

UNIVERSITÀ degli STUDI della TUSCIA
DIPARTIMENTO di SCIENZE dell'AMBIENTE FORESTALE
e delle sue RISORSE

CORSO di DOTTORATO di RICERCA
in
*“SCIENZE e TECNOLOGIE per la GESTIONE
FORESTALE e AMBIENTALE”*

XVIII ciclo

**SPERIMENTAZIONE di TECNICHE per
l'ANALISI MULTILIVELLO della DIVERSITÀ
STRUTTURALE di SOPRASSUOLI FORESTALI**

SSD “AGR/05 Assestamento forestale e Selvicoltura”

Coordinatore: prof. Gianluca PIOVESAN

Tutor: prof. Luigi PORTOGHESI

prof. Piermaria CORONA

Dottorando: dott. Andrea LAMONACA

Dicembre 2005

Al Padre

Ringraziamenti

Desidero ringraziare per il prezioso supporto tutti coloro che si sono avvicendati nell'esecuzione dei rilievi presso la faggeta, seguendomi anche in condizioni avverse: Antònia Tedesco, Simone Bollati, Manuela Plutino, Giuseppe Clementi, Giuseppe Scicutella, Francesca Antonucci.

Per i preziosi suggerimenti e osservazioni ringrazio Piermaria Corona e Luigi Portoghesi.

INDICE

1. Introduzione
2. Concetti di eterogeneità strutturale, geometrica e spettrale
 - 2.1 Eterogeneità strutturale
 - 2.2 Eterogeneità geometrica e spettrale
3. Ipotesi di lavoro
4. Struttura della tesi
5. Telerilevamento satellitare ad alta risoluzione
 - 5.1 Sensori a media e alta risoluzione
 - 5.1.1 Landsat
 - 5.1.2 SPOT
 - 5.1.3 IKONOS
 - 5.2 QuickBird
6. Quantificazione dell'eterogeneità geometrica e spettrale
 - 6.1 Algoritmo di segmentazione multirisoluzione
 - 6.2 Applicazione dell'algoritmo
7. Quantificazione dell'eterogeneità strutturale
 - 7.1 Neighbourhood based structural indices
 - 7.2 Indice di Morisita
8. Sperimentazioni preliminari
 - 8.1 Faggeta di Monte Fogliano
 - 8.1.1 Metodologia sperimentale
 - 8.1.2 Risultati e discussione
 - 8.2 Cerrete di Vetralla e di Manziana
 - 8.2.1 Caratterizzazione del soprassuolo mediante censimento georeferenziato
 - 8.2.2 Monitoraggio inventariale
 - 8.3 Considerazioni
9. Caso di studio: la faggeta del Monte Cimino
 - 9.1 Motivazioni del caso di studio
 - 9.2 Lineamenti fisiografici, climatici, geologici e pedologici
 - 9.3 Lineamenti vegetazionali
 - 9.4 Aspetti storici e gestionali
 - 9.5 Area sperimentale
10. Analisi multilivello della diversità strutturale
 - 10.1 Aspetti metodologici generali

- 10.2 Eterogeneità geometrica e spettrale
 - 10.2.1 Pre-elaborazioni
 - 10.2.2 Segmentazione
- 10.3 Eterogeneità strutturale
 - 10.3.1 Caratteri dendrometrici
 - 10.3.2 Analisi storica
 - 10.3.3 Neighbourhood based structural indices
 - 10.3.4 Indice di Morisita
 - 10.3.5 Analisi multilivello della varianza degli indici strutturali
- 11. Risultati
 - 11.1 Struttura somatica
 - 11.1.1 Caratteri dendrometrici
 - 11.1.2 Analisi storica
 - 11.1.3 Neighbourhood based structural indices
 - 11.1.4 Indice di Morisita
 - 11.2 Analisi multilivello della varianza degli indici strutturali
- 12. Discussione
 - 12.1 La faggeta del Monte Cimino può essere considerata un popolamento vetusto ?
 - 12.2 Stadi cronologici dei sottopopolamenti arborei
 - 12.2 Caratterizzazione strutturale del soprassuolo
 - 12.4 Analisi multilivello
- 13. Potenziale utilizzo operativo dei risultati
 - 13.1 Applicazione operativa dei risultati
 - 13.2 Uso del telerilevamento per la caratterizzazione della diversità forestale
 - 13.3 Linee guida colturali dei sottopopolamenti arborei
- 14. Considerazioni riepilogative e conclusive
- Bibliografia

1. INTRODUZIONE

La biodiversità viene definita come “la diversità della vita in tutte le sue forme e in tutti i suoi livelli di organizzazione” (HUNTER, 1990). La biodiversità esiste a tre livelli primari di organizzazione: a livello genetico, a livello di specie e a livello di ecosistemi (HUNTER, 1999).

I geni possono essere considerati le unità fondamentali della biodiversità, il materiale grezzo responsabile dell'evoluzione e la sorgente delle differenze esistenti nella flora e nella fauna (SOULÈ e WILCOX, 1980; MILLAR, 1999). La diversità genetica conduce alla diversità a livello di specie, sia animale che vegetale, osservabile non solo considerando semplicemente dei caratteri fenotipici, come la forma, la dimensione o il colore, ma anche con la differente adattabilità alle condizioni ambientali (temperatura, umidità, luce ecc.) che consentono a differenti popolazioni della stessa specie di occupare ampi gradienti ambientali. Queste differenze individuali sono la base principale della selezione naturale negli ecosistemi e consentono ad una specie di evolvere e persistere in conseguenza della risposta ad eventi di disturbo (HUNTER, 1999).

Negli ecosistemi forestali la biodiversità è alla base della stabilità ecologica e della complessità dell'ecosistema stesso. La conservazione della biodiversità è dunque fondamentale per il mantenimento dell'integrità degli ecosistemi, per il funzionamento dei processi evolutivi che interessano l'ecosistema e per consentire, entro certi limiti, di cicatrizzare i disturbi di natura antropica prodotti all'interno degli ecosistemi forestali (SCHIRONE e PIOVESAN, 1992; CIANCIO e NOCENTINI, 2002).

Lo studio della biodiversità degli ecosistemi forestali appare pertanto un obiettivo prioritario per acquisire le conoscenze sul funzionamento di questi ecosistemi complessi, per il valore genetico, ecologico, scientifico, educativo, ma anche economico (HUNTER, 1999) che rivestono. In particolare lo studio degli ecosistemi forestali vetusti, o comunque di soprassuoli forestali che ne presentano alcune caratteristiche, sono un'occasione per capire e approfondire le conoscenze sui meccanismi che regolano il funzionamento degli ecosistemi forestali.

Lo studio della diversità degli ecosistemi forestali avviene tramite lo studio della diversità strutturale (OLIVER e LARSON, 1996; PIGNATTI, 1998; HUNTER, 1999; FRANKLIN e VAN PELT, 2004; PACI, 2004) che analizza le principali caratteristiche di un soprassuolo forestale: la composizione specifica, la struttura verticale, la distribuzione orizzontale dei fusti arborei, la tessitura, la struttura e l'ampiezza delle chiome, la cronologia, la necromassa a terra e in piedi,

gli eventi abiotici e biotici di disturbo.

In Italia la maggior parte dei boschi è stata definita, nell'ambito del *Temperate and Boreal Forest Resources Assessment* (TBFRA2000; vd. UN 2000), come “*foreste seminaturali*”, cioè sistemi in cui l'azione antropica ha portato alterazioni dell'originaria complessità strutturale e compositiva (CIANCIO *et al.*, 1999; NOCENTINI, 2001).

Secondo CIANCIO *et al.* (2002a) i boschi italiani possono essere suddivisi in tre classi sulla base dell'organizzazione del sistema forestale e della struttura: sistemi degradati, sistemi caratterizzati da un'organizzazione e una struttura a diverso grado di semplificazione e sistemi con un elevato grado di complessità ed efficienza bioecologica. La maggior parte dei sistemi rientra nella classe intermedia di semplificazione, mentre la restante parte appartiene alle altre due classi.

La causa di ciò va ricercata in una gestione che spesso ha teso a favorire univocamente le specie di maggiore interesse economico, coltivandole in popolamenti il più possibile uniformi per dimensioni ed età degli individui arborei. La biodiversità e i processi funzionali del bosco ne hanno risentito negativamente, e attualmente questo costituisce un dato concreto a fronte dei sempre più numerosi beni e servizi che le foreste sono chiamate a fornire alla Società, molti dei quali legati alla natura complessa dei sistemi boschivi.

Pertanto, in Italia, i modelli gestionali proposti in sede di pianificazione, in genere tradizionalmente orientati alla cosiddetta “normalizzazione” del bosco, spesso non sono stati pedissequamente applicati e, dunque, nella realtà, la diversità strutturale risulta spesso sorprendentemente più elevata di quanto ci si potrebbe aspettare (CIANCIO *et al.*, 1986; AGRIMI *et al.*, 1991).

Pertanto la diversità strutturale è uno dei principali aspetti della biodiversità degli ecosistemi forestali analizzata a scala assestamentale, tuttavia un concetto fondamentale legato alla biodiversità è proprio la scala di osservazione del fenomeno (PACI, 2004). In questa ottica WHITTAKER (1972) divide la biodiversità in tre differenti aspetti, a seconda che si tratti di diversità strutturale che interessi una comunità o l'ecosistema stesso (α -diversità), di diversità analizzata tramite un gradiente temporale o comunque spaziale fra diversi habitat (β -diversità) oppure a livello di unità territoriali, in cui il paesaggio è composto da tante tessere elementari (γ -diversità).

In ambito forestale la β -diversità e la γ -diversità vengono studiate prevalentemente tramite telerilevamento, che permette di ottenere dati su ampie superfici a costi relativamente contenuti. Con il termine telerilevamento si intende l'acquisizione di dati riguardanti la superficie terrestre

dall'atmosfera o dallo spazio e l'insieme dei metodi e delle tecniche per la successiva elaborazione e interpretazione (GOMARASCA, 2004). Il telerilevamento permette di differenziare gli elementi del paesaggio sulla base della differente riflessione di ogni superficie, in funzione della lunghezza d'onda della radiazione solare incidente. Permette inoltre un duplice impiego: da una parte di utilizzare dei parametri e indicatori innovativi, dall'altra di controllare e monitorare la dinamica e l'evoluzione dei fenomeni che avvengono sulla superficie terrestre.

Tramite il telerilevamento da satellite si possono acquisire immagini per una stessa area ad intervalli di tempo regolari e quindi monitorare l'evoluzione di un fenomeno ambientale: ad esempio il progetto I&CLC2000 ha permesso di creare la carta di copertura Corine Land Cover per il territorio nazionale e identificare i cambiamenti occorsi rispetto a dieci anni prima (MARICCHIOLO *et al.*, 2004).

In particolare il telerilevamento viene attualmente utilizzato per il monitoraggio della biodiversità forestale a scala di paesaggio (DORREN *et al.*, 2003) e per la valutazione di disturbi all'ecosistema forestale, come ad esempio il passaggio di un incendio su superfici forestali (CHIRICI *et al.*, 2001).

Tuttavia l'utilizzo del telerilevamento nell'ambito dell' α -diversità è ancora poco noto, soprattutto perché in passato la risoluzione geometrica delle immagini prodotte non consentiva una sua applicazione a scala di dettaglio. L'innovazione tecnologica ha però permesso di lanciare in orbita satelliti con sensori in grado di acquisire immagini caratterizzate da una risoluzione spaziale sempre più elevata.

Questi sensori, denominati sensori ad alta risoluzione (*VHR - Very High Resolution*), consentono di acquisire immagini con risoluzioni che vanno da pochi metri fino a risoluzioni submetriche nella banda pancromatica. Data l'elevata risoluzione geometrica di queste immagini, disponibili negli ultimi anni, diventa possibile pertanto una loro applicazione come supporto in studi a scala di dettaglio, come ad esempio nell'analisi della diversità strutturale.

2. CONCETTI DI ETEROGENEITÀ STRUTTURALE, GEOMETRICA E SPETTRALE DI SOPRASSUOLI FORESTALI

2.1 ETEROGENEITÀ STRUTTURALE

La diversità strutturale (α -diversità, *sensu* WHITTAKER, 1972) rappresenta uno dei principali aspetti della biodiversità dei soprassuoli forestali (BARBATI *et al.*, 1999; HUNTER, 1999; BOBIEC, 2002; CIANCIO e NOCENTINI, 2002). Essa dipende dalla fase di sviluppo dei popolamenti (OLIVER e LARSON, 1996; BROKAW e LENT, 1999) ed è generalmente collegata con la varietà specifica e genetica complessiva: per esempio, vari studi hanno dimostrato l'esistenza di una correlazione positiva tra la ricchezza di specie ornamentali e l'articolazione della struttura arborea verticale (MAC ARTHUR e MAC ARTHUR, 1961; MOSS, 1978; BARBATI *et al.*, 1999).

Da un punto di vista operativo, l' α -diversità può essere sinteticamente descritta, a scala di soprassuolo forestale, in funzione di tre componenti principali (VON GADOW, 1999; AGUIRRE *et al.*, 2003): la diversità spaziale orizzontale, caratterizzata dalla distribuzione sul terreno dei fusti arborei; la diversità dendrologica, creata dalla mescolanza delle specie arboree; la diversità dimensionale, dovuta alla differenziazione diametrica dei fusti.

Le nuove esigenze della gestione forestale e l'importanza acquisita dal cosiddetto “momento strutturale” della coltivazione (CIANCIO *et al.*, 1986) evidenziano l'importanza di valutare la diversità residuale relativa alle dimensioni degli alberi e al loro disporsi nello spazio. Ciò al fine di confrontare situazioni diverse e trarne informazioni di base per l'applicazione della selvicoltura in chiave sistemica. Alle descrizioni ritraibili dalle classiche elaborazioni dendrometriche, quali la curva di distribuzione delle frequenze dei diametri, delle altezze e delle età degli alberi, si sono oggi affiancate quelle offerte da numerosi indici sintetici utilizzati per quantificare le componenti della diversità strutturale (PRETZSCH, 1997; NEUMANN e STARLINGER, 2001; STAUDHAMMER e LEMAY, 2001; POMMERENING, 2002; AGUIRRE *et al.*, 2003; DEL RIO *et al.*, 2003; KINT *et al.*, 2004; KINT, 2005).

Questi indici strutturali trovano particolare utilità come strumenti per la verifica o la simulazione degli effetti prodotti da interventi colturali, come supporto per la modellizzazione della dinamica evolutiva dei soprassuoli e come strumenti per evidenziare le aree a maggiore diversità strutturale, ai fini di conservazione e gestione della biodiversità forestale. Per quanto

riguarda la descrizione della struttura nello spazio orizzontale, l'applicazione pratica della gran parte di questi indici si basa su sistemi di agevole rilevamento basati sulle interrelazioni tra alberi vicini.

2.2 ETEROGENEITÀ SPETTRALE E GEOMETRICA

La diversità a scala di paesaggio va intesa come un mosaico di patches dinamico nel tempo e nello spazio (SPIES e TURNER, 1999). Il telerilevamento ottico passivo, che rileva tramite sensori l'energia elettromagnetica riflessa dalle superfici, è stato utilizzato per acquisire dati a carattere ambientale riguardanti la superficie terrestre e condurre studi sull'eterogeneità spaziale delle foreste (FRANKLIN *et al.*, 2001; MASELLI *et al.*, 2003; MAKELA e PEKKARINEN, 2004; ZHENG *et al.*, 2004).

Generalmente le elaborazioni condotte su immagini telerilevate sono di tipo qualitativo o quantitativo (CHIRICI e CORONA, 2006): le applicazioni qualitative individuano differenti oggetti al suolo sulla base delle caratteristiche spettrali, producendo ad esempio delle cartografie di uso/copertura del suolo; le applicazioni quantitative, invece, mettono in relazione i dati spettrali con parametri fisici misurati a terra, come ad esempio l'altezza dei soprassuoli forestali.

Negli ultimi anni tra le tecniche di tipo qualitativo si è sviluppata la classificazione *object oriented* (BAATZ e SCHÄPE, 1999), che è stata già sperimentata con successo da vari Autori nel settore forestale (CHIRICI *et al.*, 2003; DORREN *et al.*, 2003; FLANDERS *et al.*, 2003; BENZ *et al.*, 2004) per la produzione di cartografie di uso/copertura del suolo da dati satellitari ad alta risoluzione. Le tecniche di classificazione *object oriented* classificano poligoni vettoriali generati tramite segmentazione dell'immagine, al contrario delle tradizionali classificazioni *pixel oriented* che classificano i singoli pixel dell'immagine.

Il processo di segmentazione (BAATZ e SCHÄPE, 2000; BAATZ *et al.*, 2003), alla base delle tecniche di classificazione *object oriented*, definisce i poligoni in maniera oggettiva e replicabile tramite un algoritmo che quantifica insieme l'eterogeneità spettrale e geometrica dell'immagine.

L'eterogeneità spettrale dipende dalle differenti risposte spettrali della superficie terrestre, mentre l'eterogeneità geometrica varia in funzione degli oggetti riconoscibili sull'immagine. Al crescere della risoluzione geometrica delle immagini aumenta il dettaglio con cui è possibile discriminare gli oggetti al suolo e quindi diminuisce la scala della cartografia prodotta.

3. IPOTESI DI LAVORO

L'ipotesi di studio del presente lavoro è: "l'eterogeneità geometrica e spettrale quantificata su sensori ottici satellitari ad alta risoluzione può essere utilizzata come supporto per identificare differenti livelli di eterogeneità strutturale all'interno di un soprassuolo forestale governato a fustaia ?".

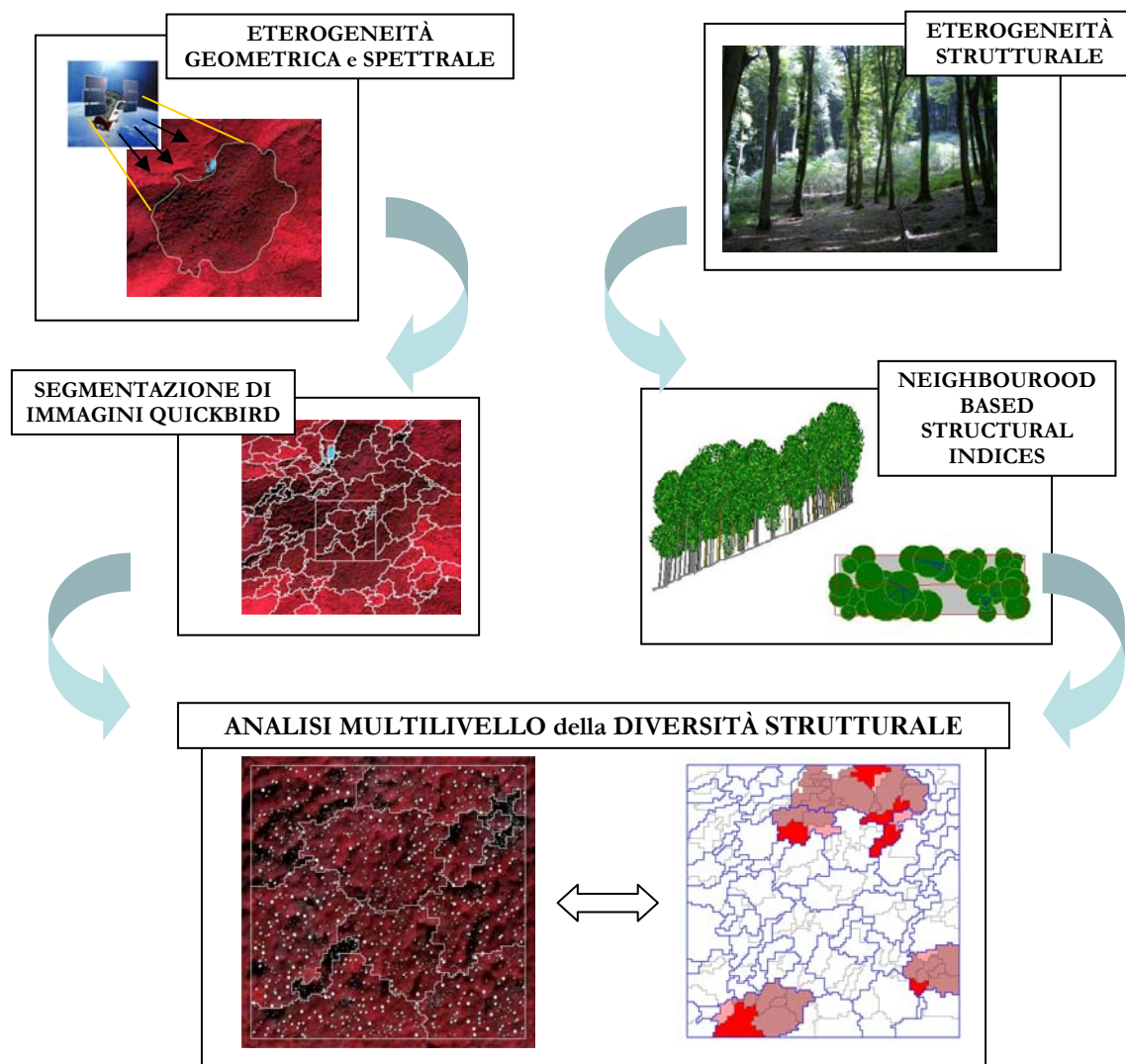


Figura 1. Modello per l'analisi multilivello della diversità strutturale.

In questo contesto l'analisi multilivello della diversità strutturale è assunta come modello di studio, che utilizza congiuntamente le informazioni derivate dai due tipi di eterogeneità considerate: la quantificazione dell'eterogeneità spettrale e geometrica tramite l'algoritmo di segmentazione multirisoluzione è utilizzata per individuare sottopopolamenti arborei a diversi livelli di omogeneità strutturale quantificata con appositi indici, che ne descrivono le peculiarità oggettive (Figura 1).

Generalmente i boschi vetusti sono sistemi caratterizzati da un elevato grado di complessità ed efficienza bioecologica. Il loro studio serve a comprendere i dinamismi degli ecosistemi forestali in condizioni di assenza di disturbo, o comunque di minor disturbo, e con il maggior grado di naturalità (*sensu* CIANCIO *et al.*, 2002b).

Vari Autori hanno descritto i caratteri essenziali che contraddistinguono i popolamenti vetusti (OLIVER e LARSON, 1996; FRELICH, 2002) e le dinamiche che interessano gli aspetti somatici (PIOVESAN *et al.*, 2005; STEPHENS e GILL, 2005), la copertura arborea (RUNKLE, 1981; HENBO *et al.*, 2004), gli aspetti dendrocronologici (PIOVESAN *et al.*, 2003).

