light conditions in canopy gaps in a beech (*Fagus crenata* Blume) forest. *Oecologia*, 66: 472-474.

Napolitano R., Altobelli A., Feoli E., Bressan E., 2005. Stima della biomassa verde in diverse tipologie forestali del Friuli Venezia Giulia attraverso il satellite MODIS e misure indirette in campo di LAI. XV congresso della Società Italiana di Ecologia-Talk. 12-14 Settembre 2005, Torino. [online] URL: <http://www.xvcongresso.societaitalianaecologia.org/articles/>

Nathan R., Ne'eman G., 2004. Spatiotemporal dynamics of recruitment in Aleppo pine (*Pinus halepensis* M.). *Plant Ecology* 171: 123-177.

Naveh Z., Lieberman A.S., 1984. *Landscape Ecology - Theory and Applications*. Springer Verlag, New York.

Ne'eman G. e Trabaud L., 2000. *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, The Nederland.

Nepstad D., Uhl C., Serrao E.A., 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragomina, Para, Brazil. In: Anderson A. (Ed.).

Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest. Columbia University Press, New York.

Nightingale J.M., Hill M.J., Phinn S.R., Davies I.D., Held A.A., Erskine P.D., 2008. Use of 3-PG and 3-PGS to simulate forest growth dynamics of Australian tropical rainforests I. Parameterisation and calibration for old-growth, regenerating and plantation forests. *Forest Ecology and Management* 254: 107-121.

Noble I.R. E Dirzo R., 1997. Forest as human-dominated ecosystems. *Science* 227: 522.

Nocentini S., 1995. La rinaturalizzazione dei rimboschimenti. Una prova su pino nero e laricio nel complesso di Monte Morello (Firenze). *L'Italia Forestale e Montana* 4: 425-435.

Nocentini S., 2000. La rinaturalizzazione dei sistemi forestali: aspetti concettuali. *L'Italia Forestale e montana* 55: 211-218.

Nocentini S., 2001. La rinaturalizzazione come strumento di recupero dei sistemi forestali semplificati nell'Italia meridionale. *L'Italia Forestale e montana* 56: 344-351.

Nocentini S., 2005. Un possibile approccio per valutare la potenzialità di rinaturalizzazione dei soprassuoli artificiali di conifere. *Forest@* 2: 275-277. [online] URL: <http://www.sisef.it/>

Nocentini S., 2006. La rinaturalizzazione dei sistemi forestali: è necessario un modello di riferimento? *Forest@*, 3: 376-379. [online] URL: <http://www.sisef.it/>

Nolè A., Saracino A., Borghetti M., 2003. Microclima luminoso, rinnovazione naturale e distribuzione spaziale di *Abies alba* Mill. nell'Abetina di Laurenzana, Basilicata. *L'Italia Forestale e Montana* 58: 7- 21.

Olarieta J.M., Usón A., Rodríguez R., Rosa M., Blanco R., Antúnez M., 2000. Land requirements for *Pinus halepensis* Mill. growth in a plantations in Huesca, Spain. *Soil Use Manage.* 16: 88-92.

Ortuño F., 1990, El plan para la repoblación forestal de España del año 1939. Análisis y comentarios. *Ecología Fuera de Serie* 1: 373-392.

Paci M., 1999. La diversità degli ecosistemi forestali. In: M. Magni, E. Giordano e C. Di Girolamo (eds.). *Atti II Congresso Nazionale di Selvicoltura* , Venezia, Vol IV: pp 19-38.

Paci M., 2004. *Ecologia forestale. Elementi di conoscenza dei sistemi forestali.* Edagricole, Bologna.

Padilla F.M. e Pugnaire F.I., 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196-202.

Painter R.B., Blyth K., Mosedale J.C. e Kelly M., 1974. The effect of afforestation on erosion processes and sediment yield. P.62-67 in *Proc. Symp. Effects of Man on the Interface of the Physical Environment*, IAHL Publ. 113, Paris.