Il modello proposto viene sperimentato in una faggeta sommitale preappenninica dell'alto Lazio, in provincia di Viterbo, che presenta caratteristiche di vetustà.

L'ipotesi di studio viene valutata dopo aver presentato l'algoritmo per quantificare l'eterogeneità geometrica e spettrale e dopo aver illustrato alcune sperimentazioni preliminari condotte per testare il sistema di indici basato sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood-based structural indices*) utilizzato per quantificare l'eterogeneità strutturale.

4. STRUTTURA DELLA TESI

All'inizio della tesi (vd. § 5) vengono illustrati alcuni concetti del telerilevamento satellitare ad alta risoluzione e le caratteristiche di alcuni satelliti attualmente in orbita. In particolare, viene presentato il satellite QuickBird utilizzato nel presente lavoro.

Si è scelto di utilizzare le immagini multispettrali QuickBird perché sono quelle con la migliore risoluzione spaziale attualmente disponibili a livello commerciale, e quindi operativamente le migliori applicabili come supporto per l'analisi della diversità strutturale.

Viene quindi presentato l'algoritmo utilizzato per quantificare l'eterogeneità spettrale e geometrica sull'immagine QuickBird, spiegandone operativamente il funzionamento e i risultati (vd. § 6).

Il sistema di indici strutturali adoperato per la quantificazione dell'eterogeneità strutturale, basato sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*) e un altro indice di distribuzione degli alberi nello spazio orizzontale (Indice di Morisita), utile soprattutto per quantificare la superficie media dei gruppi di alberi, sono illustrati nel § 7.

Si è ritenuto utile condurre alcune sperimentazioni preliminari per l'applicazione del sistema di indici strutturali basato sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*) nelle condizioni che caratterizzano le fustaie dell'Italia centrale. Vengono pertanto riportati i risultati di due sperimentazioni condotte nella faggeta del Monte Fogliano in provincia di Viterbo e nelle cerrete di Vetralla (VT) e Manziana (RM) per stabilire le corrette modalità di applicazione del sistema di indici strutturali proposto (vd. § 8).

Viene quindi presentato il caso di studio oggetto della presente tesi e inerente la faggeta del Monte Cimino (VT); sono descritte in dettaglio: le caratteristiche salienti del sito (vd. § 9); la metodologia utilizzata per l'analisi multilivello della diversità strutturale, partendo dalle pre-elaborazioni sull'immagine QuickBird e dai risultati della segmentazione multirisoluzione in ambiente eCognition (vd. § 10.2); la metodologia utilizzata per la quantificazione dell'eterogeneità strutturale (vd. § 10.3); l'analisi multilivello della varianza degli indici strutturali (vd. § 10.3.5).

Seguono i risultati ottenuti dall'analisi somatica della faggeta e dall'analisi multilivello della varianza degli indici strutturali (vd. § 11), con una discussione degli stessi (vd. § 12).

Sono infine riportate alcune indicazioni sul potenziale utilizzo operativo dei risultati (vd. § 13) e le considerazioni riepilogative e conclusive (vd. § 14).

5. TELERILEVAMENTO SATELLITARE AD ALTA RISOLUZIONE

5.1 SENSORI A MEDIA E ALTA RISOLUZIONE

In base alla risoluzione geometrica delle immagini telerilevate (CHIRICI e CORONA, 2006) si parla di Very High Resolution (VHR) per tutte le immagini con risoluzione nominale pari o inferiore a circa 5 m, oppure nella terminologia italiana, di sensori a media risoluzione per immagini con dimensione del pixel pari a circa 15 m, o immagini ad alta risoluzione con dimensione del pixel pari a circa 1 m.

Nello studio dei fenomeni a carattere ambientale è importante anche la risoluzione spettrale di un sensore, che indica il numero e la dimensione degli intervalli della lunghezza d'onda dello spettro elettromagnetico (bande spettrali) a cui il sensore è sensibile. La vegetazione presenta un forte assorbimento per le lunghezze d'onda del rosso, riflette mediamente la radiazione del verde e in maniera più consistente riflette la radiazione dell'infrarosso vicino (GOMARASCA, 2004).

Attualmente, i sistemi di osservazione terrestre dallo spazio vanno configurandosi su modalità operative in grado di fornire informazioni di elevata qualità anche a media e grande scala: si dispone ormai di immagini da satellite con risoluzione geometrica alta e media (Landsat 7 ETM+; IRS- 1C, SPOT4; SPOT5, QuickBird, IKONOS, EROS 1A) e caratterizzate da un sensibile miglioramento sia del rapporto segnale/rumore, sia del contenuto informativo del segnale stesso, arricchito della disponibilità di una maggiore profondità di memoria per ogni pixel dell'immagine (rispetto alla generalità di dati a 8 bit dei sensori precedenti).

Negli ultimi anni sono stati lanciati satelliti che montano sensori con risoluzioni geometriche sempre più spinte (Landsat 7 ETM+, SPOT 5), fino ad arrivare oltre il metro con la banda pancromatica (QuickBird), e con una profondità del dato più elevata (risoluzione radiometrica), passando da 8 bit a 11 bit per i nuovi sensori (IKONOS, QuickBird).

5.1.1 Landsat

I satelliti Landsat sono operativi dal 1972, con il lancio del primo satellite della serie Landsat. Negli anni successivi furono lanciati nuove evoluzioni del satellite, fino ad arrivare all'ultimo della serie, il Landsat 7, lanciato il 15 aprile del 1999.

Questo satellite è dotato di un sensore ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) capace di acquisire 7 bande multispettrali con 30 metri di risoluzione spaziale (a eccezione della banda 6 che ha una risoluzione di 60 m), più una banda pancromatica con 15 m di risoluzione spaziale. Una intera scena copre una superficie di circa 170 x 185 km; il tempo di rivisitazione è di 16 giorni.

Nel 2003 lo strumento che permette di correggere le immagini rispetto al movimento di avanzamento nell'orbita del satellite denominato SLC (*Scan Line Corrector*) ha cessato di funzionare correttamente ed è stato disattivato. Le immagini acquisite successivamente in modalità *SLC-off* presentano delle linee di scansione prive di dati concentrate alle estremità di ogni scena (CHIRICI e CORONA, 2006).

5.1.2 SPOT

Le serie di satelliti SPOT è stata concepita fin dalla sua origine per acquisire immagini con risoluzioni spaziali più spinte rispetto alla media degli altri satelliti per l'osservazione della terra.

L'ultimo della serie è il satellite SPOT5, operativo da luglio 2002, che monta uno strumento denominato *HRG (High Resolution Geometry)* con risoluzione geometrica di 5 m nel pancromatico (2,5 m nella modalità *superpanmode*) e 10 m nel multispettrale (CHIRICI e CORONA, 2006). Le bande spettrali disponibili sono quattro: verde, rosso, vicino infrarosso e medio infrarosso (Tabella 1). Il tempo di rivisitazione della stessa zona terrestre, alla stessa ora, è di 26 giorni, con visione nadirale. Una scena satellitare completa copre una superficie minima di 3600 km².

5.1.3 IKONOS

IKONOS è il primo vero satellite commerciale operativo dal 24 settembre 1999, ad alta risoluzione, che acquisisce 4 bande nel multispettrale con risoluzione geometrica di 4 m e una banda pancromatica con risoluzione spaziale di 1 m (Tabella 1).

L'orbita del satellite è eliosincrona, ovvero il satellite segue il sole nel suo movimento intorno alla Terra. IKONOS è progettato per acquisire immagini della Terra da un'orbita di 680 km, ruota intorno alla Terra 14 volte al giorno ovvero una volta ogni 98 minuti.

La risoluzione radiometrica delle immagini è pari a 11 bit (2048 livelli in scala di grigio).

Trattandosi di un satellite commerciale sono disponibili vari prodotti ad alta risoluzione: prodotti georiferiti, ortorettificati, prodotti stereo per l'estrazione di caratteristiche 3D.

5.2 QUICKBIRD

Il satellite QuickBird (Figura 2) è un satellite commerciale operativo dal 18 ottobre 2001 dopo che la società Earth Watch, che gestisce il programma, aveva subito due insuccessi nel tentativo di lancio di EarlyBird e di una versione precedente di QuickBird.

Il satellite attualmente operativo, che orbita attorno alla terra ad una altitudine di circa 470 km, acquisisce con risoluzioni a terra di 0.61 m nella banda del pancromatico e 2.44 m nelle quattro bande multispettrali, tuttavia allontanandosi dal nadir la risoluzione diminuisce. Le immagini vengono comunque fornite ricampionate con una risoluzione geometrica di 0.7 m nella banda del pancromatico e 2.8 m nelle quattro bande multispettrali. La risoluzione radiometrica è di 11 bit, corrispondente sulle immagini a 2048 livelli in scala di grigio.



Figura 2. Satellite QuickBird (da <http://www.eurimage.com>).

La banda del blu acquisisce nell'intervallo di lunghezze d'onda compreso tra 0.45 μm e 0.52 μm , la banda del verde acquisisce nell'intervallo compreso tra 0.52 μm e 0.60 μm , la banda del rosso nell'intervallo tra 0.63 μm e 0.69 μm e la banda dell'infrarosso vicino nell'intervallo

compreso tra 0.76 μm e 0.90 μm . La banda pancromatica, invece, acquisisce nell'intervallo compreso tra 0.45 μm e 0.90 μm .

Il periodo di ripassaggio sulla stessa area alle nostre latitudini (40° Nord) è pari a 3.5 giorni.

In Tabella 1 sono esposte le principali caratteristiche tecniche del satellite QuickBird, in confronto con le caratteristiche dei satelliti a media e alta risoluzione presentati: Landsat 7 ETM+, SPOT5 e IKONOS.

Tabella 1. Principali caratteristiche tecniche dei satelliti a media e alta risoluzione: Landsat 7, SPOT5, IKONOS e QuickBird (fonte: CHIRICI e CORONA, 2006, modificato).

<i>SATELLITE</i>		<i>QuickBird</i>	<i>Landsat 7 ETM +</i>	<i>SPOT5</i>	<i>IKONOS</i>
Altitudine (km)		470	705	822	681
Dimensione scena (km ²)		64	31450	3600	100
Ris. temporale (gg)		3.5	16	26	3
Ris. radiometrica (bit)		11	8	8	11
Ris. spaziale (m)	multisp.	2.8	30	10	4
	pancro.	0.7	15	2.5	1
Blu (μm)		0.45-0.52	0.45-0.52	-	0.45-0.53
Verde (μm)		0.52-0.60	0.52-0.60	0.50-0.59	0.52-0.61
Rosso (μm)		0.63-0.69	0.63-0.69	0.61-0.68	0.64-0.72
Vicino infrarosso (μm)		0.76-0.90	0.76-0.90	0.79-0.89	0.77-0.88
Medio infrarosso (μm)		-	1.55-1.75	1.58-1.75	-
Infrarosso termico (μm)		-	10.42-12.50	-	-
Medio infrarosso (μm)		-	2.08-2.35	-	-
Pancromatico (μm)		0.45-0.90	0.52-0.90	0.51-0.73	0.45-0.90

6. QUANTIFICAZIONE DELL'ETEROGENEITÀ GEOMETRICA E SPETTRALE

6.1 ALGORITMO DI SEGMENTAZIONE MULTIRISOLUZIONE

Una porzione dell'immagine di superficie pari a circa 125 ha, comprendente interamente la faggeta oggetto di indagine, è stata sottoposta a un processo di segmentazione, utilizzando l'algoritmo implementato nel software eCognition (BENZ *et al.*, 2004).

La segmentazione multirisoluzione è il primo passo per produrre oggetti primitivi destinati generalmente alla classificazione o ad altre procedure di analisi (BAATZ e SCHÄPE, 2000). Gli oggetti primitivi sono collegati con la semantica delle immagini e si differenziano tra loro per caratteri spettrali e spaziali. In ambito GIS questi oggetti primitivi sono rappresentati in formato vettoriale da poligoni.

I pixel dell'immagine originaria vengono aggregati in una serie di passaggi successivi fino a quando i poligoni creati non hanno caratteristiche corrispondenti a quelle volute dall'operatore. La procedura tende alla minimizzazione dell'eterogeneità spettrale di ciascun poligono, calcolata sulla base dei valori dei pixel inclusi, e dell'eterogeneità geometrica, dipendente dalla forma dei poligoni creati (BAATZ e SCHÄPE, 1999; BAATZ *et al.*, 2003).

La segmentazione multirisoluzione è object oriented nel senso che la scelta di creare poligoni (oggetti) dipende dagli attributi dei poligoni (oggetti) creati nel passaggio precedente (BAATZ e SCHÄPE, 2000).

L'eterogeneità spettrale (h_s) di ciascun poligono generato con il processo di segmentazione è calcolata quale somma pesata delle deviazioni standard dei valori di ciascuno dei pixel inclusi nel poligono:

$$h_s = \sum_{c=1}^q w_c \sigma_c$$

dove: q = numero di strati disponibili; σ_c = deviazione standard dei valori dei pixel del c -esimo strato nel poligono considerato; w_c = peso attribuito al c -esimo strato.

Un processo di segmentazione che tenda alla esclusiva minimizzazione dell'eterogeneità spettrale porta a generare poligoni estremamente frammentati, caratterizzati da una dimensione frattale molto elevata. Questo effetto è tanto più sensibile quanto maggiore è la risoluzione geometrica dell'immagine.

Per questo motivo, i poligoni creati devono anche tendere a minimizzare il valore di eterogeneità geometrica (h_g), a sua volta definita da due fattori di forma. Il primo è il *fattore frattale* (h_{g_smooth}) e dipende dalla complessità del perimetro del poligono rispetto alla sua estensione:

$$h_{g_smooth} = \frac{l}{\sqrt{n}}$$

dove: h_{g_smooth} = fattore frattale dell'eterogeneità geometrica del poligono considerato; l = lunghezza del perimetro del poligono considerato; n = numero di pixel di cui è costituito il poligono considerato.

Il secondo è il *fattore di compattezza* ($h_{g_compact}$) che dipende dal rapporto dimensionale degli assi del poligono:

$$h_{g_compact} = \frac{l}{b}$$

dove: $h_{g_compact}$ = fattore di compattezza dell'eterogeneità geometrica del poligono considerato; l = lunghezza del perimetro del poligono considerato; b = lunghezza del lato minore del più piccolo quadrilatero parallelo al dato raster in cui è inscrivibile il poligono considerato.

Operativamente l'algoritmo di segmentazione procede, a partire da ogni pixel dell'immagine, fondendo poligoni adiacenti fino a quando il cambiamento di eterogeneità osservabile tra i due poligoni originari e il nuovo poligono generato non supera una certa soglia definita dall'utente (*fattore di scala*). Se il cambiamento di eterogeneità non supera la soglia predefinita la fusione viene effettivamente realizzata, altrimenti i due poligoni rimangono separati.

La differenza di eterogeneità (*overall fusion value*) tra il potenziale oggetto fuso e i due poligoni originari è pari a:

$$f = w_f \Delta h_s + (1 - w_f) \Delta h_g$$

dove: f = *overall fusion value*; w_f = peso attribuito in base all'importanza relativa dell'eterogeneità spettrale rispetto all'eterogeneità geometrica, compreso tra 1 (viene considerata solo l'eterogeneità spettrale) e 0 (viene considerata solo l'eterogeneità geometrica).

La differenza di eterogeneità spettrale (Δh_s) tra il poligono potenzialmente fuso e i due poligoni originari è calcolata come:

$$\Delta h_s = \sum_{c=1}^q w_c (n_{merge} \sigma_{merge_c} - (n_{obj1} \sigma_{obj1_c} + n_{obj2} \sigma_{obj2_c}))$$

dove: n_{merge} = numero di pixel inclusi nel poligono generato dalla fusione; σ_{mergec} = deviazione standard dei valori dei pixel del c -esimo strato nel poligono generato dalla fusione; n_{obj1} = numero di pixel inclusi nel primo dei due poligoni prima della fusione; σ_{obj1c} = deviazione standard dei valori dei pixel del c -esimo strato nel primo dei due poligoni prima della fusione; n_{obj2} = numero di pixel inclusi nel secondo dei due poligoni prima della fusione; σ_{obj2c} = deviazione standard dei valori dei pixel del c -esimo strato nel secondo dei due poligoni prima della fusione.

La differenza di eterogeneità geometrica (Δh_g) tra il poligono potenzialmente fuso e i due poligoni originari è calcolata come:

$$\Delta h_g = w_g \Delta h_{g_compact} + (1 - w_g) \Delta h_{g_smooth}$$

dove:

w_g = peso attribuito all'importanza relativa del fattore frattale rispetto a quello di compattezza, compreso tra 1 (viene considerato il solo fattore di compattezza) e 0 (viene considerato il solo fattore frattale);

$$\Delta h_{g_compact} = n_{merge} \frac{l_{merge}}{\sqrt{n_{merge}}} - \left(n_{obj1} \frac{l_{obj1}}{\sqrt{n_{obj1}}} + n_{obj2} \frac{l_{obj2}}{\sqrt{n_{obj2}}} \right);$$

$$\Delta h_{g_smooth} = n_{merge} \frac{l_{merge}}{b_{merge}} - \left(n_{obj1} \frac{l_{obj1}}{b_{obj1}} + n_{obj2} \frac{l_{obj2}}{b_{obj2}} \right);$$

con l_{merge} = lunghezza del perimetro del poligono generato dalla fusione; l_{obj1} = lunghezza del perimetro del primo dei due poligoni prima della fusione; l_{obj2} = lunghezza del perimetro del secondo dei due poligoni prima della fusione; b_{merge} = lunghezza del lato minore del più piccolo quadrilatero parallelo al dato raster in cui è inscrivibile il poligono generato dalla fusione; b_{obj1} = lunghezza del lato minore del più piccolo quadrilatero parallelo al dato raster in cui è inscrivibile il primo dei due poligoni prima della fusione; b_{obj2} = lunghezza del lato minore del più piccolo quadrilatero parallelo al dato raster in cui è inscrivibile il secondo dei due poligoni prima della fusione.

Durante il processo di segmentazione, se il valore di f risulta minore del quadrato del *fattore di scala* impostato dall'utente i due poligoni vengono fusi in uno solo e il processo di aggregazione procede. Se invece f è superiore al quadrato del *fattore di scala* impostato, allora i due poligoni rimangono separati e il processo di segmentazione si arresta.

Il suddetto fattore di scala serve a calibrare la grandezza dei poligoni che vengono creati con la segmentazione e la sua definizione è legata alla scala di riferimento della cartografia che l'utente vuole produrre.

Il processo di segmentazione implementato in eCognition è *multirisoluzione* nel senso che, a partire da una stessa immagine, è possibile generare diversi livelli gerarchici di poligoni con diversi fattori di scala. Diminuendo il fattore di scala i poligoni generati divengono sempre più piccoli perché minore deve risultare la variabilità spettrale intra-poligoni. La particolarità della multirisoluzione consiste nel collegamento esistente tra i poligoni dei diversi livelli gerarchici della segmentazione.

6.2 APPLICAZIONE DELL'ALGORITMO

A livello operativo l'algoritmo di segmentazione implementato in eCognition per quantificare l'eterogeneità spettrale e geometrica segue i criteri illustrati in Figura 3.

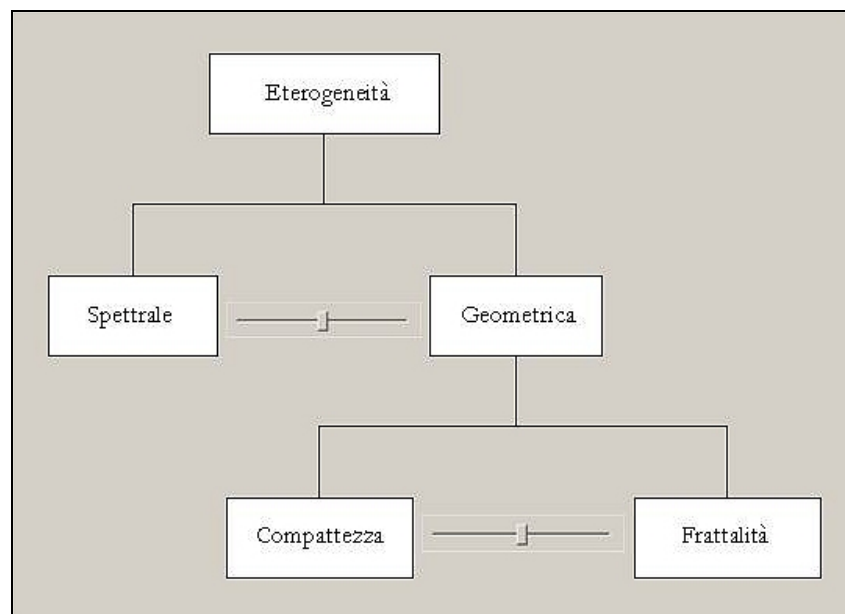


Figura 3. Criteri per l'applicazione dei pesi dell'algoritmo di segmentazione.

In eCognition, una volta generato un primo livello di poligoni è possibile generare n nuovi livelli gerarchici di livello superiore al primo se il fattore di scala è più grande del primo (poligoni mediamente più grandi) o di livello inferiore se il fattore di scala è più piccolo del primo (poligoni mediamente più piccoli). I poligoni di livello gerarchico inferiore sono sempre

geometricamente consistenti con quelli del livello gerarchico superiore, ovvero ogni poligono di livello inferiore appartiene a uno e uno solo dei poligoni di livello superiore. Tutti i poligoni dei diversi livelli di segmentazione costituiscono un'unica banca dati in cui sono registrati tutti i collegamenti esistenti tra poligoni dello stesso o di diverso livello gerarchico. Per ogni poligono sono quindi noti i poligoni in contatto sullo stesso livello gerarchico, i poligoni di cui è costituito nell'eventuale livello gerarchico inferiore e il poligono in cui è contenuto nell'eventuale livello gerarchico superiore (Figura 4).

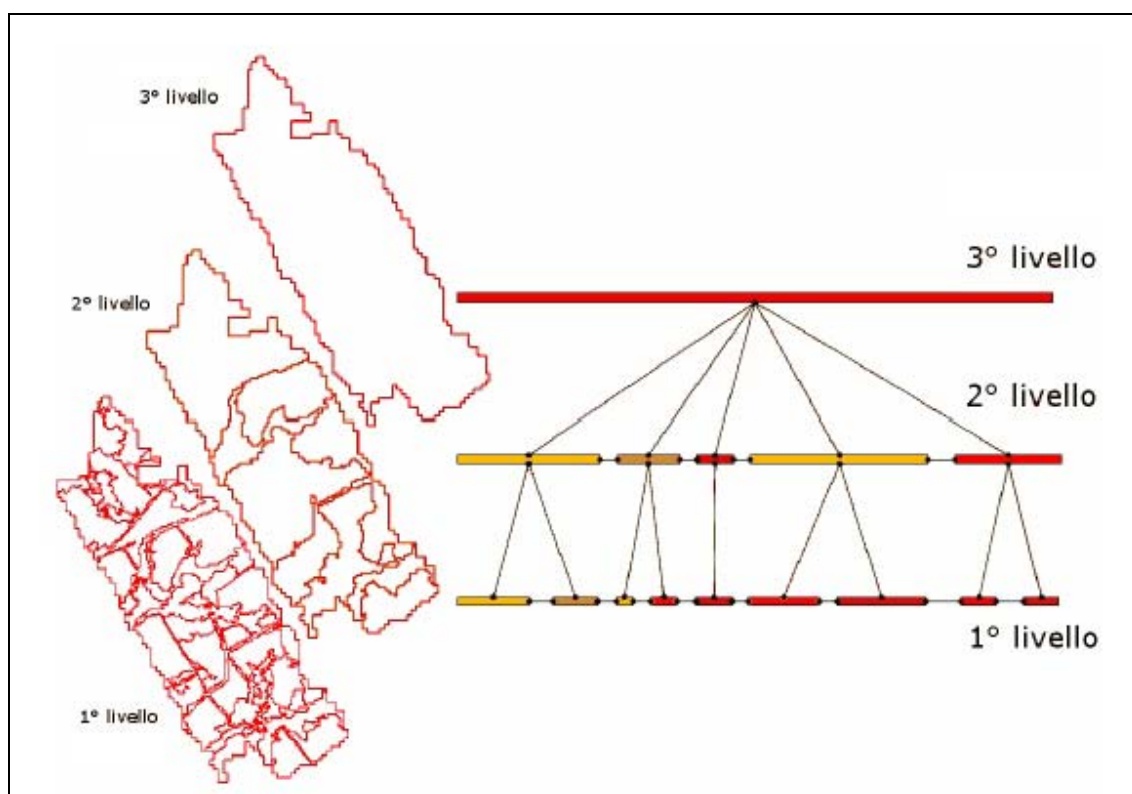


Figura 4. Modello descrittivo per il processo di segmentazione multirisoluzione; a sinistra in alto, un poligono (terzo livello) generato con una segmentazione dell'immagine con fattore di scala grande viene successivamente sottosegmentato con fattori di scala più piccoli generando un secondo e un primo livello; a destra, schematizzazione delle relazioni che vengono mantenute tra poligoni sullo stesso livello e tra livelli diversi (Fonte: CHIRICI e CORONA, 2006, modificato).

Gli attributi da utilizzare nel processo di segmentazione multirisoluzione sono strettamente connessi con la tipologia e la scala dell'immagine e l'obiettivo dell'operatore. Generalmente si arriva a definire prima l'obiettivo, ossia il poligono più piccolo che si vuole rappresentare, la

cosiddetta Unità Minima Cartografabile (U.M.C.), che diventa il riferimento soprattutto per definire il fattore di scala.

Se l'obiettivo è di creare delle cartografie di uso/copertura del suolo, i differenti livelli gerarchici possono essere utilizzati sia per arrivare ad una migliore segmentazione dell'immagine, ma anche come attributo per successivi procedimenti che coinvolgono la classificazione automatica delle immagini (CHIRICI *et al.*, 2003; CHIRICI *et al.*, 2005).



Figura 5. Esempio di segmentazione su immagine QuickBird falsocolore dei rimboschimenti presso la Tenuta di Castel di Guido (RM), anno 2002.

Un'altra tecnica per applicare la segmentazione prevede di classificare manualmente per fotointerpretazione un livello di segmentazione utilizzando una nomenclatura basata su macrocategorie. La successiva segmentazione (di primo livello) è realizzata con parametri diversi ottimizzati in modo reiterativo per ognuna delle macrocategorie identificate nel livello di segmentazione precedente. Tale procedura ha permesso di dettagliare geometricamente e

tematicamente solo alcune delle classi del sistema di nomenclatura, mentre altre classi sono rimaste a un livello di definizione più generico. Questa procedura di *classification-based segmentation*, applicata a immagini QuickBird, ha quindi portato alla realizzazione di una cartografia vettoriale con dettaglio differenziato a seconda delle categorie di uso del suolo incontrate nell'area d'indagine (CHIRICI *et al.*, 2005).

Per quanto riguarda gli strati informativi utilizzabili, si segnala che possono essere di vario tipo. Se si utilizzano dati telerilevati, si quantifica l'eterogeneità spettrale e geometrica espressa dai valori di *digital number* di ciascuna banda spettrale rilevati su ciascuno dei pixel inclusi nel poligono, ad esempio per immagini QuickBird si dispone di 4 bande spettrali. Ma altri strati informativi utilizzati in ambito forestale per produrre cartografie sono il DEM (DORREN *et al.*, 2003) oppure dati elaborati, come un indice multitemporale normalizzato calcolato sui valori di *digital number* delle singole bande spettrali e utilizzato per monitorare annualmente la superficie forestale (CHIRICI e CORONA, 2006).

In Figura 5 viene mostrato un esempio di segmentazione applicato su un'immagine QuickBird multispettrale dei rimboschimenti eterogenei della Tenuta di Castel di Guido (RM).

7. QUANTIFICAZIONE DELL'ETEROGENEITÀ STRUTTURALE

La quantificazione dell'eterogeneità strutturale di un popolamento arboreo è stato eseguito tramite il calcolo di indici che descrivono vari aspetti della diversità strutturale. In questo lavoro, in particolare, è stato utilizzato un sistema di indici strutturali basati sulle relazioni tra alberi vicini. Negli ultimi anni uno degli indici più semplici e innovativi proposti a livello internazionale per la descrizione della struttura di un popolamento forestale nello spazio orizzontale è lo *Uniform Angle Index* (UAI), conosciuto anche sotto il nome di *Indice di Winkelmass* (VON GADOW *et al.*, 1998; VON GADOW, 1999).

7.1 NEIGHBOUROOD BASED STRUCTURAL INDICES

Lo *Uniform Angle Index* è un indice strutturale basato sulle relazioni esistenti tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*). Le relazioni esistenti tra k alberi vicini sono di natura spaziale, ma anche di tipo dendrologico o evolutivo. Cambiando il tipo di attributo considerato, si analizzano differenti aspetti della diversità strutturale. Ad esempio sulla base della conoscenza del tipo di specie vegetale, si arriva a quantificare la diversità dendrologica, così come con la conoscenza del diametro a petto d'uomo dei k alberi più vicini al punto di sondaggio si quantifica la diversità dimensionale.

I differenti aspetti della diversità strutturale sono quindi descritti da un insieme di indici, che operativamente, hanno in comune la semplicità del rilievo.

Di seguito vengono descritti gli indici strutturali utilizzati nel presente lavoro.

Lo *Uniform Angle Index* (UAI) consente di descrivere la modalità di distribuzione spaziale degli alberi in corrispondenza di un dato punto di sondaggio all'interno di un dato popolamento forestale, tramite l'osservazione degli angoli di direzione α_j (con $j = 1 \dots k$) rispetto ai k alberi più vicini intorno al punto di sondaggio.

Il vertice dell'angolo può essere costituito dall'albero più vicino al punto di sondaggio (*tree-based Winkelmass*; vd. VON GADOW *et al.*, 1998; VON GADOW, 1999) oppure dal punto di sondaggio stesso (*point-or-area based Winkelmass*; vd. AGUIRRE *et al.*, 2003): sotto il profilo operativo, quest'ultimo approccio è in genere preferibile (AGUIRRE *et al.*, 2003).

L'angolo tra due alberi vicini può essere misurato in senso orario o antiorario: in ogni caso va

considerato quello di minore ampiezza. Il confronto tra il valore dell'angolo misurato α_j con un valore di riferimento α_r fornisce una variabile binaria z_j che assume i seguenti valori:

$$z_j = \begin{cases} 1, & \alpha_j < \alpha_r \\ 0, & \alpha_j \geq \alpha_r \end{cases}$$

L'angolo di riferimento è pari a $\frac{1}{k}$ dell'angolo giro, valore atteso nel caso di distribuzione perfettamente regolare degli alberi.

L'indice UAI , calcolato per l' i -esimo punto di sondaggio, è pari alla media del valore assunto dalla variabile z_j (Figura 6):

$$UAI_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$$

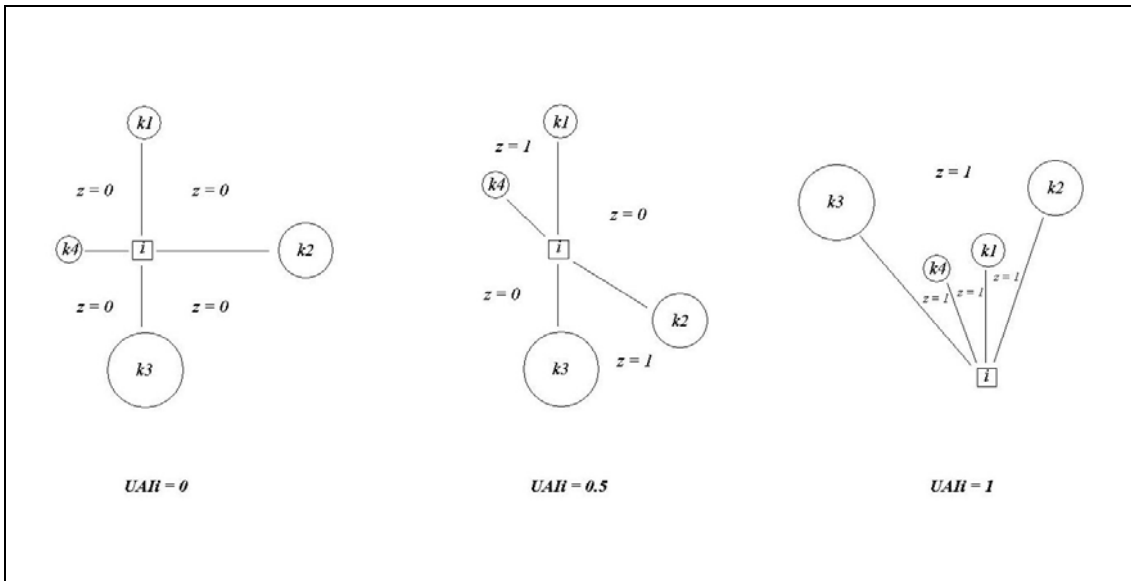


Figura 6. Valori assunti dallo Uniform Angle Index e dalla variabile z , nel punto di sondaggio i , con $k = 4$ alberi di riferimento (Fonte: CORONA *et al.*, 2005b, modificato).

In caso di distribuzione regolare, valori di UAI_i pari a zero si hanno nel caso in cui il punto di sondaggio cada al centro del gruppo di alberi o nelle sue immediate vicinanze, rendendo minimo l'intervallo di valori di UAI_i che distinguono una distribuzione regolare da una casuale. Per tale motivo, all'angolo di riferimento si applica una percentuale di tolleranza che alcuni studi empirici consigliano porre uguale al 20%, cioè $\alpha_r = 0.8 \cdot \alpha_0$ (VON GADOW, 1999; HUI e

VON GADOW, 2002), con α_0 pari a $\frac{1}{k}$ dell'angolo giro.

I valori variano tra 0 e 1. I valori estremi caratterizzano, rispettivamente, distribuzioni degli alberi nello spazio orizzontale di tipo regolare ($UAI_i = 0$) o a gruppi ($UAI_i = 1$). I valori intermedi caratterizzano invece distribuzioni spaziali che tendono a essere casuali ($UAI_i = 0.5$).

L'indice *Species Mingling* (*SM*) (FÜLDNER, 1995; VON GADOW e HUI, 1999; AGUIRRE *et al.*, 2003) quantifica la diversità dendrologica confrontando la specie dell'i-esimo albero di riferimento con la specie dei k alberi più vicini:

$$SM_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$$

con $z_j = 0$ se la specie del j-esimo albero è la stessa dell'albero di riferimento i , in caso contrario la variabile z_j assume valore pari a 1. Pertanto l'indice *SM* assume valori compresi tra 0 nel caso di alberi di un'unica specie e 1 nel caso in cui i k alberi siano tutti di specie diversa da quella dell'albero di riferimento.

L'indice *DBH Dominance* (*DBHD*) (HUI *et al.*, 1998; AGUIRRE *et al.*, 2003) esprime la diversità dimensionale, confrontando il diametro a petto d'uomo dell'albero di riferimento con quello dei k alberi vicini:

$$DBHD_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$$

con *DBH* espresso in cm e la variabile $z_j = 0$ se il diametro a petto d'uomo del j-esimo albero è inferiore a quello dell'albero di riferimento i , in caso contrario z_j assume valori pari a 1. I valori assunti dall'indice *DBHD* variano da 0 a 1, aumentando al diminuire della dominanza dimensionale dell'albero di riferimento rispetto agli alberi vicini.

L'indice *DBH Dominance Modified* (*DBHDM*) (CORONA *et al.*, 2005a) è simile al precedente, ma la variabile z_j assume i seguenti valori:

$$z_j = \begin{cases} 1, (DBH_i - x) > DBH_j \\ 0, (DBH_i - x) \leq DBH_j \end{cases}$$

con *DBH* espresso in cm e x pari, preferibilmente, a 4 cm (con riferimento a classi diametriche di modulo pari a 5 cm). In questo modo, l'indice di dominanza dimensionale *DBHDM* assume valori tanto maggiori quanto maggiore è la dominanza, e, imponendo una soglia minima di differenza diametrica, appare più sensibile all'effettivo livello di eterogeneità dimensionale tra alberi contigui.

L'indice *Height Dominance Modified (HDM)* esprime la diversità in altezza, confrontando l'altezza dell'albero di riferimento con quello dei k alberi vicini:

$$HDM_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$$

con l'altezza espressa in m e la variabile z_j pari a:

$$z_j = \begin{cases} 1, & (H_i - x) > H_j \\ 0, & (H_i - x) \leq H_j \end{cases}$$

con x pari preferibilmente a 2 m per boschi a carattere tendenzialmente monopiano. I valori assunti dall'indice *HDM* variano da 0 a 1, aumentando all'aumentare della dominanza verticale dell'albero di riferimento sui k alberi più vicini.

Ai suddetti indici, è stata aggiunta la distanza tra il punto di sondaggio e l'albero a esso più vicino (*DIST*), che fornisce una semplice indicazione sul grado di densità e aggregazione tra gli alberi: a differenza degli altri indici considerati, che sono adimensionali, *DIST* è espresso in un'unità di misura lineare (in genere, metri).

Il rilevamento dell'insieme di indici considerati può avvenire non solamente rispetto un dato albero di riferimento (modalità *reference tree*), ma anche rispetto a un dato punto di sondaggio (modalità *reference point*). In questo secondo caso, per il calcolo di *SM*, *DBHD*, *DBHDM* e *HDM* si assume come riferimento l'albero più vicino al punto di sondaggio. I valori che questi indici possono assumere sono pari a k , perché uno dei k alberi diviene albero di riferimento ed è pertanto da escludere ai fini del computo degli indici nel punto i -esimo di sondaggio. L'indice *DIST* invece misura la distanza tra il punto di sondaggio stesso e l'albero più vicino.

Nell'ambito di applicazioni a scopi inventariali è ovviamente da preferire questa seconda modalità di rilevamento (modalità *reference point*) in quanto i punti di sondaggio possono più agevolmente essere selezionati secondo schemi di campionamento rigorosamente probabilistico.

Nel caso di campionamento casuale o sistematico semplice, lo stimatore del valore medio di ciascuno degli indici considerati in un dato soprassuolo forestale è pari a:

$$\hat{I} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n I_i$$

dove: I_i = valore dell'indice misurato in corrispondenza dell' i -esimo punto di sondaggio; n = numero di punti di sondaggio.

La variabilità del valore medio può essere quantificata tramite il suo errore standard, il cui

stimatore è pari a:

$$\hat{s}_{\hat{I}} = \sqrt{\frac{1}{n \cdot (n-1)} \sum_{i=1}^n (I_i - \hat{I})^2}$$

Oltre ai suddetti parametri statistici è, comunque, soprattutto la distribuzione delle frequenze dei valori dei singoli indici che permette di caratterizzare in modo dettagliato la struttura dei soprassuoli inventariati.

L'insieme di indici considerati è descritto analiticamente in Tabella 2.

Tabella 2. Descrizione sintetica degli indici strutturali considerati.

<i>Indice</i>	<i>Formula</i>	<i>Valori rilevati</i>
Indice di distribuzione spaziale	$UAI_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$	$z_j = \begin{cases} 1, \alpha_j < \alpha_r \\ 0, \alpha_j \geq \alpha_r \end{cases}$
Indice di mescolanza dendrologica	$SM_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$	$z_j = \begin{cases} 0, spp_i = spp_j \\ 1, spp_i \neq spp_j \end{cases}$
Indice di dominanza diametrica	$DBHD_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$	$z_j = \begin{cases} 0, DBH_i > DBH_j \\ 1, DBH_i \leq DBH_j \end{cases}$
Indice di dominanza diametrica modificato	$DBHDM_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$	$z_j = \begin{cases} 1, (DBH_i - x) > DBH_j \\ 0, (DBH_i - x) \leq DBH_j \end{cases}$
Indice di dominanza verticale modificato	$HDM_i = \frac{1}{k} \cdot \sum_{j=1}^k z_j$	$z_j = \begin{cases} 1, (H_i - x) > H_j \\ 0, (H_i - x) \leq H_j \end{cases}$
Distanza dall'albero più vicino	$DIST_i = \min z_j $	$z_j = \sqrt{(x_j - x_i)^2 + (y_j - y_i)^2}$

In Figura 7 è illustrato un esempio di calcolo dei sei indici strutturali rispetto a $k = 4$ alberi più vicini, sia per la modalità *reference tree* che per quella *reference point*.

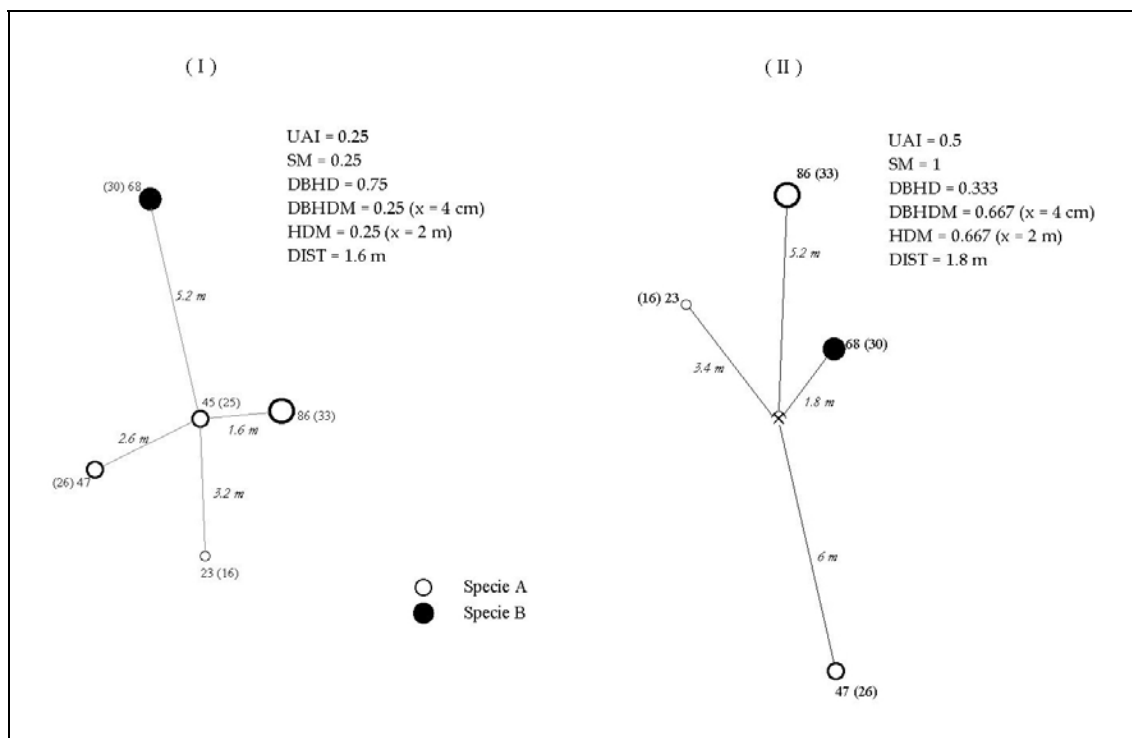


Figura 7. Esempio di rilevamento e calcolo di UAI , SM , $DBHD$, $DBHDM$, HDM e $DIST$, considerando i $k = 4$ alberi più vicini, nella modalità *reference tree* (I) e *reference point* (II). I cerchi individuano la posizione dei fusti arborei, con indicazione del loro diametro a petto d'uomo, in parentesi viene indicata l'altezza. Il simbolo [X] indica la posizione del punto di sondaggio (Fonte: CORONA *et al.*, 2005a, modificato).

7.2 INDICE DI MORISITA

Un altro indice strutturale, già noto in bibliografia da diversi anni (MORISITA, 1959), è l'indice di dispersione di Morisita, che fornisce indicazioni sul tipo di distribuzione dei fusti arborei nello spazio orizzontale, ma non per singoli alberi o singoli punti come lo *Uniform Angle Index*, ma per intere porzioni di territorio.

La superficie oggetto di studio viene suddivisa in quadrati di pari superficie e per ciascun quadrato viene calcolato il numero di alberi che ricade al suo interno. L'indice di Morisita viene calcolato rispetto alla dimensione dei singoli quadrati che compongono la superficie complessiva. Successivamente l'indice viene calcolato per l'intera superficie con quadrati di dimensione crescente, pari al doppio della superficie dei quadrati utilizzati precedentemente. Ossia l'indice di Morisita viene calcolato per quadrati di dimensione pari a S , poi con quadrati di dimensione pari a $2S$, successivamente $4S$ e così via.

Questo indice si calcola con la seguente formula (STEWART, 1986; HOSHINO *et al.*, 2001; MIURA e YAMAMOTO, 2003; MIYADOKORO *et al.*, 2003):

$$I_{\delta} = \frac{q \sum_{i=1}^q n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

dove q è il numero di quadrati in cui è suddivisa l'area di studio; n_i è il numero di fusti arborei presenti nell' i -esimo quadrato; N è il numero totale dei fusti arborei presenti in tutti i q quadrati.