Pandey D. e Ball J., 1998. The role of industrial plantations in future global fibre supplies. *Unasylva* 49: 37-43.

Panetsos K.P., 1981. Monograph of *Pinus halepensis* (Mill.) and *Pinus brutia* (Ten.). Ann. Forest. 9: 39-77.

Parrotta J.A., 1992. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit: leucaena, tantan. Res. Note SO-ITFSM-52. New Orleans: USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 8 p.

Parton W.J., Haxeltine A., Thornton P., Hartman M., 1996. Ecosystem sensitivity to land-surface models and leaf area index. Global Planetary Change 13: 89-98.

Patten D.T., 1963. Light and Temperature Influence on Engelmann Spruce Seed Germination and Subalpine Forest Advance. Ecology 44: 817-818.

Pausas J.G., Bladé C., Valdecantos A., Seva J.P., Fuentes D., Alloza J.A., Vilagrosa A., Bautista S., Cortina J. e Vallejo R., 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice - a review. Plant Ecology 171: 209-220.

Pavari A., 1927. La tecnica dei rimboschimenti secondo le più recenti vedute ed esperienze. L'Alpe 11: 321- 334, 12: 359-364.

Perrow M.R. e Davy A.J. (eds.), 2002. Handbook of Ecological Restoration 1: Principles of Restoration. Cambridge University Press, Cambridge, U.K..

Perry D.A., Amaranthus M.P., 1997. Disturbance, recovery, and stability. In: Kohm K.A., Franklin J.F. (eds.), Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management. Island Press, Washington, D.C.

Pignatti S., 1982. Flora d'Italia. Edagricole, Bologna. 3 vol.

Pignatti G., 1993. Diversità floristica in formazioni forestali mediterranee. L'Italia Forestale e Montana 272.

Pigott C.D. e Pigott S., 1993. Water as determinant of the distribution of trees at the boundary of the Mediterranean zone. J. Ecol. 81: 557-566.

Planchais I., Pontailler J.Y., 1997. Application d'un modèle de pénétration de la lumière à une jeune plantation de hêtre à abri latéral. Ann. Sci. For. 54: 243-260.

Plutino M., Piovosi M., Cantiani P., 2007. Prove di impianto di rovere (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) quali potenziali nuclei di disseminazione ai fini della rinaturalizzazione dei rimboschimenti di pino nero (*Pinus nigra* Arn.) del Pratomagno (AR). (Poster): Sesto Congresso SISEF, Arezzo, 25-27 settembre 2007.

Plutino M., Piovosi M., Cantiani P., 2009. Rinaturalizzazione dei rimboschimenti di pino nero. Prove di impianto di potenziali nuclei di disseminazione di rovere in Pratomagno (AR). Sherwood 150: 9-14.

Porté A., Huard F., Dreyfus P., 2004. Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. Agricultural and Forest Meteorology 126: 175-182.

Prévosto B., Ripert C., 2008. Regeneration of *Pinus halepensis* stands after partial cutting in southern France: Impacts of different ground vegetation, soil and logging slash treatments. *Forest Ecology and Management* 256: 2058-2064.

Puerta-Piñero C., Gómez J.M., Valladares F., 2007. Irradiance and oak seedling survival and growth in a heterogeneous environment. *Forest Ecology and Management* 242: 462-469.

Pulido F.J. e Díaz M., 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *Ecoscience* 12: 92-102.

Quadah N, Pausas J.G., Ferran A., Cortina J., 2001. The role of fire severity in the regeneration of *Pinus halepensis* forests. Proceedings of the International Workshop "Fire and Biological Processes", Banyuls-Sur-Mer.

Quero J.L., Villar R., Marañón T., e Zamora R., 2006. Interactions of drought and shade effects on seedlings of four *Quercus* species: physiological and structural leaf responses. *New Phytologist* 170: 819-834.

Quézel P., 1976. Les forêts du pourtour méditerranéen. In *Forêts et maquis méditerranéens: écologie, conservation et aménagements*. Note technique MAB, 2: 9-33. Paris, UNESCO.