Il grado di distribuzione dei fusti arborei è determinato tramite il calcolo dell'indice per quadrati di superficie crescente. Se la distribuzione dei fusti arborei è a gruppi l'indice I_{δ} assume valori superiori a 1, se invece la distribuzione è di tipo regolare l'indice assume valori inferiori a 1, mentre $I_{\delta} = 1$ per distribuzioni dei fusti arborei di tipo casuale.

Un esempio di calcolo è evidenziato in Figura 8. Una superficie quadrata pari a 400 m² (20 m x 20 m) sarà suddivisa in 16 quadrati di superficie pari a 25 m² (5 m x 5 m), al cui interno ricadono il numero indicato di fusti arborei. Applicando la formula per il calcolo dell'indice di Morisita si otterrà un valore pari a 0.85.

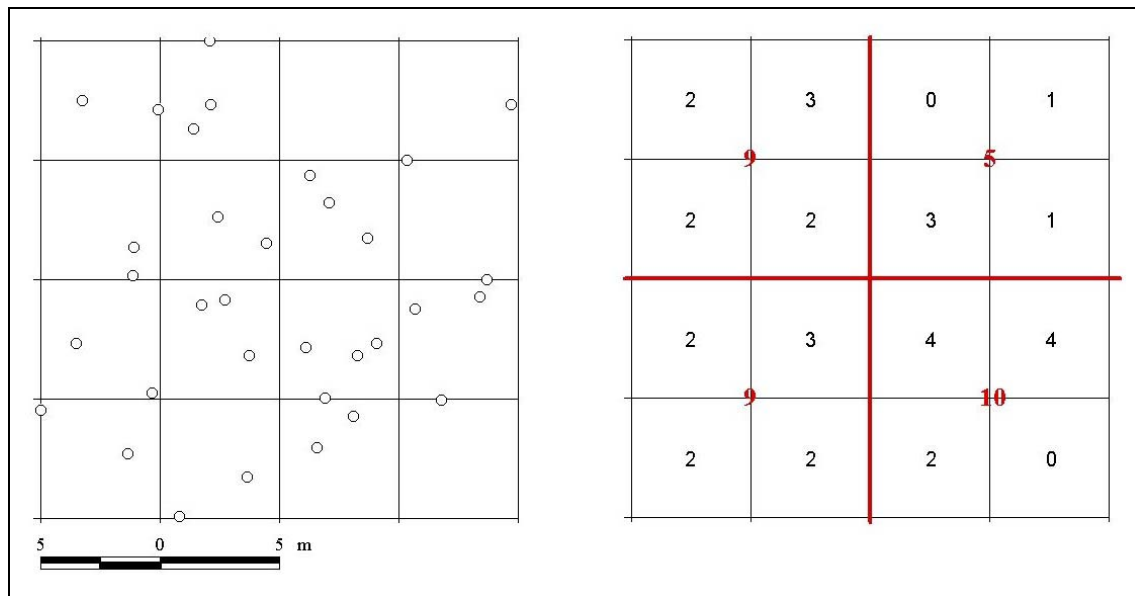


Figura 8. Esempio di calcolo dell'Indice di Morisita con 16 quadrati di superficie pari a 5 x 5 m (in nero) e con 4 quadrati di superficie pari a 10 x 10 m (in rosso). A sinistra la posizione dei fusti arborei indicata tramite dei cerchi; a destra il numero di fusti arborei che ricade in ciascun quadrato.

Sulla stessa superficie si calcola il valore dell'indice con 4 quadrati di superficie pari a 100 m² (10 m x 10 m), evidenziati con il colore rosso in Figura 8. In questo caso applicando la formula per il calcolo dell'indice di Morisita si otterrà un valore pari a 0.96.

L'intensità del raggruppamento è indicato dai valori stessi dell'indice, infatti a valori più elevati corrispondono maggiori intensità di raggruppamento. La dimensione media del gruppo, invece, è espressa tramite il seguente rapporto, calcolato per quadrati di superficie crescente:

$$\frac{I_{\delta(s)}}{I_{\delta(2s)}}$$

dove $I_{\delta(s)}$ è il valore dell'indice I_{δ} calcolato per quadrati di superficie pari a s , mentre $I_{\delta(2s)}$ è il valore calcolato per quadrati di superficie pari a $2s$. Le superfici quadrate che presentano dei valori di massimo del rapporto sopra indicato rispetto ai valori delle altre superfici indicano la dimensione media dei gruppi.

Lo scostamento dalla distribuzione casuale ($I_{\delta} = 1$) è significativo (MOSANDL e KLEINERT, 1998) quando il seguente valore T sarà maggiore dei valori tabulati dalla F di Fisher ($p = 0.05$) con $(q - 1; \infty)$ gradi di libertà:

$$T = \frac{I_{\delta}(N-1) + q - N}{q - 1}$$

dove I_{δ} è il valore dell'indice; N è il numero totale dei fusti arborei presenti in tutti i quadrati; q è il numero di quadrati.

Vari Autori hanno utilizzato l'indice di Morisita per descrivere la distribuzione dei fusti arborei nei differenti strati del bosco, purché la numerosità campionaria (fusti arborei) non sia bassa (HOSHINO *et al.*, 2001; MIYADOKORO *et al.*, 2003).

In Italia alcuni Autori hanno già usato l'indice di Morisita per descrivere la distribuzione nello spazio orizzontale dei fusti arborei in un bosco di faggio con cerro e castagno dell'Italia centrale, su aree di superficie pari a circa 2000 m² (AGRIMI *et al.*, 2003).

8. SPERIMENTAZIONI PRELIMINARI

Gli indici strutturali basati sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*), essendo noti in bibliografia internazionale solo da pochi anni, non sono stati ancora applicati nelle condizioni che caratterizzano i boschi italiani.

Si è pertanto reso necessario effettuare una sperimentazione preliminare che evidenziasse, in particolare, il rapporto tra le informazioni ritraibili e l'impegno operativo da affrontare e che consentisse di mettere a punto adeguate procedure di monitoraggio. Il confronto con le informazioni desumibili dai rilievi convenzionali e con altri indici di natura biologica è il primo passo per la valutazione della capacità descrittiva di un indice. Ad esso va associata un'adeguata tecnica campionaria, che ne supporti il ruolo nel descrivere oggettivamente la diversità strutturale di soprassuoli forestali.

Di seguito vengono presentati i risultati di due studi preliminari condotti in soprassuoli forestali dell'alto Lazio, che hanno permesso di scegliere gli indici strutturali basati sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*) più idonei alle finalità del lavoro. I risultati di queste sperimentazioni preliminari sono stati già pubblicati: la prima sperimentazione è stata condotta in una fustaia di faggio (CORONA *et al.*, 2005b), la seconda sperimentazione è stata condotta in due cerrete (CORONA *et al.*, 2005a).

In Figura 9 è evidenziata l'ubicazione delle due sperimentazioni condotte.

8.1 FAGGETA DI MONTE FOGLIANO

L'area oggetto di sperimentazione è situata nell'alto Lazio, sulla parte sommitale del versante occidentale di Monte Fogliano, nel territorio del Comune di Vetralla (VT). E' compresa tra le quote di 780 m e 960 m s.l.m., e ha una superficie complessiva di circa 50 ettari.

La vegetazione forestale è costituita da una faggeta di quota, inquadrata nel *Polysticho-Fagetum aceretosum pseudoplatani* (SCOPPOLA e CAPORALI, 1998). Accanto al faggio (*Fagus sylvatica* L.) (73% del numero totale di alberi) sono presenti, con frequenze minori, il cerro (*Quercus cerris* L.), soprattutto nelle esposizioni sud-occidentali, il castagno (*Castanea sativa* Miller) e altre latifoglie mesofite (*Acer* spp., *Sambucus nigra* L.).

L'attuale struttura di questi popolamenti è assimilabile al classico tipo disetaneo (Figura 6), con

alberi di grosse dimensioni e con scarso sottobosco arbustivo.

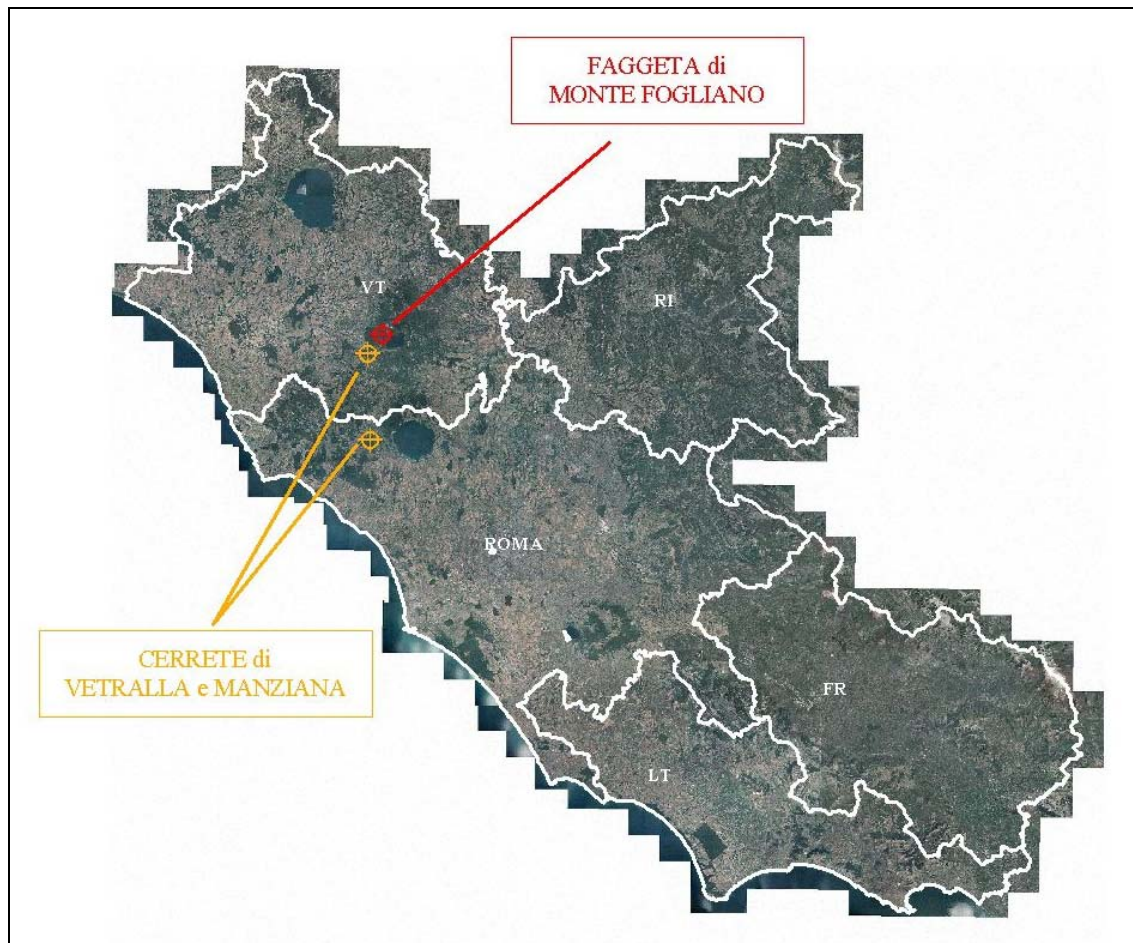


Figura 9. Ubicazione delle sperimentazioni preliminari.

8.1.1 Metodologia sperimentale

All'interno dell'area di studio è stato realizzato un campionamento sistematico per il rilevamento dello Uniform Angle Index, su un reticolo con passo di 50 metri appoggiato al sistema di coordinate UTM 33N ED50. A ciascun nodo del reticolo è stato associato un punto di sondaggio, per un totale di 203 unità campionarie.

Per ciascun punto di sondaggio è stato calcolato il valore dell'indice con $k = 4$ alberi (UAI_{i4}), ossia considerando i quattro alberi più vicini al punto di sondaggio. Sono stati considerati tutti gli alberi con diametro a petto d'uomo pari o superiore a 7.5 cm.

Utilizzando lo stesso reticolo, ma adottando un passo di 100 metri (51 unità campionarie), sono stati anche calcolati i valori dell'indice per $k = 6$ (UAI_{i6}) e per $k = 8$ (UAI_{i8}). UAI_{i6} può assumere

sette valori (0 – 0.167- 0.333 - 0.5 – 0.667- 0.833- 1) e UAI_{i8} nove (0 – 0.125 – 0.25 – 0.375 – 0.5 – 0.625 – 0.75 – 0.875 – 1). Centrata attorno a ciascun punto di sondaggio ottenuto dal reticolo con passo di 100 m è stata anche delimitata un'area campione di forma quadrata, con lato pari a 20 m. In ciascuna area campione è stato eseguito il cavallettamento degli alberi presenti con diametro pari a 7.5 cm o superiore.

I valori dello Uniform Angle Index sono stati posti in correlazione con i parametri dendrometrici derivanti dal cavallettamento e con l'indice di diversità strutturale H' (STAUDHAMMER e LEMAY, 2001) determinato in base al numero di alberi e all'area basimetrica di ciascuna classe diametrica:

$$H' = \sum_{j=1}^{S_i} \left(-\ln \frac{n_{ij}}{N_i} \right) \cdot \frac{n_{ij}}{N_i}$$

dove: N_i = numero totale di alberi cavallettati (oppure area basimetrica totale) nell'i-esima area campione; n_{ij} = numero di alberi (o area basimetrica) afferenti alla j-esima classe diametrica nella i-esima area campione; S_i = numero di classi diametriche nella i-esima area campione.

L'indice H' misura la diversità di distribuzione del numero di alberi (o dell'area basimetrica) nelle diverse classi diametriche. Tale diversità risulta massima quando tutte le classi diametriche hanno lo stesso numero di alberi (o lo stesso valore di area basimetrica): in questo caso, il valore assunto dall'indice H' sarà pari al logaritmo naturale di S. Il rapporto tra l'indice H' e il suo valore massimo teorico viene chiamato indice di uniformità (NEUMANN e STARLINGER, 2001; DEL RIO *et al.*, 2003):

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

La correlazione tra indici e parametri dendrometrici è stata quantificata tramite il coefficiente di correlazione di Pearson, secondo la seguente formula:

$$r_{xy} = \frac{s_{xy}^2}{s_x s_y}$$

dove: s_{xy}^2 = covarianza stimata degli attributi; s_x = deviazione standard stimata per l'attributo x; s_y = deviazione standard stimata per l'attributo y.

8.1.2 Risultati e discussione

In Figura 10 la distribuzione media complessiva del numero di piante per classi diametriche è come risulta dal cavallettamento delle 51 aree campione. Il numero medio di alberi ad ettaro è pari a 255, con diametro medio pari a 40.6 cm.

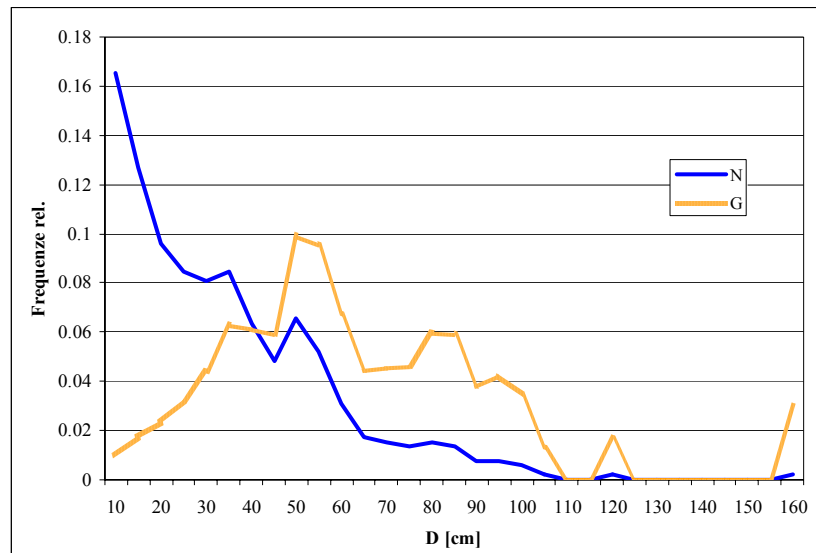


Figura 10. Distribuzione complessiva delle frequenze relative del numero di alberi e dell'area basimetrica per classi diametriche nell'area sperimentale.

Il valore medio dell'indice UAI calcolato con quattro alberi di riferimento ($k = 4$, 203 osservazioni) è risultato pari a 0.546 (ess% = 2.8%) (Figura 11). All'interno del popolamento prevale quindi una distribuzione degli alberi di tipo casuale.

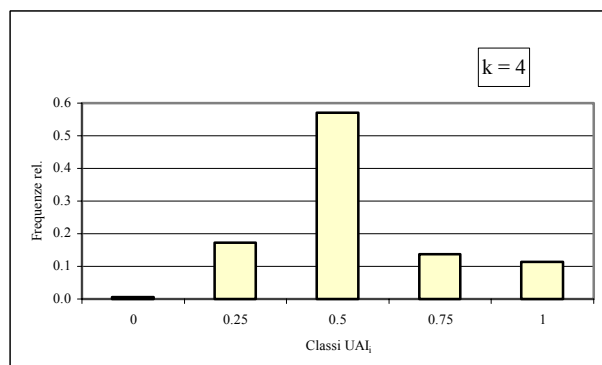


Figura 11. Frequenze relative dell'indice UAI_{i4} nell'area sperimentale.

Il confronto tra i valori medi dell'indice UAI calcolato per k pari a 4, 6 e 8 è riportato in Tabella 3. L'indice assume valori medi molto simili, senza differenze significative: ciò dimostra che, in condizioni analoghe a quelle esaminate, per la determinazione dell'indice UAI a livello di particella forestale non è necessario utilizzare più di quattro alberi per ciascun punto di sondaggio. Ovviamente, la scelta di 4, 6 o 8 alberi fa variare il valore dell'indice UAI in ciascun punto di sondaggio; le differenze di valori rilevati per l'indice calcolato tra 4 e 6 alberi, tra 6 e 8 alberi e tra 4 e 8 alberi, in ciascun punto di sondaggio, sono però nel 76.5% dei casi inferiori a $|0.25|$.

Tabella 3. Valori medi dell'indice UAI al variare di k nell'area sperimentale (numero di osservazioni = 51).

Numero di alberi utilizzati per il calcolo di <i>UAI</i>	Valore medio dell'indice <i>UAI</i>	Errore standard dell'indice <i>UAI</i>
4	0.559	0.028
6	0.526	0.023
8	0.529	0.021

Nella Tabella 4 sono riportati i valori medi dell'indice UAI (per $k = 4$) calcolati su un numero crescente di unità campionarie (51, 101, 203, corrispondenti rispettivamente a reticoli con passo di 50, 71¹ e 100 m). Nelle condizioni esaminate, i valori medi dell'indice risultano indipendenti dalla numerosità del campione, e presentano ovviamente valori di errore standard che diminuiscono all'aumentare della numerosità del campione.

Tabella 4. Valori medi dell'indice UAI (con $k = 4$) nell'area sperimentale al variare della numerosità campionaria.

Numerosità del campione	Valore medio dell'indice <i>UAI</i>	Errore standard dell'indice <i>UAI</i>
51	0.559	0.028
101	0.535	0.020
203	0.546	0.015

¹ Unità campionarie scelte alternativamente.

Il valore medio dell'indice H' , calcolato per il numero degli alberi ad ettaro (H'_N), con classi diametriche di ampiezza di 5 cm, è pari a 1.594, mentre il valore medio stimato per l'area basimetrica (H'_G) è pari a 1.388. L'indice di uniformità, calcolato per il numero degli alberi ad ettaro (E_N), è pari a 0.939, mentre il valore stimato per l'area basimetrica (E_G) è pari a 0.817.

Mediamente, l'indice H' indica una lieve maggiore diversità strutturale in termini di numero di alberi per classi diametriche; nel complesso, tale diversità risulta elevata, con valori prossimi al massimo teorico, come dimostrato dai valori dell'indice di uniformità.

Dalla Tabella 5 risulta evidente la completa indipendenza dell'indice Winkelmass rispetto a tutti gli altri parametri misurati nell'area sperimentale.

Tabella 5. Coefficiente di correlazione dell'indice UAI rispetto agli altri parametri misurati nell'area sperimentale (numero di osservazioni = 51).

	Indice E_N	Indice E_G	Indice H'_N	Indice H'_G	Numero alberi a ettaro	Area basimetrica a ettaro
Indice UAI	-0.009	-0.033	-0.117	-0.137	-0.040	-0.150

8.2 CERRETE DI VETRALLA E DI MANZIANA

Un'altra sperimentazione è stata condotta nelle cerrete di Vetralla (VT) e di Manziana (RM), e ha riguardato il soprassuolo principale, cioè gli alberi con diametro a petto d'uomo maggiore di 7.5 cm. Si tratta di popolamenti a netta dominanza di cerro, in cui saltuariamente si rinvencono altre specie, quali aceri (*Acer spp.*) e carpino bianco (*Carpinus betulus* L.), e, nei boschi di Vetralla, anche castagno (*Castanea sativa* Miller), ciliegio (*Prunus avium* L.), carpino nero (*Ostrya carpinifolia* Scop.) e altre latifoglie.

Le aree oggetto di inventariazione sono state tre: due (A e B), di estensione pari a circa 2.5 ha ciascuna, nella cerreta di Vetralla, a circa 460 m s.l.m. su terreno prevalentemente pianeggiante; la terza area (C), di estensione pari a circa 0.36 ha, si trova invece nella cerreta di Manziana, a una quota di circa 360 m s.l.m., anch'essa su terreno prevalentemente pianeggiante.

In Tabella 6 sono riassunti sinteticamente i principali parametri dendrometrici delle aree inventariate. La distribuzione del numero di alberi per classi diametriche (Figura 12) evidenzia popolamenti di tipo coetaneiforme per la cerreta di Vetralla e una struttura composita (AGRIMI *et al.*, 1991) per il bosco di Manziana.

Tabella 6. Principali parametri dendrometrici rilevati nelle tre aree sperimentali.

	<i>Numero alberi</i> [N ha ⁻¹]	<i>Diametro medio</i> <i>dei fusti arborei</i> [cm]	<i>Volume</i> <i>dendrometrico</i> [m ³ ha ⁻¹]
Area A	208	45	532
Area B	196	41	426
Area C	225	42	512

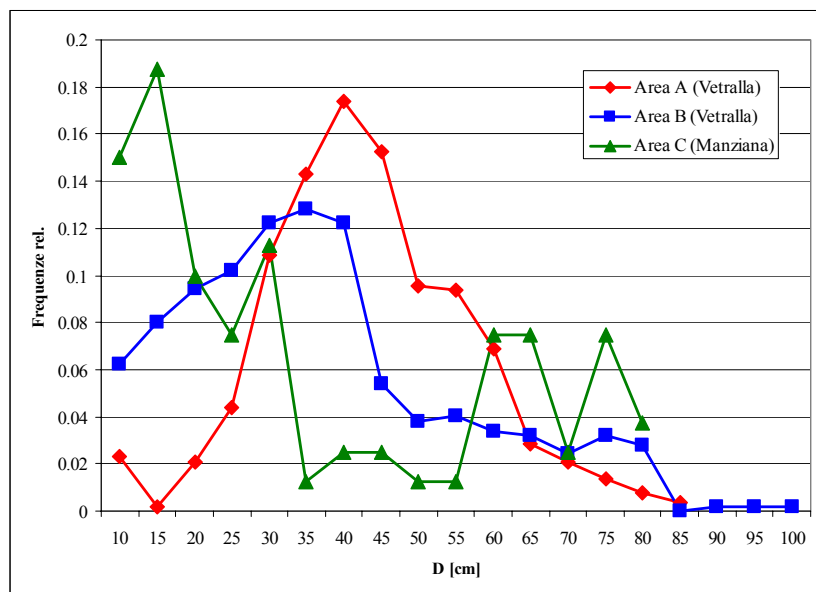


Figura 12. Distribuzione delle frequenze relative del numero di alberi per classi diametriche nelle aree esaminate.

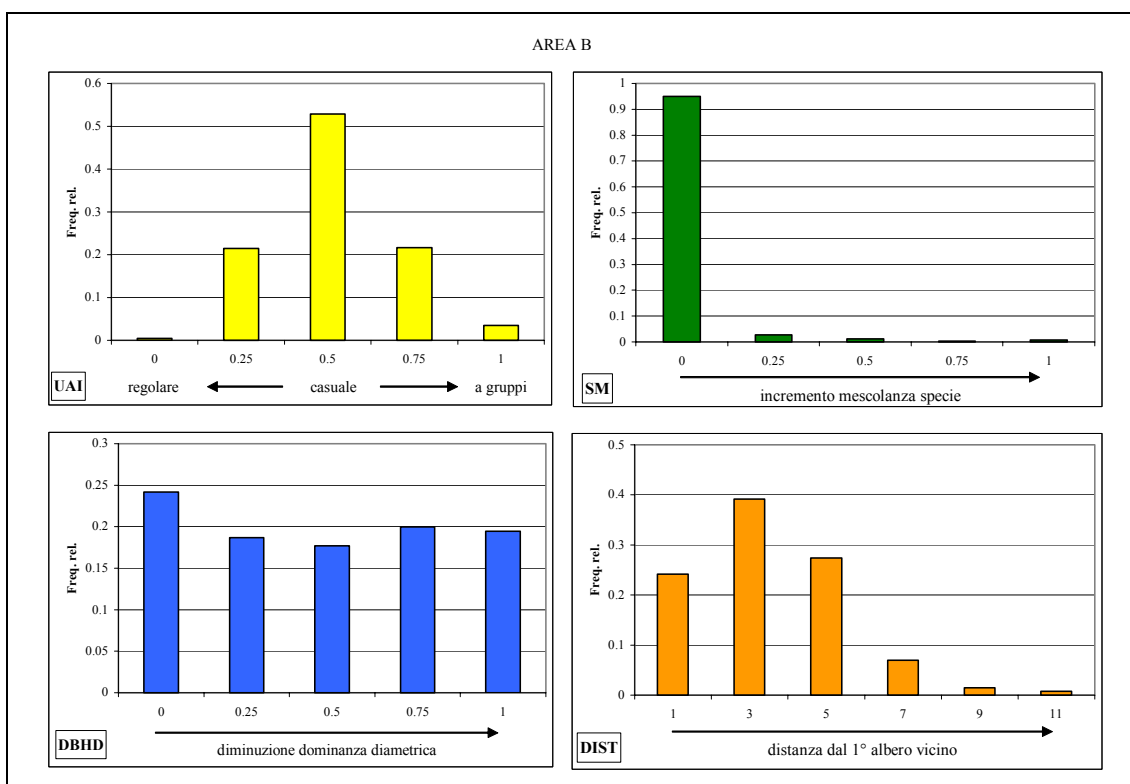
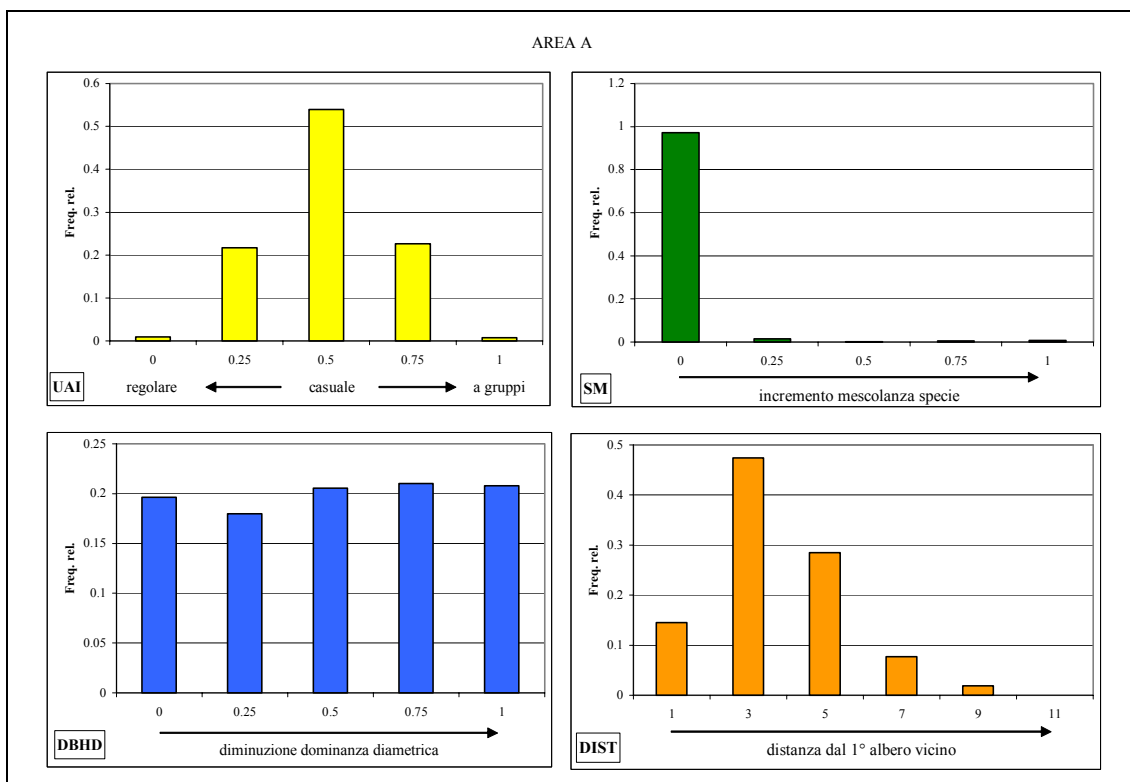


Figura 13. Continua pagina seguente ⇨ ⇨ ⇨ ⇨

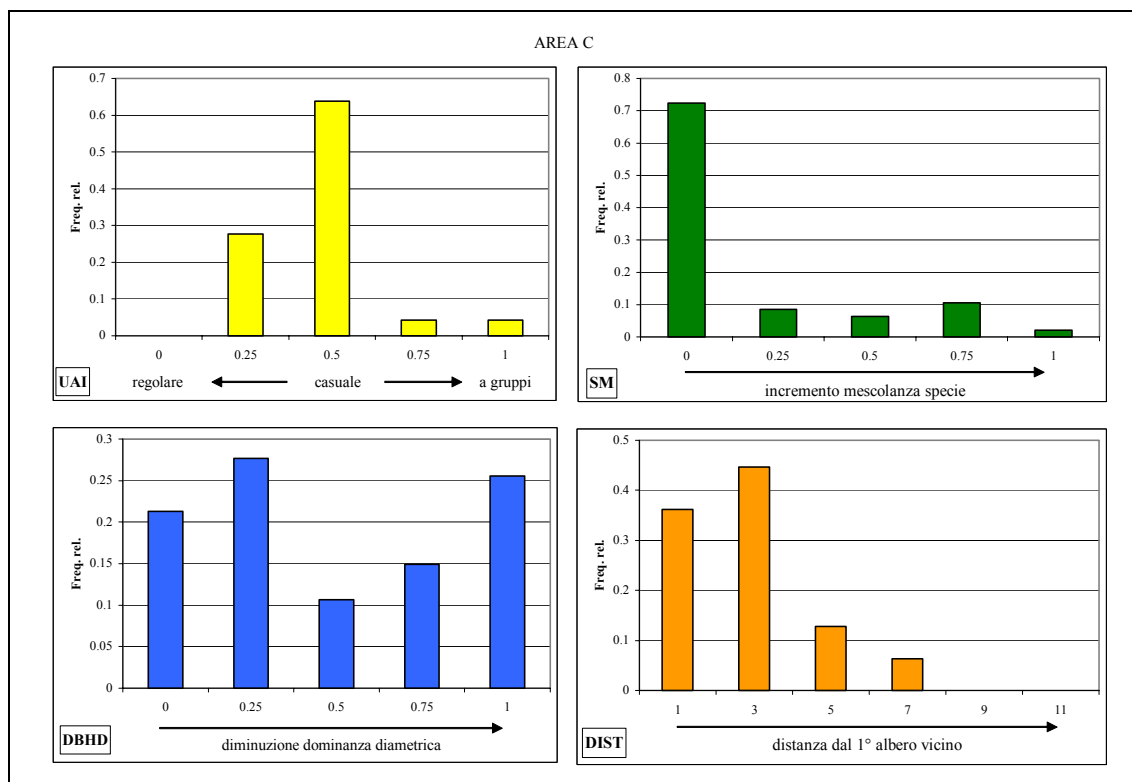


Figura 13. Distribuzione delle frequenze relative dei valori degli indici *UAI*, *SM*, *DBHD* e *DIST* in ciascuna delle aree sperimentali (modalità *reference tree*; $k = 4$).

8.2.1 Caratterizzazione del soprassuolo mediante censimento georeferenziato (modalità *reference tree*)

Le statistiche degli indici rilevati per ciascuno degli alberi inclusi nelle tre aree sperimentali sono esposte in Tabella 7 e la distribuzione dei valori in ciascuna area è riportata in Figura 13.

I valori medi dell'indice *UAI* segnalano distribuzioni spaziali degli alberi tendenzialmente di tipo casuale in tutte e tre le aree sperimentali, sebbene con differenze statisticamente significative tra l'area B e l'area C. Trattandosi di popolamenti prevalentemente monospecifici risulta evidenziata la bassa mescolanza di specie arboree, seppure con un valore medio di *SM* significativamente maggiore nell'area C rispetto alle altre due aree. Non si riscontra un'accentuata dominanza dimensionale in nessuna delle tre aree, senza differenze statisticamente significative nei valori medi di *DBHD*. Peraltro, la distribuzione di *DBHD* nell'area C mostra due tendenze opposte con massimi di frequenza per i valori pari a 0.25 e a 1 (Figura 13). La distanza dal primo albero vicino è generalmente prossima a 3.5 m nelle aree A e B, mentre presenta un valore medio significativamente inferiore nell'area C.

Tabella 7. Statistiche degli indici *UAI*, *SM*, *DBHD*, *DIST* nelle aree sperimentali (modalità *reference tree*, con $k = 4$). Sulle righe, valori medi con lettera diversa sono tra loro statisticamente differenti ($p = 0.05$).

	<i>Area A</i>		<i>Area B</i>		<i>Area C</i>	
	<i>Media</i>	<i>Dev. Std.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev. Std.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev. Std.</i>
UAI	0.501ab	0.18	0.516a	0.19	0.463b	0.17
SM	0.015a	0.10	0.022a	0.12	0.154b	0.28
DBHD	0.513a	0.35	0.479a	0.36	0.489a	0.38
DIST (m)	3.669a	1.66	3.513a	1.97	2.792b	1.51

Tabella 8. Coefficiente di correlazione di Pearson tra gli indici strutturali testati nelle aree sperimentali (modalità *reference tree*). Con asterisco sono segnalate le associazioni statisticamente significative al livello di probabilità $p = 0.05$.

<i>Area A</i> (numero alberi di riferimento = 428)			
	<i>SM</i>	<i>DBHD</i>	<i>DIST</i>
<i>UAI</i>	0.007	-0.063	0.036
<i>SM</i>		0.097*	-0.042
<i>DBHD</i>			-0.115*
<i>Area B</i> (numero alberi di riferimento = 401)			
	<i>SM</i>	<i>DBHD</i>	<i>DIST</i>
<i>UAI</i>	0.005	-0.091	-0.045
<i>SM</i>		0.048	-0.032
<i>DBHD</i>			-0.216*
<i>Area C</i> (numero alberi di riferimento = 47)			
	<i>SM</i>	<i>DBHD</i>	<i>DIST</i>
<i>UAI</i>	-0.102	0.097	0.113
<i>SM</i>		0.028	0.137
<i>DBHD</i>			-0.037

Nel complesso, gli indici esaminati nella modalità *reference tree* non risultano tra loro correlati (Tabella 8), tranne una debole associazione statisticamente significativa (al livello di probabilità $p=0.05$) tra *DBHD* e *DIST* nelle aree A e B: a una maggiore dominanza dimensionale

corrisponde una minore distanza minima tra alberi, a indicare la tendenza alla costituzione di coorti di alberi grossi con alberi piccoli intorno. Nella sola area A, si osserva, accanto ai soggetti dominanti di cerro, una tendenza a una presenza relativamente maggiore di piccoli alberi di un'altra specie.

8.2.2 Monitoraggio inventariale (modalità *reference point*)

La sperimentazione della modalità *reference point* è stata condotta nelle aree A e B tramite selezione dei punti di sondaggio con campionamento sistematico a partenza casuale, saggiando tre diverse intensità di campionamento (passo del reticolo sistematico pari a 10 m, 20 m, 30 m).

Tabella 9. Efficienza relativa della stima degli indici esaminati al variare della numerosità campionaria nelle aree sperimentali A e B (modalità *reference point*: campionamento sistematico su reticolo di punti di sondaggio dislocato casualmente): a valore più bassi corrisponde una minore efficienza campionaria.

<i>Area A</i>				
<i>Passo (m)</i>	<i>UAI</i>	<i>SM</i>	<i>DBHD</i>	<i>DIST</i>
10	48	35	45	49
20	100	100	100	100
30	94	69	172	105
<i>Area B</i>				
<i>Passo (m)</i>	<i>UAI</i>	<i>SM</i>	<i>DBHD</i>	<i>DIST</i>
10	39	79	51	58
20	100	100	100	100
30	295	231	161	212

I risultati, riportati in Tabella 9, sono stati espressi in termini di efficienza relativa, relazionando i costi alla precisione statistica del rilevamento (CORONA, 2000): per ciascuna intensità di campionamento è stato simulato il prodotto tra il tempo totale di rilievo (valore proporzionale al costo totale del rilevamento) e la varianza della media campionaria ottenuta (indicatore della precisione di stima), e tale prodotto è stato poi rapportato al prodotto ottenuto per il disegno campionario con passo pari a 20 m. L'intensità di campionamento più efficiente è risultata diversa nelle due aree (reticolo con passo di 20 m nell'area A, reticolo con passo di 30 m nell'area B), tranne che per *DBHD*, per il quale l'intensità di campionamento ottimale, tra quelle

testate, si ha con un reticolo con passo di 30 m in entrambe le aree; per *DIST*, sempre nell'area A, l'efficienza del reticolo con passo a 20 m è sostanzialmente uguale a quella del reticolo con passo a 30 m. Nell'ambito di una stessa area, dunque, la maggiore efficienza si raggiunge per lo stesso schema di campionamento, indipendentemente dall'indice considerato (a parte il caso di *DBHD* nell'area A).

Tabella 10. Valori medi degli indici sperimentati al variare di k nelle aree sperimentali A e B (modalità *reference point*; campionamento sistematico su reticolo dislocato casualmente).

<u>Passo = 20 m</u>								
<i>Area A</i>								
k	<i>UAI</i>		<i>SM</i>		<i>DBHD</i>		<i>DIST (m)</i>	
	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>Ess</i>
4	0.511	0.024	0.030	0.018	0.386	0.050	3.490	0.264
6	0.504	0.023	0.018	0.011	0.423	0.044	3.490	0.264
8	0.523	0.020	0.013	0.008	0.438	0.039	3.490	0.264
<i>Area B</i>								
k	<i>UAI</i>		<i>SM</i>		<i>DBHD</i>		<i>DIST (m)</i>	
	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>Ess</i>
4	0.473	0.023	0.028	0.022	0.440	0.053	3.811	0.331
6	0.482	0.022	0.026	0.022	0.426	0.047	3.811	0.331
8	0.556	0.019	0.024	0.019	0.413	0.044	3.811	0.331
<u>Passo = 30 m</u>								
<i>Area A</i>								
k	<i>UAI</i>		<i>SM</i>		<i>DBHD</i>		<i>DIST (m)</i>	
	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>Ess</i>	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>Ess</i>
4	0.425	0.045	0.067	0.039	0.567	0.069	3.409	0.453
6	0.467	0.039	0.040	0.023	0.590	0.066	3.409	0.453
8	0.481	0.033	0.029	0.017	0.586	0.069	3.409	0.453
<i>Area B</i>								
k	<i>UAI</i>		<i>SM</i>		<i>DBHD</i>		<i>DIST (m)</i>	
	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>ess</i>	<i>media</i>	<i>Ess</i>
4	0.500	0.035	0.022	0.022	0.378	0.091	4.346	0.483
6	0.500	0.040	0.040	0.040	0.400	0.083	4.346	0.483
8	0.525	0.033	0.029	0.029	0.410	0.085	4.346	0.483

In Tabella 10 è riportato il confronto degli indici calcolati per valori di k crescenti, per reticoli con passo pari a 20 m e a 30 m: i valori medi ottenuti non sono significativamente diversi al variare di k , a conferma che l'analisi di un numero di alberi contigui $k = 4$ è sufficiente ai fini di una caratterizzazione affidabile della diversità strutturale nei soprassuoli forestali con gli indici considerati.

Tabella 11. Coefficiente di correlazione di Pearson tra gli indici strutturali considerati (modalità *reference point*; campionamento sistematico su reticolo con passo di 20 m dislocato casualmente; $k = 4$) e parametri dendrometrici convenzionali in aree circolari con raggio pari a 10 m localizzate in corrispondenza degli n punti di sondaggio. Con asterisco sono segnalate le associazioni tra gli indici statisticamente significative almeno al livello di probabilità $p = 0.05$.

	<i>Numero alberi</i>	<i>Area basimetrica</i>	<i>Diametro medio dei fusti arborei</i>	<i>Coefficiente di variazione del diametro</i>
<u>Area A (n = 52)</u>				
<i>UAI</i>	0.005	-0.106	-0.253	0.068
<i>SM</i>	-0.286*	-0.339*	0.086	0.026
<i>DBHD</i>	0.025	-0.051	-0.087	0.016
<i>DIST</i>	-0.488*	-0.492*	0.210	-0.163
<u>Area B (n = 48)</u>				
<i>UAI</i>	-0.317*	-0.504*	-0.057	-0.168
<i>SM</i>	-0.063	-0.073	-0.039	0.189
<i>DBHD</i>	0.063	-0.028	-0.155	-0.194
<i>DIST</i>	-0.584*	-0.550*	-0.016	-0.165

In Tabella 11 sono riportati i valori di correlazione degli indici rispetto ai parametri dendrometrici convenzionali. Nelle condizioni esaminate, nessuno degli indici è correlato al diametro medio e al coefficiente di variazione del diametro dei singoli fusti. L'indice *DBHD* non risulta correlato nemmeno al numero di alberi nè all'area basimetrica, al contrario di quanto avviene invece per *DIST*. Per quanto riguarda *UAI* e *SM*, la loro associazione rispetto a questi ultimi due parametri dipende dall'area sperimentale, seppure rimanga relativamente modesta anche lì dove è statisticamente significativa.

8.3 CONSIDERAZIONI

Nelle condizioni esaminate, gli indici considerati risultano sostanzialmente indipendenti sia tra loro, sia, in buona parte dei casi, nei confronti di parametri dendrometrici convenzionali (a parte *DIST*): ne va pertanto sottolineata la rilevanza applicativa in quanto ciascuno di essi fornisce uno specifico contributo alla descrizione quantitativa dell'eterogeneità strutturale dei soprassuoli forestali, mettendone in risalto determinate peculiarità. Implementato nel contesto di un disegno campionario probabilistico (modalità *reference point*), il sistema di indici in questione permette dunque di descrivere in modo agevole e oggettivo le caratteristiche strutturali di soprassuoli forestali governati a fustaia e può essere utilmente impiegato non solamente ai fini di monitoraggio inventariale ma anche di descrizione particellare in ambito assestamentale, in associazione ai convenzionali rilevamenti dendrometrici (a esempio, campionamento con prove relascopiche adiametriche). Inoltre, nella modalità *reference point* l'implementazione in ambiente GIS dei risultati del monitoraggio può permettere la mappatura della struttura dei soprassuoli inventariati, con una risoluzione dettata dalla intensità di campionamento, evidenziando le zone a maggiore o minore diversità (Figura 14).

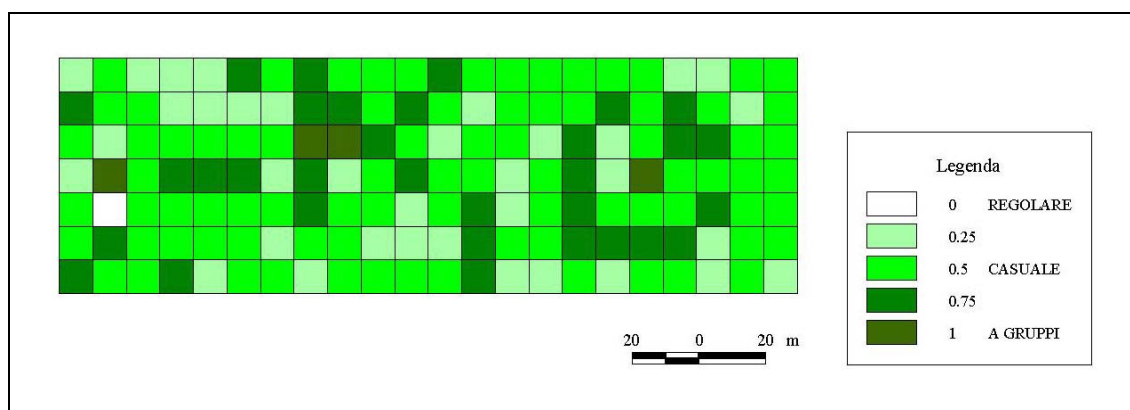


Figura 14. Esempio di mappatura dell'indice *UAI* nell'area B della cerreta di Vetralla (modalità *reference point*; campionamento sistematico su reticolo con passo di 10 m; $k = 4$).