Quézel P., 1985. Definition of the mediterranean region and the origin of its flora, in Gomez-Campo C.L., *Plant conservation in the Mediterranean area*. Junk, Le Hague (NL).

Quézel P., 2000. Taxonomy and biogeography of Mediterranean pines (*Pinus halepensis* and *P. brutia*). In: Ne'eman G., Trabaud L. (eds.). *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden.

Raich J.W. e Gong W.K., 1990. Effects of canopy openings on tree seed germination in a Malaysian dipterocarp forest. *J. Trop. Ecol.* 6: 203-217.

Raimondi F.M. (ed.), 1998. Carta del paesaggio e della biodiversità vegetale della Provincia di Palermo. *Quad. Vot. Ambientale Appl.* 9: 3-160.

Ranney J.W., Brunner M.C., Levenson J.B., 1981. the importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: Burgess R.L., Shape D.M. (eds.). *Forest Island dynamics in man dominated landscapes*. Springer. New York, USA.

Raventós J., De Luís M., Gras M.J., Cufar K., González-Hidalgo J.C., Bonet A., Sánchez J.R., 2001. Growth of *Pinus pinea* and *Pinus halepensis* as affected by dryness, marine spray and land use changes in a Mediterranean semiarid ecosystem. *Dendrochronologia* 19: 211.

Regiosa M.J., 2001. *Handbook of Plant Ecophysiology*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Nederland.

Rey-Benayas J.M., Navarro J., Espigares T., Nicolau J.M., Zavala M.A., 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *Forest Ecology and Management* 212: 302-314.

Richard F., Selosse M.A. e Gardes M., 2009. Facilitated establishment of *Quercus ilex* in shrub-dominated communities within a Mediterranean ecosystem: do mycorrhizal partners matter? *FEMS Microbiol. Ecol.* 68: 14-24.

Richardson D.M., 2000. Mediterranean pines as invaders in the southern hemisphere. In: Ne'eman G. e Trabaud L., (eds.). *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, The Nederland.

Rivas-Martinez S., 1987. Mapa de series de vegetación de España 1:400000 y Memoria. Publ. I.C.O.N.A., Serie Técnica. Madrid.

Rivas-Martínez S., 1995. Classification bioclimatica de la tierra. *Folia Botanica Matritensis* 16.

Rivas-Martínez S., 2004. Global Bioclimatics. Clasificación Bioclimática de la Tierra. [online] URL: <http://www.globalbioclimatics.org>

Ross J. e Sulev M., 2000, Sources of errors in measurements of PAR. *Agricultural and Forest Meteorology* 100: 103-125.

Sabaté S., Gràcia C.A., Sánchez A., 2002. Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* 162: 23-37.

Sanchez-Gomez D., Valladares F. e Zavala M.A., 2006. Performance of seedlings of Mediterranean woody species under experimental gradients of irradiance of water availability: trade-offs and evidence for niche differentiation. *New Phytol.* 170: 795-805.

Saracino, A., Leone, V., De Natale, F., 1993. Permanent plots for the study on natural regeneration after fire of *Pinus halepensis* Miller in dunal environment. *Annali Bot.* 51: 209-217.

Scarascia-Nugnozza G., Oswald H., Piussi P. e Radoglou K. (2000). Foresto f the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109.

Schiller G., Cohen Y., 1995. water regime of a pine forest under a Mediterranean climate. *Agricultural and Forest Meteorology* 74: 181-193.

Schiller G., Cohen Y., 1998. Water balance of *Pinus halepensis* Mill. afforestation in an arid region. *Forest Ecology and Management* 105: 121-128.

Schirone B., Ragno D., 1988. Considerazioni sullo sviluppo di un soprassuolo ceduo di cerro basate sullo studio delle chiome. *Ann. Acc. Ital. Sci. For.* 37: 365-389.

Schreuder H.T., Gregoire T.G. e Wood G.B., 1993. *Sampling Methods for Multiresource Forest Inventory*. John Wiley & Sons, New York.