Il sistema di indici proposto è di facile e veloce rilievo in bosco, non richiedendo, in pratica, né la misura di angoli né di distanze: infatti, l'accertata possibilità di eseguire il rilievo con riferimento a solo quattro alberi all'intorno di ciascun punto di sondaggio rende molto semplificate le procedure operative, dato che i valori della variabile z per i vari indici sono, in questo caso, direttamente e univocamente determinabili a occhio nudo. Ciò non vale per *DIST*, il cui rilevamento comunque, anche alla luce della sua collinearità con gli altri parametri

dendrometrici, può essere omesso. Anche l'accertata possibilità di ottimizzare l'efficienza del rilevamento adottando un unico schema di campionamento valido sia per *UAI* che per *SM* che per *DBHD* facilita l'implementazione operativa del sistema proposto, almeno in condizioni analoghe a quelle esaminate.

Nella modalità *reference tree*, gli indici strutturali sperimentati possono essere di diretto ausilio per la verifica o la simulazione degli effetti prodotti da interventi colturali (VON GADOW e HUI, 1999), soprattutto ove si proceda al rilievo della posizione topografica dei singoli fusti arborei. In questi casi, può anche risultare utile, ai fini di una caratterizzazione di dettaglio della diversità strutturale, suddividere la popolazione di alberi in sottopopolazioni (a esempio, per classi dimensionali o per gruppi di specie), confrontando i valori assunti dagli indici stessi per ciascuna di esse.

9. CASO DI STUDIO: LA FAGGETA DEL MONTE CIMINO

9.1 MOTIVAZIONI DEL CASO DI STUDIO

La faggeta del Monte Cimino è stata scelta come sito sperimentale per le sue peculiari caratteristiche strutturali (vd. § 11) e per l'ampia bibliografia disponibile sia per gli aspetti storici, che per gli aspetti strettamente evolutivi e gestionali.

La faggeta presenta innanzi tutto una struttura relativamente semplice rispetto alle fustaie circostanti tale da consentire l'applicazione di immagini ad alta risoluzione QuickBird come supporto per l'analisi della diversità strutturale. Pertanto viene diminuito il grado di incertezza dovuto alle possibili interpretazioni di situazioni strutturali complesse.

Inoltre la faggeta presenta caratteri vetusti, che la pongono in primo piano per la sua importanza da un punto di vista della conservazione della biodiversità nel patrimonio forestale italiano.

Molti Autori (vd. § 9.3) hanno proposto linee di gestione per la faggeta negli ultimi 35 anni, contribuendo in maniera sostanziale alla raccolta di dati d'archivio sui caratteri dendrometrici e strutturali del bosco in questo periodo temporale. Vari Autori hanno svolto ricerche a carattere scientifico negli ultimi 20 anni sulla faggeta, analizzando non solo gli aspetti strettamente forestali, ma anche aspetti vegetazionali e climatici. In questa ottica la faggeta del Monte Cimino può essere considerata come un bosco sperimentale a fini scientifici.

L'effettiva vicinanza con la città di Viterbo (~ 30 km) permette inoltre di limitare i costi dovuti al viaggio.

9.2 LINEAMENTI FISIOGRAFICI, CLIMATICI, GEOLOGICI E PEDOLOGICI

La sperimentazione è stata condotta in un popolamento monospecifico di faggio, di superficie pari a circa 57 ha, situato sulla parte sommitale del Monte Cimino, in provincia di Viterbo, Alto Lazio (Figura 15), ad una quota compresa tra 925 m e 1053 m s.l.m., vetta del Monte Cimino.

I Monti Cimini sono un rilievo pre-appenninico, che si erge nella Tuscia laziale; si trovano a circa 40 km dal Mar Tirreno e risultano separati rispetto alla catena appenninica dalla Valle del fiume Tevere.

Da un punto di vista climatico (BLASI, 1994), l'area è inquadrata nella Regione Temperata, Termotipo montano inferiore, Ombrotipo umido superiore/iperumido inferiore, Regione

mesaxerica/axerica fredda (sottoregione ipomesaxerica e temperata fredda), con precipitazioni abbondanti comprese tra circa 1250 mm e 1550 mm annui, assenza di un periodo di aridità estiva, anche se risulta possibile tra luglio e agosto un periodo di subaridità. Il freddo risulta piuttosto intenso tra ottobre e maggio, con la temperatura media delle minime del mese più freddo sempre inferiore a zero ($T = -2.1^{\circ}\text{C}$).

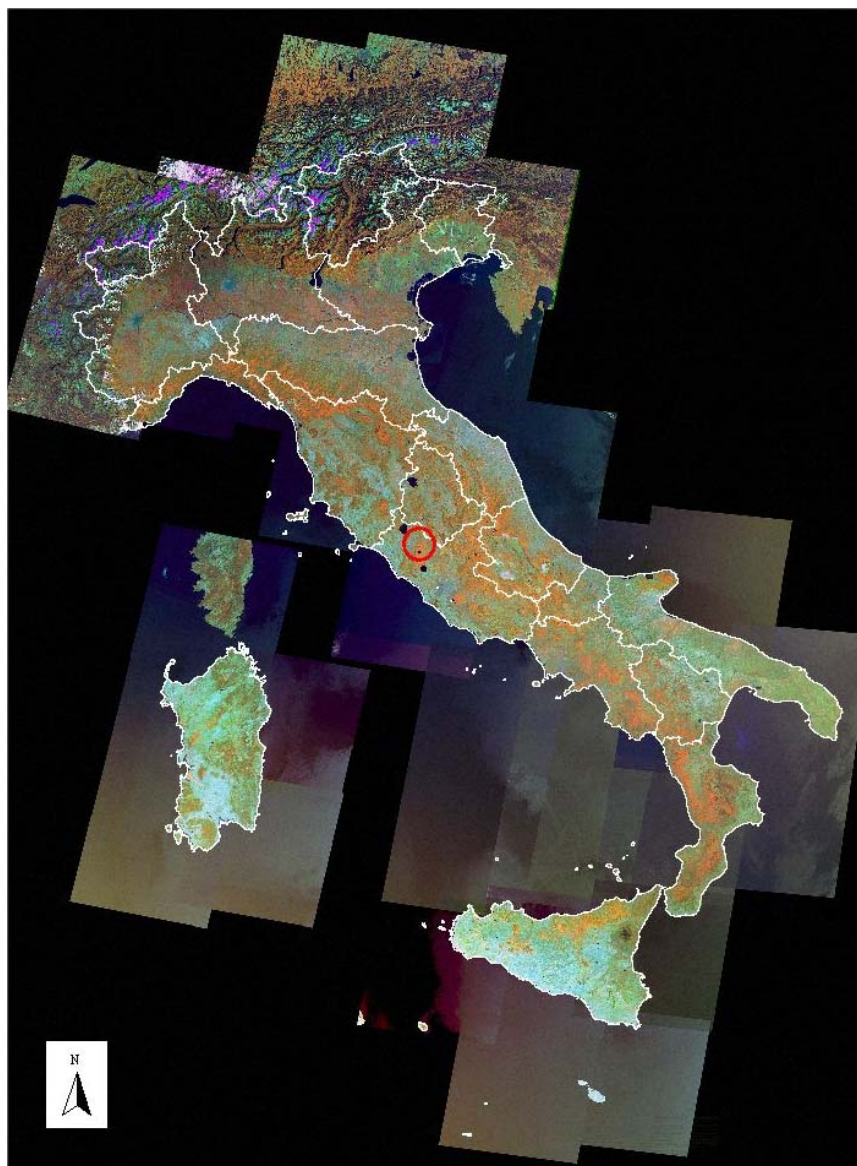


Figura 15. Ubicazione dell'area sperimentale, su mosaico Landsat 7 ETM+, anno 2000 (RGB = 453).

La stazione termopluviometrica più vicina risulta essere quella di Soriano nel Cimino (510 m s.l.m.), che tuttavia appartiene ad un'altra Unità Fitoclimatica (BLASI, 1994). Le due stazioni di riferimento per l'Unità Fitoclimatica considerata invece sono quelle di Leonessa (974 m) e di Monte Guadagnolo (1203 m), lontane tuttavia dall'area oggetto di studio. In Figura 16 i diagrammi di Bagnouls-Gaussen delle tre stazioni termopluviometriche citate.

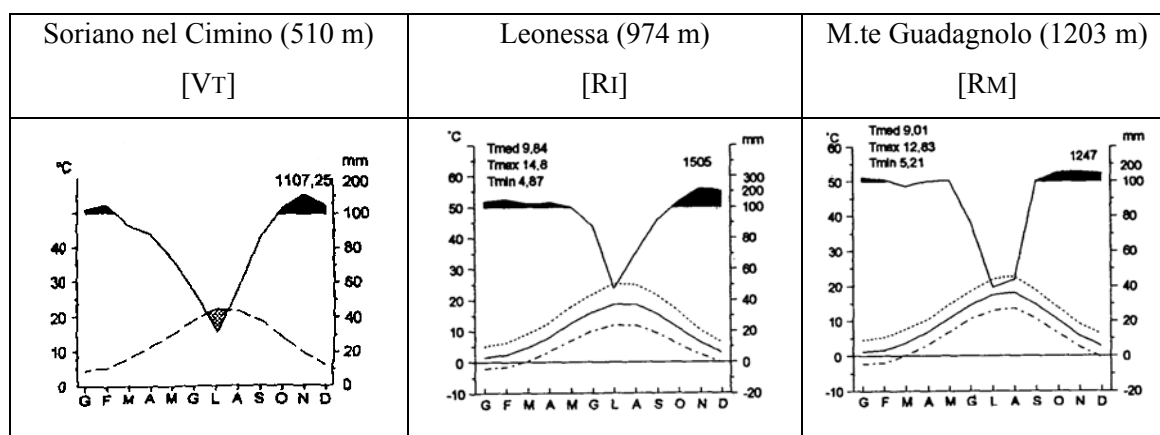


Figura 16. Diagrammi di Bagnouls-Gaussen delle stazioni termopluviometriche di Soriano nel Cimino, Leonessa e Monte Guadagnolo, per il periodo 1955-1985 (da BLASI, 1994).

Il territorio è di origine vulcanica, e tale attività durante il Pleistocene diede luogo a effusioni ignimbriche e duomi di lava. Successivamente i prodotti del vulcano Cimino furono largamente coperti dalle vulcaniti dell'apparato Vulsino e Vicano (BLASI *et al.*, 1990; DE RITA, 1992).

Frequentemente si riscontrano gli andisuoli, ricchi di sostanza organica, con uno spesso orizzonte organico-minerale, soffici, porosi e di colore nerastro (BERNETTI, 1959; BIDINI *et al.*, 1986), il cui processo pedogenetico avviene alle quote elevate in condizioni di umidità costante e sotto copertura arborea continua. In queste terre brune profonde e liscivate, in cui i processi di andicità si manifestano maggiormente salendo di quota e principalmente sopra gli 800 m (LULLI *et al.*, 1993), l'humus evoluto a mull appare di fondamentale importanza per la fertilità della stazione (BERNETTI, 1959).

Le condizioni edafiche risultano quindi favorevoli, data l'evoluzione dei suoli (HOFMANN, 1991) e permettono lo sviluppo vigoroso della faggeta.

9.3 LINEAMENTI VEGETAZIONALI²

La faggeta di quota del Monte Cimino è posta all'interno di un'area caratterizzata da termotipi più umidi e freschi rispetto al territorio circostante (SCOPPOLA e CAPORALI, 1996). La faggeta risulta circondata da soprassuoli forestali caratterizzati da boschi cedui di castagno (*Castanea sativa* Miller) e, scendendo di quota, da castagneti da frutto, cedui misti con altre latifoglie e cedui a prevalenza quercina, per una superficie complessiva di oltre 2000 ha, a testimonianza della vocazione forestale di tutto il comprensorio dei Monti Cimini.

Insieme al faggio (*Fagus sylvatica* L.) sulla vetta del Monte Cimino si ritrovano sporadicamente soprattutto acero di monte (*Acer pseudoplatanus* L.), acero opalo (*Acer obtusatum* W. et K.), castagno (*Castanea sativa* Mill.) e sambuco (*Sambucus nigra* L.). Si segnala nei pressi della vetta del Monte Cimino un esemplare di cerro (*Quercus cerris* L.).

Precedenti studi fitosociologici (BLASI *et al.*, 1990) segnalano lo strato erbaceo maggiormente sviluppato nelle zone con minor disturbo antropico e presente con coperture anche molto elevate. Sono state segnalate in abbondanza le seguenti specie: *Corydalis cava*, *Ranunculus lanuginosus*, *Mercurialis perennis*, *Anemone ranunculoides*, *Arum italicum*, *Alliaria petiolata*, *Cyclamen hederifolium*. Nelle vallecole e sui pendii più dolci si ritrovano *Veronica hederifolia*, *Ranunculus ficaria* e *Galanthus nivalis*. Sui pendii più aspri e su suoli maggiormente rocciosi subentrano *Cyclamen repandum*, *Hedera helix*, *Galium odoratum*, *Polygonatum multiflorum*, *Anemone apennina*.

Gli stessi Autori (BLASI *et al.*, 1990) hanno inquadrato la faggeta eutrofica del Monte Cimino nell'associazione *Corydalidi-Fagetum* Ubaldi 1980, alleanza del *Fagion sylvaticae* Loquet 1926. Successivamente SCOPPOLA e CAPORALI (1998) hanno invece inquadrato la faggeta in una variante impoverita dell'associazione *Polysticho-Fagetum aceretosum pseudoplatani* Feoli & Lagonegro 1982, differenziata principalmente per *Veronica hederiflora*, *Corydalis cava* e *Anemone ranunculoides*, preferendo tale associazione per le caratteristiche dell'habitat e per la presenza degli aceri e di *Cardamine kitaibelii*, *Cardamine bulbifera*, *Neottia nidus-avis*, *Galium odoratum*, *Melica uniflora* e *Ranunculus lanuginosus* nelle stazioni soggette a minor impatto antropico.

Secondo BLASI *et al.* (1990) tra le specie erbacee dominano le geofite, soprattutto quelle con fioritura precoce, a testimonianza di soprassuoli forestali chiusi e maturi.

² La nomenclatura delle specie vegetali segue Flora d'Italia (PIGNATTI, 1982).

9.4 ASPETTI STORICI E GESTIONALI

La faggeta del Monte Cimino è di proprietà del Comune di Soriano nel Cimino. Sin dal 1700 (LO MONACO, 1984) i boschi del Monte Cimino venivano utilizzati per il pascolo suino dalla popolazione locale oppure affittati a privati tramite asta; l'attività pastorizia proseguì anche per tutto il secolo successivo. In questo periodo furono segnalati diversi danni al soprassuolo forestale, causati dalla necessità di ottenere maggiori quantitativi di frutti non ancora maturi per il pascolo dei maiali, tanto che costrinse le autorità dell'epoca ad intervenire e legiferare in proposito.

PORCOROSSO *et al.* (1988) riportano che nei documenti conservati presso l'Archivio di Stato di Viterbo viene segnalato un grosso taglio del bosco di faggio negli anni precedenti al periodo 1831-34. Comunque a partire dai primi anni del 1900 (LO MONACO, 1984) si ha notizia di controversie legate al taglio della faggeta, che avvenne comunque tra il 1947 e il 1949 con l'asportazione di 1392 alberi di alto fusto sul versante Nord del Monte Cimino (PALTRINIERI, 1970; LO MONACO, 1984).

Negli anni successivi non furono eseguiti altri interventi di utilizzazione forestale; tuttavia nel 1950 fu costruita una torre IGM sulla cima del Monte Cimino, mentre la strada provinciale e il piazzale sottostante la faggeta furono realizzati nei primi anni sessanta (LO MONACO, 1984).

Successivamente fu realizzato il Piano di assestamento di PALTRINIERI (1970) che prevedeva un'unica particella per tutta la faggeta, rimasta inalterata anche nelle successive revisioni del Piano. La buona fertilità del bosco veniva confermata dalle altezze anche di 40 m di alberi cresciuti nei terreni più profondi, e mediamente tutta la faggeta venne assegnata alla II classe di fertilità calcolata da SGADARI (1970) per il faggio della Calabria.

Pur riconoscendo che la gran parte della struttura del bosco fosse coetaneizzato, con un'età avanzata pari a circa $150 \div 170$ anni contati sulle ceppaie più grosse, il Piano segnalava che erano riconoscibili i quattro stadi evolutivi dei *consorzi vergini* (LEIBUNDGUT, 1960). La struttura appariva generalmente costituita da due piani per la presenza di novellame di altezza pari a circa $3 \div 4$ m, fortemente aduggiato dalle chiome del piano superiore. Solamente sul versante Nord, interessato dal taglio del 1949, la rinnovazione appariva in gruppi coetanei. I processi di rinnovazione erano simili a quelli delle *foreste naturali*, con l'affermazione del novellame legata ad eventi straordinari che permettessero l'apertura di vuoti nella continuità della copertura delle chiome.

Per questi motivi la faggeta venne assimilata ad una struttura di tipo disetaneo, con insufficiente rinnovazione. Questo problema si protraeva già da diverso tempo, perchè la distribuzione

diametrica derivante dal cavallettamento dei fusti arborei mostrava un basso numero di alberi entro le classi diametriche comprese tra 15 cm e 30 cm (16% del numero totale degli alberi).

La gestione proposta dal Piano di assestamento nel decennio di validità escludeva la gestione coetanea a causa della sostanziale disetaneità della faggeta, della superficie limitata e per le caratteristiche paesaggistiche dell'area; inoltre venivano esclusi criteri di trattamento prettamente economici ritenuti incompatibili per il mantenimento della struttura del bosco caratterizzata da grossi diametri e in fase di decadenza. Comunque si escludeva anche di intervenire con piccoli e frequenti tagli di curazione sia per ridurre i danni causati al bosco dalle operazioni di utilizzazione sia per motivi tecnici legati alla consistenza dell'eventuale appalto per il taglio. Inoltre non veniva fissato un diametro di recidibilità a causa della vetustà degli alberi da mantenere.

Pertanto il Piano proponeva un intervento colturale mirato al rinnovo graduale della faggeta, aumentando la disetaneità, favorendo le condizioni per la rinnovazione ed evitando bruschi traumi che potessero avere serie conseguenze sul soprassuolo forestale. Il trattamento prevedeva di allargare con dei lievi tagli marginali quelle buche al cui interno era già insediato del novellame; di aprire due buche ad ettaro di superficie non superiore a circa $300 \div 400 \text{ m}^2$ abbattendo le piante più annose e rispettando tuttavia gli alberi di più grosse dimensioni diametriche, purché non fossero malati o deperienti; tagliare le piante più vecchie, che ancora rimanevano, nella fase di perticaia e di forteto laddove la struttura del bosco appariva coetanea. La ripresa stabilita per tale intervento sarebbe stata complessivamente pari a 2000 m^3 , considerata prudenziale e inferiore rispetto alla ripresa calcolata con il saggio di Masson con un turno pari a 150 anni.

Nel 1974 la Soprintendenza ai Monumenti del Lazio, su richiesta del Comune, autorizzava il taglio colturale della faggeta, che tuttavia non fu realizzato per l'opposizione della popolazione locale (LO MONACO, 1984).

Nel 1983 veniva costituita dalla Giunta della Comunità Montana dei Cimini la "*Commissione di studio per la faggeta di Soriano nel Cimino*" composta tra gli altri da rappresentanti della Regione Lazio, del Corpo Forestale dello Stato e della Facoltà di Agraria dell'Università degli Studi della Tuscia, con l'obiettivo di fornire delle indicazioni di base per un successivo piano d'intervento colturale (COMUNITÀ MONTANA CIMINI, 1983).

Si proponeva di individuare una zona di fruizione turistica ($5 \div 6 \text{ ha}$) e destinare la restante parte della faggeta, recintata e interdetta al pubblico, alla rinnovazione. In questa area si sarebbero abbattuti circa 10 alberi per ettaro per liberare la rinnovazione presente, anche se aduggiata. Laddove si era affermato il novellame, raggiungendo lo stadio di perticaia, si sarebbero

abbattuti gli alberi di dimensioni maggiori, conservando tuttavia gli alberi di più grandi dimensioni. Nell'area dove era stato eseguito l'ultimo taglio del dopoguerra, in cui la rinnovazione non si era ancora insediata, si proponeva di eseguire al massimo due tagli ad ettaro, di superficie non superiore a 800 m², per innescare i processi di rinnovazione. Nei 20 anni successivi si prevedeva il monitoraggio della foresta per verificare l'andamento della rinnovazione e, al termine di tale periodo se il monitoraggio avesse fornito indicazioni positive, si sarebbero condotti nuovi interventi con l'obiettivo di allargare la fase in rinnovazione ed aprire la porzione di territorio interdotta al pubblico, chiudendo però la restante parte. Circa il 10% delle piante abbattute sarebbe stato lasciato a terra per motivi ecologici.

In seguito fu realizzato il previsto studio per il piano di intervento della faggeta (PORCOROSSO *et al.*, 1988), che, dopo alterne vicissitudini, riprendeva le indicazioni fornite nei precedenti studi. Una parte della faggeta (47 ha) fu effettivamente recintata, impedendo l'accesso al pubblico, ma non furono condotte operazioni colturali.

Il successivo Piano di assestamento (ECO.TER. TUSCIA, 1992) non fornì nuove indicazioni, limitandosi di fatto a confermare le precedenti osservazioni e prevedendo un unico intervento colturale nel periodo di validità del Piano, che comunque non venne effettuato.

Gli ulteriori studi eseguiti sulla faggeta (SCHIRONE e PIOVESAN, 1997) proposero una gestione basata sul conseguimento nel tempo di una maggiore stabilità ecologica, per far evolvere il soprassuolo verso una struttura di tipo disetaneo. I processi di rinnovazione erano legati allo schianto di alberi di grandi dimensioni che consentivano l'apertura di uno “spazio competitivo” per l'insediamento e l'affermazione del novellame. Gli interventi colturali previsti dovevano essere puntuali e iniziare laddove si riscontrava la presenza di prerinnovazione, per creare le condizioni di luce diffusa che avrebbero favorito l'affermazione della rinnovazione stessa. La superficie di queste aperture nella copertura arborea tuttavia non doveva superare i 300 m², per consentire la competizione tra le specie tolleranti l'aduggiamento e quelle maggiormente eliofile. Inoltre la presenza degli aceri assumeva particolare rilievo per il ruolo svolto nel “cicattrizzare” le aperture della copertura arborea di boschi di faggio (SCHIRONE e PIOVESAN, 1992).

Nell'aprile del 1997 (PIOVESAN, 1997) una forte perturbazione meteo colpì la faggeta, causando lo sradicamento di circa 50 alberi che non presentavano cause predisponenti; l'evento generò un aumento della sensibilità degli amministratori locali verso le problematiche connesse con la gestione della faggeta. In realtà già dal 1973 (in DI FILIPPO *et al.*, 2004) la stazione locale del Corpo Forestale dello Stato monitorava le caratteristiche degli alberi morti, ma generalmente si

trattava di alberi predisposti da agenti biotici che con avverse condizioni meteo subivano danni irreparabili (PIOVESAN, 1997).

Un altro evento meteorologico di forte intensità si verificò nel 1999, quando, in concomitanza con il passaggio dell'uragano Lothar nell'Europa centrale, una tromba d'aria schiantò 73 alberi (DI FILIPPO *et al.*, 2004).

Di recente, nell'inverno del 2003, è stato eseguito un lievissimo intervento colturale che ha asportato alcuni alberi deperienti.

L'ultimo Piano di assestamento (STUDIO AGRONOMICCO ASSOCIATO PANGEAS, 2004), attualmente in corso di approvazione presso la Regione Lazio, non fornisce nuove indicazioni per la gestione del bosco, se non quella di mantenere l'area interdotta al pubblico a causa della forte pressione antropica dovuta alla funzione turistico-ricreativa che riveste attualmente la faggeta, soprattutto nel periodo primaverile-estivo.

Recentemente DI FILIPPO *et al.* (2004) hanno definito la faggeta del Monte Cimino una foresta vetusta, caratterizzata da uno stadio evolutivo in cui la copertura arborea principale è interessata da fenomeni di decadimento che consentono l'affermazione di nuove coorti. I fenomeni di disturbo, accentuati dagli eventi climatici di maggiore intensità, permetteranno alla struttura della faggeta di evolversi verso uno stadio multicoorte. La gestione delle foreste vetuste inoltre dovrebbe essere indirizzata verso un'azione conservativa, stabilendo la superficie minima necessaria per il loro mantenimento, sulla base dello studio dei fenomeni di disturbo.

Con la creazione della rete Natura 2000, la faggeta del Monte Cimino è stata inserita nel territorio del SIC/ZPS IT6010022 "Monte Cimino – versante Nord", ma in realtà la faggeta non rientra nell'habitat di direttiva '9210 Faggeti degli Appennini con *Taxus* e/o *Ilex*' e riferibile all'associazione *Aquifolio-Fagetum* Gentile 1969, per cui è stato segnalato il sito (AA.VV., 2005).

Il Piano di gestione proposto per il SIC/ZPS (AA.VV., 2005), attualmente in corso di approvazione presso la Regione Lazio, confermando le scelte gestionali precedentemente descritte, propone una graduale apertura nella copertura arborea intervenendo attentamente sulla base delle condizioni puntuali del bosco, scegliendo alberi deperienti o in sovrannumero che aduggiano la prerinnovazione e la rinnovazione, con l'obiettivo di creare un mosaico di strutture e una maggiore stabilità ecologica.

Attualmente si segnala che, come avviene per altri boschi della stessa zona (LAMONACA, 1999), le ditte locali di utilizzazioni forestali raccolgono in maniera capillare i fusti schiantati al suolo, facendo diminuire il quantitativo di necromassa grossolana a terra. Il fenomeno osservato è

meno diffuso sui versanti O e SO del Monte Cimino, dove tuttora si possono trovare al suolo tronchi in decomposizione.

Con le operazioni colturali del 2003 la recinzione che delimitava la porzione riservata alla fruizione turistica è stata definitivamente compromessa, senza però essere sostituita, pertanto la faggeta risulta interamente fruibile dal pubblico.

La faggeta è facilmente raggiungibile tramite la strada provinciale e sul piazzale è presente un ristorante attivo tutto l'anno ad esclusione dei mesi invernali. Durante questo periodo generalmente la faggeta può essere coperta da una coltre nevosa e utilizzata comunque per attività ricreative, tanto che la strada viene mantenuta pulita e sgombra dalla neve dal servizio addetto alla manutenzione delle strade.

9.5 AREA SPERIMENTALE

L'area sperimentale è di forma quadrata, con lato pari a 320 m ($S = 10.24$ ha) e asse orientato verso N: dalla vetta del Monte Cimino (1053 m s.l.m.) scende fino a una quota di circa 980 m s.l.m., con esposizione prevalente verso NNE (Figura 17).

L'area sperimentale è stata scelta in modo tale da essere distante oltre 90 m dal limite della faggeta stessa, tramite estrazione casuale delle coppie possibili di coordinate, orientate su reticolo UTM ED50. Il limite di almeno 90 m è stato considerato valido per evitare l'effetto di bordo dovuto alla presenza dei cedui di castagno limitrofi alla faggeta.

L'orografia dell'area sperimentale (Figura 17) è caratterizzata da: un vallone che degrada in direzione NNE; da un crinale che unisce le due vette maggiori del Monte Cimino (1053 m e 1052 m s.l.m.) tra il lato O e il vertice SE dell'area, con una cima intermedia; da una piccola porzione del versante S del Monte Cimino; da una superficie nella porzione NO dell'area che dalla vetta del Monte Cimino scende con esposizione tendenzialmente NO.

In prossimità della vetta del Monte Cimino è presente rocciosità affiorante con massi di grande dimensione di origine vulcanica. All'interno dell'area sperimentale, nel vertice NE, ricade la porzione di territorio interessata nel 1997 dalla tromba d'aria che aprì una buca di superficie pari a circa 4000 m^2 causata dallo schianto con un "*effetto domino*" che coinvolse anche altri alberi (PIOVESAN, 1997).

Circa il 70% dell'area sperimentale rientra nella porzione di territorio interdetta al pubblico tramite recinzione.

Il soprassuolo forestale è caratterizzato da faggi anche di grande dimensione, che, in seguito a schianto o danneggiamento, hanno consentito l'apertura di buche in cui generalmente si è insediato sambuco e sui margini delle buche novellame di faggio.

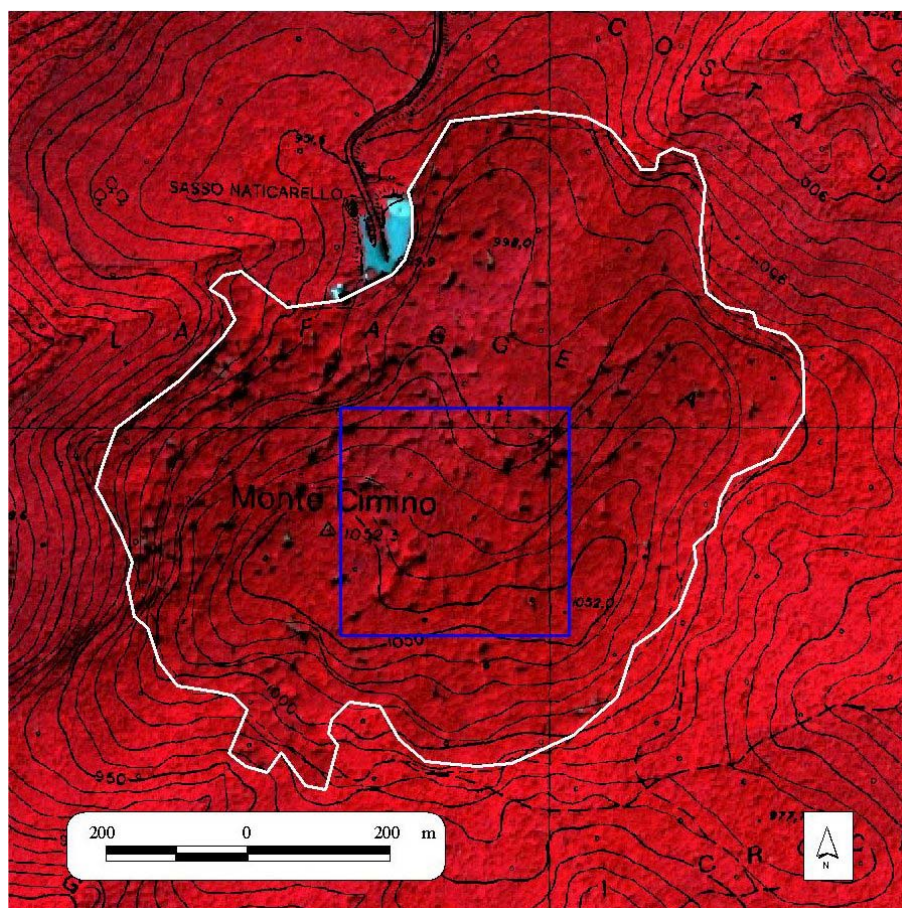


Figura 17. Localizzazione dell'area sperimentale (delimitata in blu) rispetto alla superficie della faggeta (delimitata in bianco), su immagine multispettrale falsocolore QuickBird, anno 2003.

10. ANALISI MULTILIVELLO DELLA DIVERSITÀ STRUTTURALE

10.1 ASPETTI METODOLOGICI GENERALI

La metodologia seguita operativamente è sintetizzata nel modello esposto in Figura 1. Dapprima è stata eseguita la segmentazione multirisoluzione di una porzione dell'immagine multispettrale QuickBird per quantificare l'eterogeneità geometrica e spettrale della faggeta. L'applicazione dell'algoritmo di segmentazione ha permesso di dividere il soprassuolo forestale in sottopopolamenti arborei.

L'eterogeneità strutturale, calcolata nel complesso e per ogni sottopopolamento arboreo individuato tramite segmentazione, è stata quantificata tramite un sistema di indici strutturali basati sulle interrelazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*). È stato calcolato anche l'indice di Morisita, che fornisce indicazioni sul tipo di distribuzione dei fusti arborei nello spazio orizzontale, ma non per singoli alberi o singoli punti come lo *Uniform Angle Index*, ma per intere porzioni di territorio di forma quadrata.

L'obiettivo è di verificare, tramite l'analisi della varianza degli indici strutturali calcolati per ogni sottopopolamento arboreo e in ciascun livello di segmentazione (analisi multilivello), l'esistenza di differenze significative tra i valori medi degli indici strutturali appartenenti a sottopopolamenti diversi di pari livello gerarchico.

10.2 ETEROGENEITÀ GEOMETRICA E SPETTRALE

Una porzione dell'immagine multispettrale QuickBird di superficie pari a circa 125 ha, comprendente interamente la faggeta oggetto di indagine, è stata sottoposta a un processo di segmentazione, utilizzando l'algoritmo implementato nel software eCognition.

10.2.1 Pre-elaborazioni

È stata acquisita un'immagine satellitare ad alta risoluzione QuickBird dell'area di studio, ripresa il 29 settembre 2004, su una superficie complessiva di oltre 45 km², prodotto *bundle* (pancromatico + multispettrale). L'immagine QuickBird è stata fornita ricampionata a 0.7 m per la banda pancromatica e a 2.8 m per la banda multispettrale.

Esistono due categorie di modelli di ortorettificazione delle immagini satellitari (BAIOCCHI *et al.*, 2004): i modelli rigorosi, di tipo fotogrammetrico, si basano sulla conoscenza dei parametri orbitali, dell'assetto del sensore e di altri parametri di orientamento interni; i modelli neri o non parametrici che si basano su metodologie analitiche. L'applicazione dei modelli rigorosi fornisce risultati migliori rispetto ai modelli non parametrici (BAIOCCHI *et al.*, 2004; FIANI e PISTILLO, 2004), tuttavia bisogna conoscere a priori alcune informazioni riguardanti l'assetto e le caratteristiche del sensore.

Nelle condizioni esaminate, non potendo disporre di una scena completa QuickBird, i modelli rigorosi non potevano essere applicati (GEOMATICA ORTHOENGINE, 2003).

L'immagine QuickBird è stata quindi ortorettificata e registrata utilizzando un modello matematico basato sul rapporto di polinomi (RPF - *Rational Polynomial Function*), sulla base di 37 *Ground Control Point* (GCP) scelti in maniera uniforme sulle ortofoto digitali a colori del progetto IT2000, con risoluzione geometrica nominale di 1 m. L'algoritmo RPF può essere applicato indipendentemente dal tipo di immagine e mette in relazione i pixel dell'immagine grezza con la loro ubicazione (GEOMATICA ORTHOENGINE, 2003; BAIOCCHI *et al.*, 2004).

La Rational Polynomial Function è un modello non parametrico, ritenuto migliore rispetto ad altri data l'orografia del territorio oggetto di studio. Gli altri modelli non parametrici (funzioni polinomiali semplici e *spline*) si comportano meglio in condizioni di terreno pianeggiante o comunque con lievi dislivelli (DARDANELLI *et al.*, 2003).

Il numero di GCP consigliato da alcuni Autori (FIANI e PISTILLO, 2004) è pari a 30, tuttavia si considera una ridondanza sul numero minimo di GCP pari al 20% (BAIOCCHI *et al.*, 2004). Il numero di coefficienti utilizzato per la funzione polinomiale razionale è pari a 10 (GEOMATICA ORTHOENGINE, 2003; AMMOSCATO *et al.*, 2004).

L'algoritmo di ortogenerazione è stato calcolato per la banda pancromatica (risoluzione geometrica di 0.7 m) dell'immagine QuickBird, utilizzando un modello digitale del terreno con passo di 20 m, e successivamente, sulla base degli stessi GCP scelti sulla banda pancromatica, applicato alle quattro bande multispettrali, aventi risoluzione geometrica di 2.8 m (CHIRICI *et al.*, 2003). Il valore di RMSE ottenuto per l'immagine multispettrale è risultato inferiore al pixel (RMSE = 0.9 m).

Per tutte le successive elaborazioni oggetto del presente studio è stata utilizzata esclusivamente la banda multispettrale.

Non è stata eseguita la correzione topografica dell'immagine QuickBird perché l'area sperimentale oggetto di studio presenta dislivelli minimi e perché, pur riconoscendo un effetto

positivo in aree montuose, tuttavia recenti studi hanno confermato che la correzione topografica non produce miglioramenti per applicazioni qualitative (PUZZOLO *et al.*, 2005).

10.2.2 Segmentazione

Tutte le quattro bande spettrali dell'immagine QuickBird, con ugual peso, sono state sottoposte a processo di segmentazione multirisoluzione utilizzando i parametri indicati in Tabella 12. Sulla base del contenuto spettrale e geometrico dell'immagine sono stati realizzati tre differenti livelli di segmentazione. La scelta dei parametri per la segmentazione è avvenuta soprattutto sulla base di un opportuno fattore di scala e su elevati valori di compattezza rispetto alla frattalità per segmentare immagini caratterizzate da valori spettrali simili (BAATZ *et al.*, 2003).

Tabella 12. Parametri della segmentazione multirisoluzione in ambiente eCognition.

Livello di segmentazione	Fattore di scala	Eterogeneità geometrica	Compattezza	Numero di poligoni	Superficie media dei poligoni [m ²]	CV superficie media poligoni
3	50	0.6	0.845	11	9309	51%
2	25	0.6	0.9	62	1652	89%
1	15	0.6	0.9	179	572	74%

I 3 livelli di segmentazione individuano dei poligoni sull'immagine QuickBird, conservando le informazioni gerarchiche tra livelli, tuttavia ogni poligono differenzia un insieme di alberi vicini, che considerati nella loro complessità, sono da valutare come dei sottopopolamenti arborei. Come si vede dalla Figura 18 non tutti i poligoni scendendo di livello hanno subito un'ulteriore segmentazione, ossia alcuni poligoni hanno mantenuto le dimensioni originarie del livello gerarchico superiore, senza subire ulteriori divisioni.

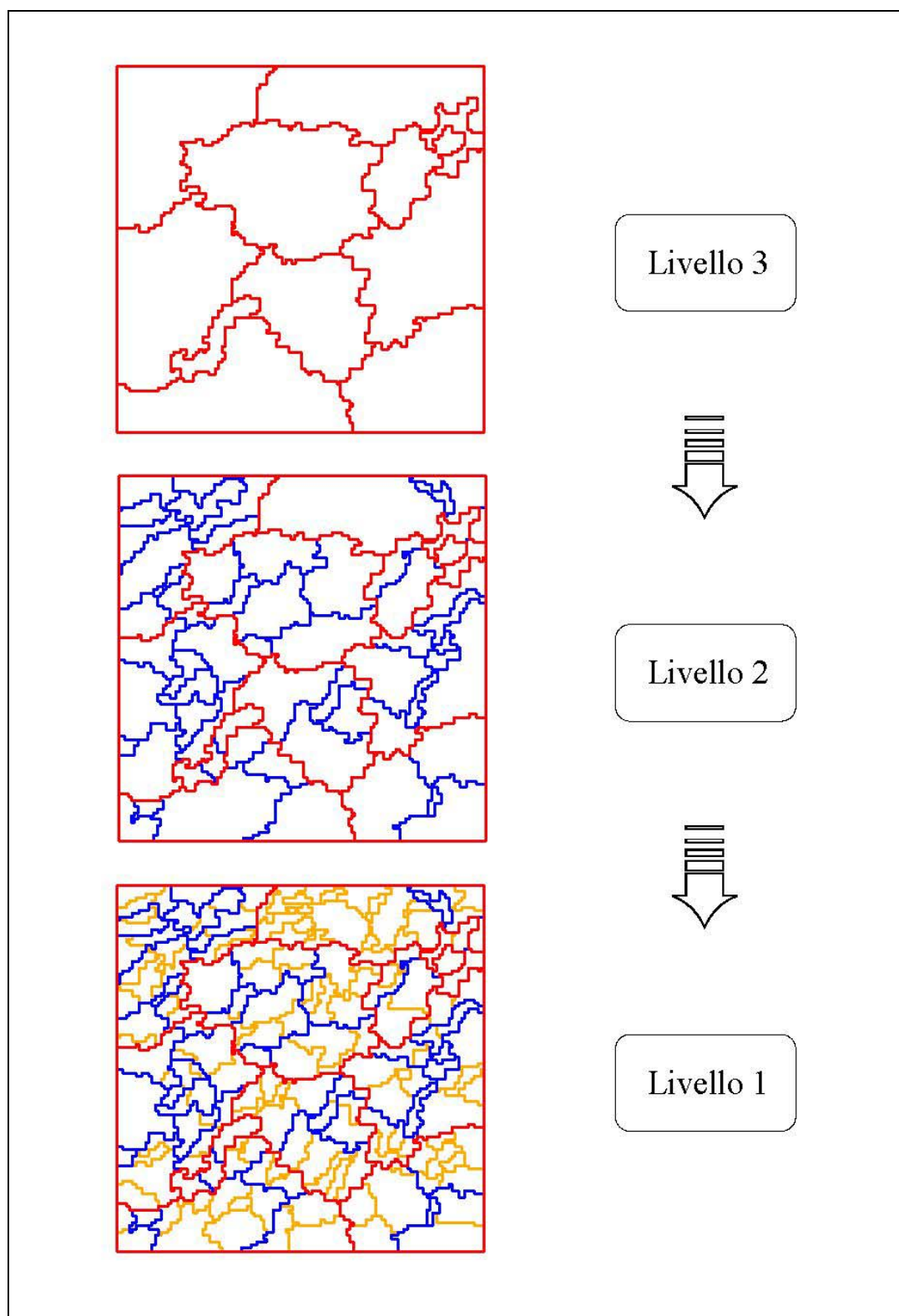


Figura 18. Livelli di segmentazione ottenuti tramite processo di segmentazione multirisoluzione delle quattro bande spettrali dell'immagine QuickBird.

10.3 ETEROGENEITÀ STRUTTURALE

10.3.1 Caratteri dendrometrici

I sottopopolamenti di alberi individuati tramite segmentazione sono stati caratterizzati mediante rilievi a terra, al fine di descriverne le caratteristiche dendrometriche e strutturali.

All'interno dell'area sperimentale di superficie pari a 10.24 ha è stato rilevato il diametro a petto d'uomo di tutti gli alberi presenti con soglia pari a 2.5 cm e l'altezza di tutti gli alberi con diametro maggiore di 17.5 cm e un campione dell'altezza degli alberi con diametro inferiore.

Per ogni albero censito è stata rilevata anche la posizione tramite rilievo con GPS a precisione submetrica e correzione postdifferenziale. E' stato così possibile assegnare in modo univoco ogni albero a un sottopopolamento arboreo individuato tramite processo di segmentazione multirisoluzione.

La curva ipsometrica è stata costruita con oltre 1600 altezze di alberi misurati tramite ipsometro a ultrasuoni Vertex III. Il calcolo della cubatura del soprassuolo forestale è stato eseguito con le tavole di cubatura a doppia entrata dell'Inventario Forestale Nazionale (MAF / ISAFA, 1984).

Su un campione di oltre 200 alberi equamente distribuiti per dimensione diametrica sono stati misurati i raggi delle chiome nella direzione dei quattro punti cardinali, collimando un clisimetro perpendicolarmente con il termine della chioma (GOODBURN e LORIMER, 1999). I dati raccolti sono serviti per il calcolo dell'area d'insidenza, considerata di forma circolare con raggio pari alla media dei quattro raggi misurati.

I dati ricavati dai consueti rilievi dendrometrici, insieme alla misura di oltre 1350 altezze di inserzione della chioma, hanno consentito di creare un modello semplificato per il profilo verticale e la pianta orizzontale di un transect rappresentativo dei momenti strutturali presenti nell'area sperimentale realizzato tramite il software *Stand Visualization System* (MCGAUGHEY, 1997).

10.3.2 Analisi storica

I dati dendrometrici calcolati per l'area sperimentale sono stati confrontati con quelli disponibili da precedenti studi, in particolare di PALTRINIERI (1970), PORCOROSSO *et al.* (1988) e PIOVESAN (1997).

Si segnala, tuttavia, che i dati rilevati in questo studio (anno 2004) non sono rigorosamente confrontabili con i dati dei precedenti studi per la modalità di scelta dell'area sperimentale (vd. § 5.4) che, seppur di ampie dimensioni, non può essere considerata rappresentativa di tutte le

condizioni vegetative della faggeta: infatti i versanti S e O del Monte Cimino sono poco rappresentati.

Negli altri studi invece sia PALTRINIERI (1970) che PORCOROSSO *et al.* (1988) hanno realizzato il cavallettamento totale dell'intera faggeta, mentre PIOVESAN (1997) ha realizzato 27 aree di saggio permanenti distribuite omogeneamente su tutta la superficie della faggeta.

10.3.3 *Neighbourhood based structural indices*

Per la descrizione quantitativa dell'eterogeneità strutturale dei soprassuoli forestali sono stati calcolati gli indici strutturali basati sulle interrelazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*), presentati nel cap. 7.