Schulze E.D., 1982. Plant life forms and their carbon, water and nutrient relations. In : *Physiological plant ecology II. Encyclopedia of Plant Physiology, New series, vol. 12B*: 616-667.

Smit C., den Ouden J., Díaz M., 2008. Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. *Journal of Vegetation Science* 19: 193-200.

Smith T. M. e Huston M. A., 1989. A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. *Vegetatio* 83: 49-69.

Smolander H., Stenberg P., 1996. Response of LAI-2000 estimates to changes in plant surface area index in a Scots pine stand. *Tree Physiol.* 16: 345-349.

Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson www.ser.org verificato il 29/01/2011.

Sommacal F., 2010. Appunti del corso di topografia. On line: <http://sites.google.com/site/geometriserale2010/home/topografia>. Verificato il 03/02/2011.

Sonohat G., Balandier P., Ruchaud F., 2004. Predicting solar radiation transmittance in the understory of even-aged coniferous stands in temperate forests. *Ann. For. Sci.* 61: 629-641.

Sprintsin M., Karnieli A., Berliner P., Rotenberg E., Yakir D., Cohen S., 2007. The effect of spatial resolution on the accuracy of leaf area index estimation for a forest planted in the desert transition zone. *Remote Sensing of Environment* 109: 416-428.

Stanturf J.A., 2005. What Is Forest Restoration? In: Stanturf J.A. e Madsen P. (eds.). *Restoration of Boreal and Temperate Forests*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Stenberg P., Kuuluvaine, T., Kellomaki S., Grace J.C., Jokela E.J., Gholz H.L., 1994. Crown structure, light interception and productivity of pine trees and stands. *Ecol. Bull.* 43: 20-34.

Stenberg P., 2006. A note on the G-function for needle leaf canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 136: 76.

Tapias R., Climent J., Pardos J.A., e Gil L., 2004. Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecology* 171: 53-68.

Terzuolo P.G., Canavesio A., e Castagneri D., 2006. Studio sugli spazi boschivi a carattere subnaturale dell'area Monviso. "Interreg IIIA. Popolamenti forestali seminaturali, parcelle permanenti, analisi dendroauxometriche, analisi cartografiche".

Terzuolo P.G., Canavesio A., Castagneri D., 2007. Studio sugli spazi boschivi a carattere subnaturale dell'area Monviso. In: *Annali Scientifici del massiccio del Monviso*. Marzo, 2007: 41-66

Thanos C.A., Daskalakou E.N., Nikolaidou S., 1996. Early postfire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mount Párnais. Greece. *J. Veg. Sci.* 7: 273-280.

Tilman D., 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78: 81-92.

Tilman D., 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press, New Jersey.

Trabaud L., Michels C., Grosman J., 1985. Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forests. II. Pine reconstitution after wildfire. *Forest Ecol. Manag.* 13: 167-179.

Udo S.O., Aro T.O., 1999. Global PAR related to global solar radiation for central Nigeria. *Agric. For. Meteorol.* 97: 21-31.

Vacchiano G, Tonon G, Panzacchi P, Muzzi E, Motta R, 2006. Confronto tra tecniche di ripresa ottiche e digitali per la descrizione del clima luminoso nella foresta di Paneveggio (TN). Sezione Speciale: Atti 5° Congresso SISEF: Foreste e Società - Cambiamenti, Conflitti, Sinergie (a cura di: E. Lingua, R. Marzano, G. Minotta, R. Motta, A. Nosenzo, G. Bovio). *Forest@* 3 (2): 191-204

Vallauri D.R., Aronson J. e Barbero M., 2002. An analysis of forest restoration 120 years after reforestation on bandlands in the southwestern Alps. *Restoration Ecology* 10:16-26.

Vallejo R., Aronson J., Pausas J.G. e Cortina J., 2006. Restoration of Mediterranean woodlands. In: van Andel J., Aronson J., (eds.). *Restoration ecology: The New Frontier*. Blackwell Science. Oxford, UK: 193-207.

Van der Valk A. (ed.), 2009. *Forest Ecology: Recent Advances in Plant Ecology*. Springer.

Vertessy R.A., Benyon R.G., O'Sullivan S.K., Gribben P.R., 1995. Relationships between stem diameter, sapwood area, leaf area and transpiration in a young mountain ash forest, *Tree Physiol.* 15: 559-567.

Vose J.M., Allen H.L., 1988. Leaf area, stemwood growth, and nutrition relationships in loblolly pine. *For. Sci.* 34: 547-563

Vuillemin J., 1982. Écophysiologie comparée du développement initial de *Quercus pubescens* et de *Quercus ilex*. I. Développement des semis in situ, *Ecologia Mediterranea* 8: 139-146.

Wagner M.R., Block W.M., Geils B.W., Wenger K.F., 2000. Restoration ecology a new forest management paradigm, or another merit badge for foresters? *J. For.* 98: 22-27.

Walczak T., Maczek W., Czainowski M., 1989. Quantum radiometer for measurement of photosynthetically active radiation. *Zesz. Probl. Post Nauk. Rol.* 369: 263-265.

Walter J.M., Himmler C.G., 1995. Spatial heterogeneity of a Scots pine canopy : an assessment by hemispherical photographs. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1610-1619.

Waring R.H., Schroeder P.E., Oren R., 1982. Application of the pipe model theory to predict canopy leaf area. *Can. J. For. Res.* 12: 556-560.

Warner R.R. e Chesson P.L., 1985. Coexistence mediated limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78: 942-951.

Watson D.J., 1947. Comparative physiological studies in the growth of field crops. I. Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. *Annals of Botany* 11: 41-76.

White M.A., Asner G.P., Nemani R.R., Privette J.L., Running S.W., 2000. Measuring fractional cover and leaf area index in arid ecosystems: digital camera, radiation transmittance, and laser altimetry methods. *Remote Sens. Environ.* 74: 45-57.

William C.D., 2000. *Integrative Plant Anatomy*. Academic Press, San Diego.

Winterhalder K., Clewell A.F. e Aronson J. (2004), Values and Science in Ecological Restoration—A Response to Davis and Slobodkin. *Restoration Ecology*, 12: 4-7. doi:10.1111/j.1061-2971.2004.12001.x

Wood S., 2005. Change in Leaf Area Index (LAI) and Tree Characteristics of Different Age Mountain Ash Stands to Determine Effects on Water Yield. Third year project: “An investigation of coupled carbon, water and energy exchanges from hourly to centennial time scales”.

Wood G.B., Wiant H.V., Loy R.J. e Miles J.A. 1990. Centroid sampling: a variant of importance sampling for estimating the volume of sample trees of radiata pine. *Forest Ecology and Management* 36: 233-243.

Yamamura Y., Ishida A., Hori Y., 1993. Differences in sapling architecture between *Fagus crenata* and *Fagus japonica*. *Ecol. Res.* 8: 235-239.

YIN X., Latinga E.A., Shapendonk A.H.C.M. e Zhong X., 2003. Some quantitative relationships between Leaf Area Index and canopy nitrogen content and distribution. *Annals of Botany* 91: 893-903.

Young T.P., Petersen D.A. e Clary J.J., 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662-673.

Zavala M. A., Espelta J.M. e Retana J., 2000. Constraints and trade-offs inMediterranean plant communities: the case of holm oak-Aleppo pine forests. *Botanical Review* 66: 119-149.

Zavala M.A. e Zea E., 2004. Mechanisms mantaining biodiversity in Mediterranean pine-oak forests: insights from a spatial simulation model. *Plant Ecology* 171: 197-207.

Zhu J.J., Kang Hong-Zhang Y. e Gonda Y., 2007. Application of Wenner Configuration to Estimate Soil Water Content in Pine Plantations on Sandy Land. *Pedosphere*, 17: 801-812