Nel caso in esame, come evidenziato nelle sperimentazioni preliminari (vd. § 4.1 e 4.2), il rilevamento degli indici è avvenuto con $k = 4$ alberi e angolo di riferimento per il controllo dell'indice pari a 72° . La soglia diametrica x utilizzata per il calcolo dell'indice *DBHDM* è stata pari a 4 cm, con riferimento a classi diametriche di 5 cm, mentre per l'indice *HDM* la soglia è stata pari a 2 m.

Per il calcolo di questi quattro indici (*neighbourhood based structural indices*) è stato usato il software *NBSI (Neighbourhood Based Structural Indices)* che consente il calcolo analitico sulla base della conoscenza delle coordinate nello spazio orizzontale, del diametro a petto d'uomo e della specie (CALVANI *et al.*, 2005). Sostituendo i valori del diametro con le misure di altezze si è ottenuto anche il calcolo dell'indice *HDM*.

Questi indici sono stati rilevati sia nella modalità *reference tree*, per ciascuno degli alberi inclusi nell'area sperimentale, sia nella modalità *reference point*, tramite selezione dei punti di sondaggio con campionamento sistematico a partenza casuale, saggiando tre diverse intensità di campionamento (passo del reticolo sistematico pari a 10 m, 20 m, 30 m).

Sulla base dei risultati sono state realizzate due tipologie di mappe per ciascun indice strutturale: per la modalità *reference point* è stata costruita la distribuzione spaziale degli indici nell'area di studio con risoluzione del reticolo sistematico applicato; sulla base della modalità *reference tree* è stata costruita la distribuzione spaziale degli indici per i sottopopolamenti arborei di primo livello evidenziati con il processo di segmentazione. Ad ogni sottopopolamento arboreo è stato assegnato il valore medio dell'indice calcolato per ogni albero ricadente al suo interno.

10.3.4 Indice di Morisita

Questo indice è stato calcolato per quadrati di superficie crescente, partendo da quadrati di superficie unitaria pari a 25 m² (5 m x 5 m).

L'indice è stato quindi calcolato per i seguenti quadrati di superficie crescente: 25 m², 50 m², 100 m², 200 m², 400 m², 800 m², 1600 m², 3200 m², 6400 m² e 25600 m².

Tramite l'analisi del rapporto $I_{\delta(S)} / I_{\delta(2S)}$ è stata individuata la dimensione media dei gruppi presenti all'interno del popolamento forestale.

L'indice è stato calcolato anche dividendo l'area sperimentale in quattro quadranti di dimensione pari a 160 m x 160 m ciascuno ($S = 2.56$ ha), come evidenziato in Figura 29 (vd. § 11.1.4). Questo si è reso necessario per verificare l'eventuale influenza dell'area di superficie pari a circa 4000 m², che si aprì con il passaggio della perturbazione del 1997 (vd. § 9.4 e 9.5).

10.3.5 Analisi multilivello della varianza degli indici strutturali

Per ogni popolamento arboreo individuato tramite il processo di segmentazione sono stati calcolati i valori medi dei quattro indici strutturali (*neighbourhood based structural indices*) calcolati nella modalità *reference tree* in modo da assegnare in maniera univoca ogni albero ad un unico sottopopolamento arboreo.

Il calcolo degli indici strutturali nella modalità *reference point* non viene utilizzato perché i dati sarebbero comunque troppo pochi per poter analizzare i valori medi degli indici strutturali all'interno dei popolamenti arborei, in particolare quelli di livello 1.

I valori medi degli indici sono stati calcolati dapprima per il livello di segmentazione più alto (livello 3) e poi scendendo di dettaglio per i sottopopolamenti arborei dei due livelli inferiori.

Per i sottopopolamenti arborei di pari livello gerarchico, ma appartenenti comunque allo stesso popolamento di livello gerarchico superiore, è stato verificato se le medie dei valori degli indici strutturali fossero significativamente differenti tra loro al livello di probabilità $p = 0.05$, utilizzando l'analisi della varianza univariata (ANOVA) con il test di Tukey. Nel caso in cui i sottopopolamenti appartenenti ad un unico livello gerarchico superiore fossero solamente due, è stato eseguito il test t per campioni indipendenti.

11. RISULTATI

11.1 STRUTTURA SOMATICA

11.1.1 Caratteri dendrometrici

La specie arborea maggiormente rappresentata nell'area sperimentale è il faggio (95%), sporadici sono gli aceri (quasi il 5%), raro è il castagno (0.1%). Tra le specie a portamento arbustivo l'unica che oltrepassa la soglia diametrica di cavallettamento è il sambuco, che risulta ampiamente diffuso, raggiungendo diametri anche ragguardevoli ($d_{MAX} = 38$ cm).

I principali parametri dendrometrici risultanti dal cavallettamento di tutti gli alberi entro l'area sperimentale sono illustrati in Tabella 13, dove: $N ha^{-1}$ indica il numero di alberi per ettaro; $G ha^{-1}$ indica l'area basimetrica per ettaro; $V ha^{-1}$ indica il volume per ettaro; d_g indica il diametro medio; H_M indica l'altezza media; H_{D100} indica l'altezza dominante (LA MARCA, 1999); S è la statura del popolamento arboreo.

Tabella 13. Principali parametri dendrometrici misurati per l'area sperimentale.

Soglia [cm]	$N ha^{-1}$	$G ha^{-1} [m^2]$	$V ha^{-1} [m^3]$	d_g [cm]	H_M [m]	H_{D100} [m]	S [m]
$\varnothing > 2.5$	171	38.6	720	54	30.9	34.1	44.7
$\varnothing > 12.5$	119	38.4	718	64	32.2	34.1	44.7

Il diametro massimo (d_{MAX}) misurato su una pianta di faggio è pari a 150 cm.

Sulla base delle caratteristiche strutturali della faggeta e sulla base degli aspetti storici e gestionali (vd. § 9.4) si è preferito indicare sia parametri caratteristici per boschi di tipo coetaneo, sia parametri per boschi di tipo disetaneo. I dati vengono forniti inoltre a partire sia dalla classe diametrica di 5 cm, ma anche con soglia pari alla classe diametrica di 15 cm per evidenziare il soprassuolo principale della fustaia.

La curva ipsometrica (Figura 19) è stata calcolata sulla misura di 1627 altezze di alberi, in un range diametrico compreso tra 3 cm e 150 cm. È stata applicata la seguente funzione (PRODAN *et al.*, 1997; HUSCH *et al.*, 2003), che ha fornito risultati soddisfacenti:

$$H - 1.30 = 40.425 \times \left(\frac{D}{1+D} \right)^{14.622}$$

con valori di R^2 pari a 0.866.

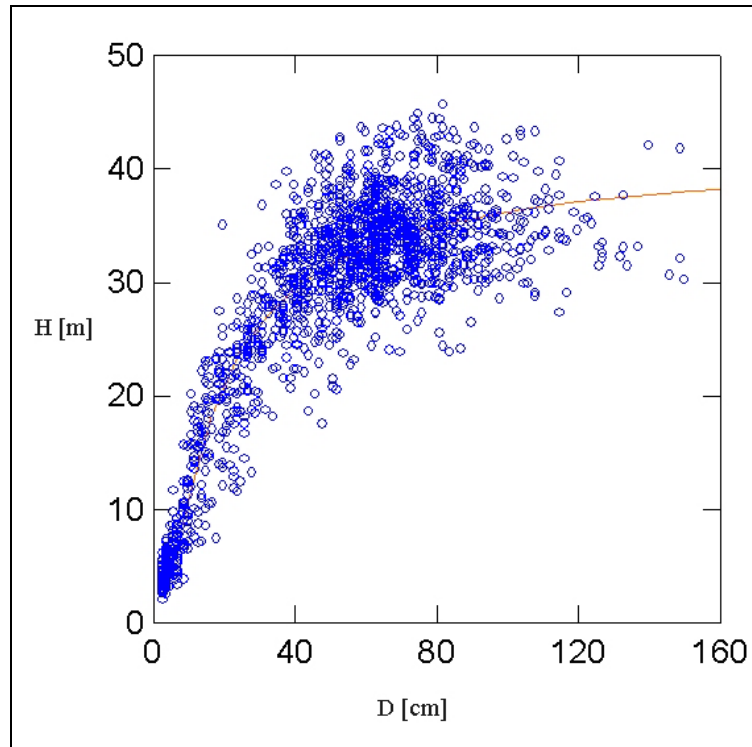


Figura 19. Dati ipsodiametrici rilevati nell'area sperimentale.

La curva ipsometrica cresce rapidamente fino ai valori della classe diametrica di 40 cm, per poi presentare un andamento meno ripido, man mano che aumenta il diametro.

La distribuzione del numero di alberi per classi diametriche evidenzia una distribuzione di tipo bimodale (Figura 20), con le due mode evidenti nella classe diametrica di 5 cm e nella classe diametrica di 65 cm. Sono presenti anche dei picchi intermedi nella classe diametrica di 25 cm, nella classe diametrica di 40 cm, nella classe diametrica di 55 cm e nelle classi diametriche di 75 ÷ 80 cm. Nella parte finale della curva di distribuzione sono visibili una serie di ulteriori picchi: nella classe diametrica di 110 cm, in quella di 125 cm, di 135 cm e nella classe diametrica di 150 cm. Nel complesso il popolamento forestale presenta una struttura assimilabile al tipo bistratificato.

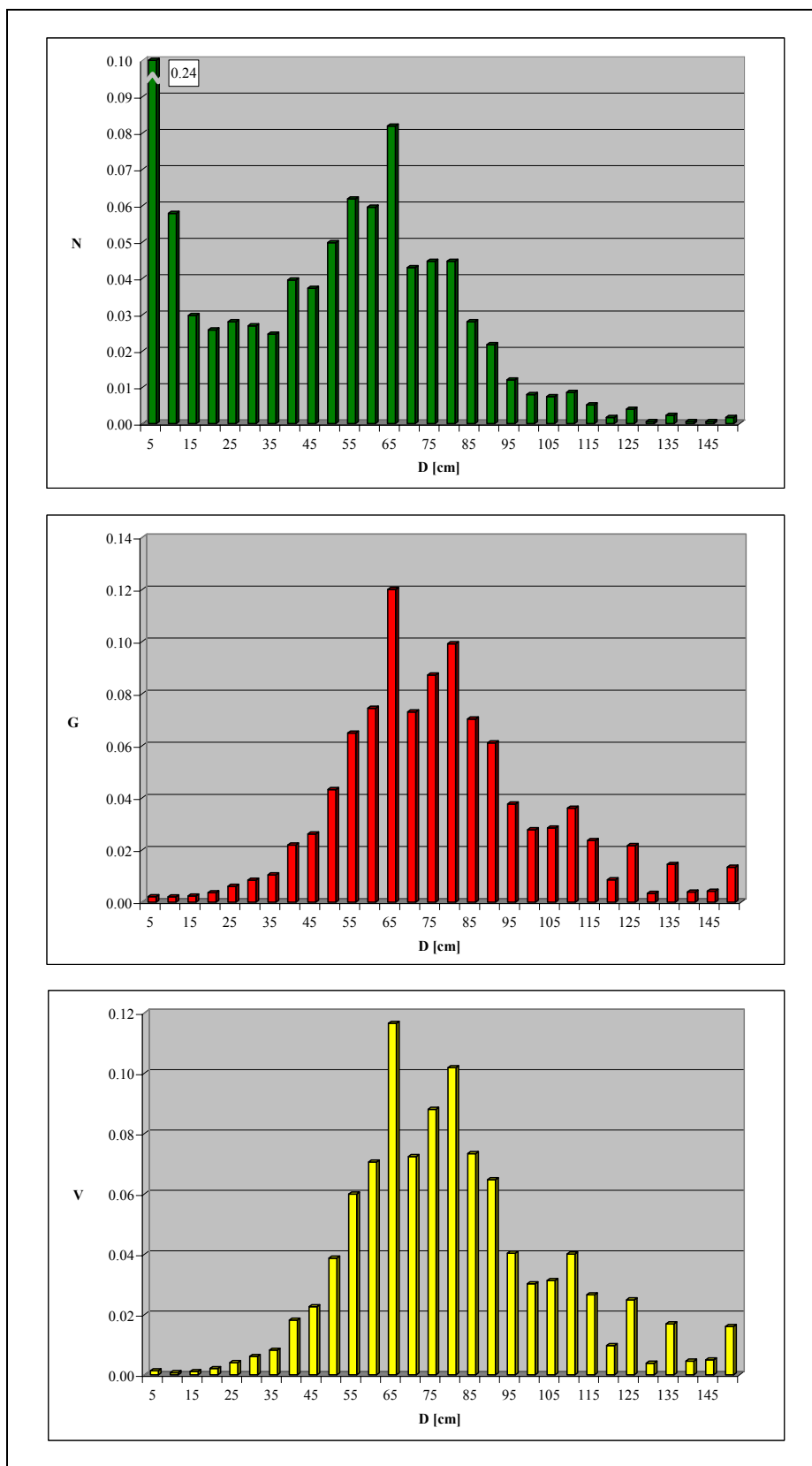


Figura 20. Distribuzione per classi diametriche delle frequenze relative del numero di alberi (N), dell'area basimetrica (G) e del volume (V) per l'area sperimentale.

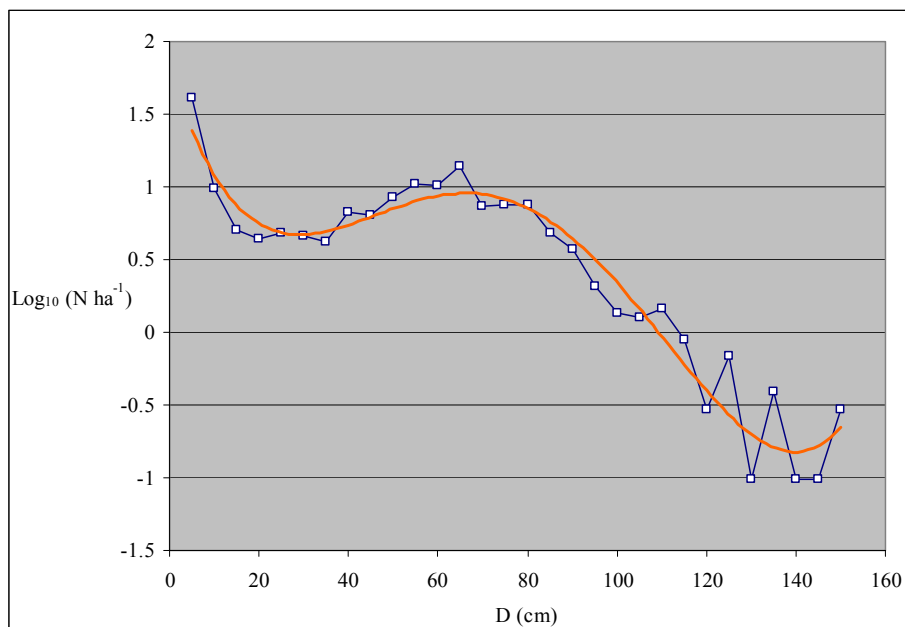


Figura 21. Distribuzione logaritmica per classi diametriche del numero di alberi ad ettaro.

La distribuzione logaritmica per classi diametriche del numero di alberi ad ettaro (Figura 21) evidenzia la presenza dei picchi sopra citati.

Questa distribuzione logaritmica può essere rappresentata anche tramite un'equazione polinomiale di quarto grado, che descrive la forma a sigmoide rovesciata caratteristica dei popolamenti *old-growth* (GOFF e WEST, 1975), riscontrata recentemente nella distribuzione diametrica di un popolamento vetusto di faggio dell'Appennino abruzzese (PIOVESAN *et al.*, 2005). In Figura 21 si osserva come l'andamento della curva polinomiale di quarto grado ($R^2 = 0.938$) tenda ad avvicinarsi ad una forma simile a quella della sigmoide rovesciata.

L'andamento della curva di distribuzione dell'area basimetrica per classi diametriche, così come quella del volume (Figura 20), presentano il valore modale nella classe diametrica di 65 cm e un picco secondario nella classe diametrica di 80 cm. Entrambi i grafici evidenziano la presenza di picchi nella parte finale delle rispettive curve, in corrispondenza delle stesse classi diametriche osservate per la curva di distribuzione diametrica (classi diametriche di 110 cm, 125 cm, 135 cm, 150 cm).

L'analisi dell'area di insidenza (Figura 22) evidenzia una relazione di tipo esponenziale tra il diametro (d) e l'area d'insidenza (AI):

$$AI = 10.668e^{0.0303d} \quad [2]$$

dove AI è espresso in m^2 e il diametro in cm ($R^2 = 0.766$).

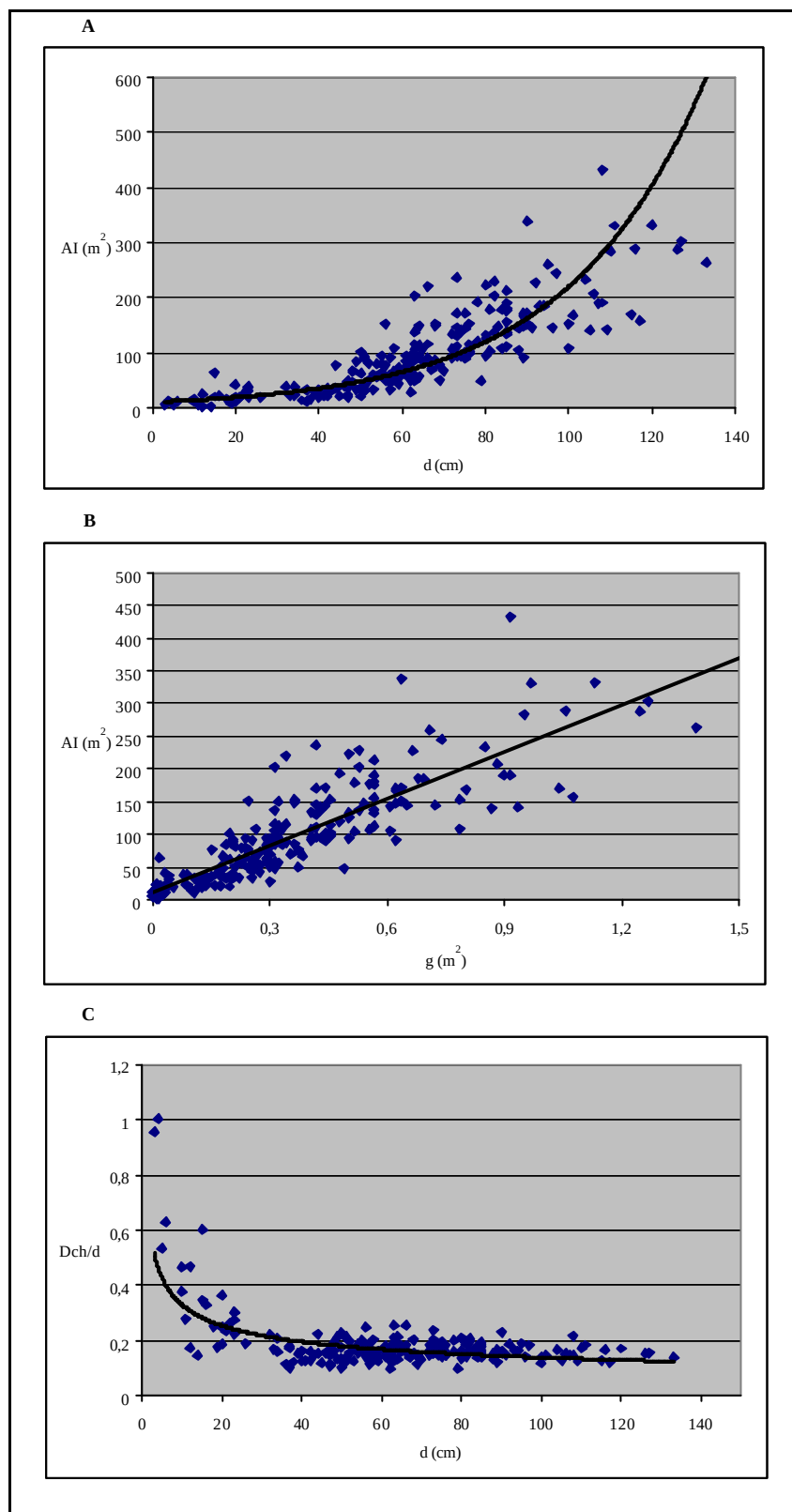


Figura 22. Grafici della relazione tra diametro e area d'insidenza (A), della relazione tra area basimetrica e area d'insidenza (B) e della relazione tra rapporto diametro della chioma e diametro a petto d'uomo e diametro a petto d'uomo (C).

Una relazione di tipo lineare crescente invece è presente tra l'area basimetrica (g) e l'area d'insidenza (AI):

$$AI = 237.47g + 13.076$$

in cui sia AI che l'area basimetrica sono espressi in m^2 ($R^2 = 0.715$).

In Figura 22C è mostrata invece la relazione tra il rapporto del diametro della chioma espresso in m con il diametro a petto d'uomo espresso in cm (D_{ch}/d) e il diametro a petto d'uomo (d).

L'area basimetrica massima³, che esprime il più alto valore di area basimetrica compatibile con la rinnovazione (CIANCIO *et al.*, 1986; AGRIMI *et al.*, 1991), è pari a 30.8 m^2 , valore inferiore rispetto al dato misurato (vd. Tabella 13).

Sulla base della relazione “area d'insidenza – diametro” [2] è stato possibile assegnare a ciascun albero la sua area d'insidenza di forma circolare per la costruzione di due transect di struttura, di superficie pari ciascuno a 900 m^2 (90 m x 10 m).

Il transect A è stato rilevato sulla parte sommitale del Monte Cimino, ad una quota di circa 1000 m s.l.m., mentre il transect B è stato rilevato ad una quota lievemente inferiore, tra circa 980 m e 990 m s.l.m.

I due profili verticali e le due piante orizzontali evidenziate in Figura 23 sintetizzano la struttura arborea del popolamento analizzato, con la presenza delle giovani coorti. In particolare in Figura 23A si segnala all'interno delle giovani coorti la presenza dell'acero, in competizione con le piante di faggio, mentre in Figura 23B, invece, si nota, all'interno della giovane coorte, la maggiore presenza di sambuco, rispetto al faggio.

³ L'area basimetrica massima è calcolata secondo PATRONE (1944):

$$G_{MAX} = \frac{10000}{a^2} \times \frac{p}{4} + 3 \quad \text{con} \quad a = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n D_{ch}/d$$

dove: D_{ch} = diametro della chioma; d = diametro a petto d'uomo; n = numero di alberi censiti.

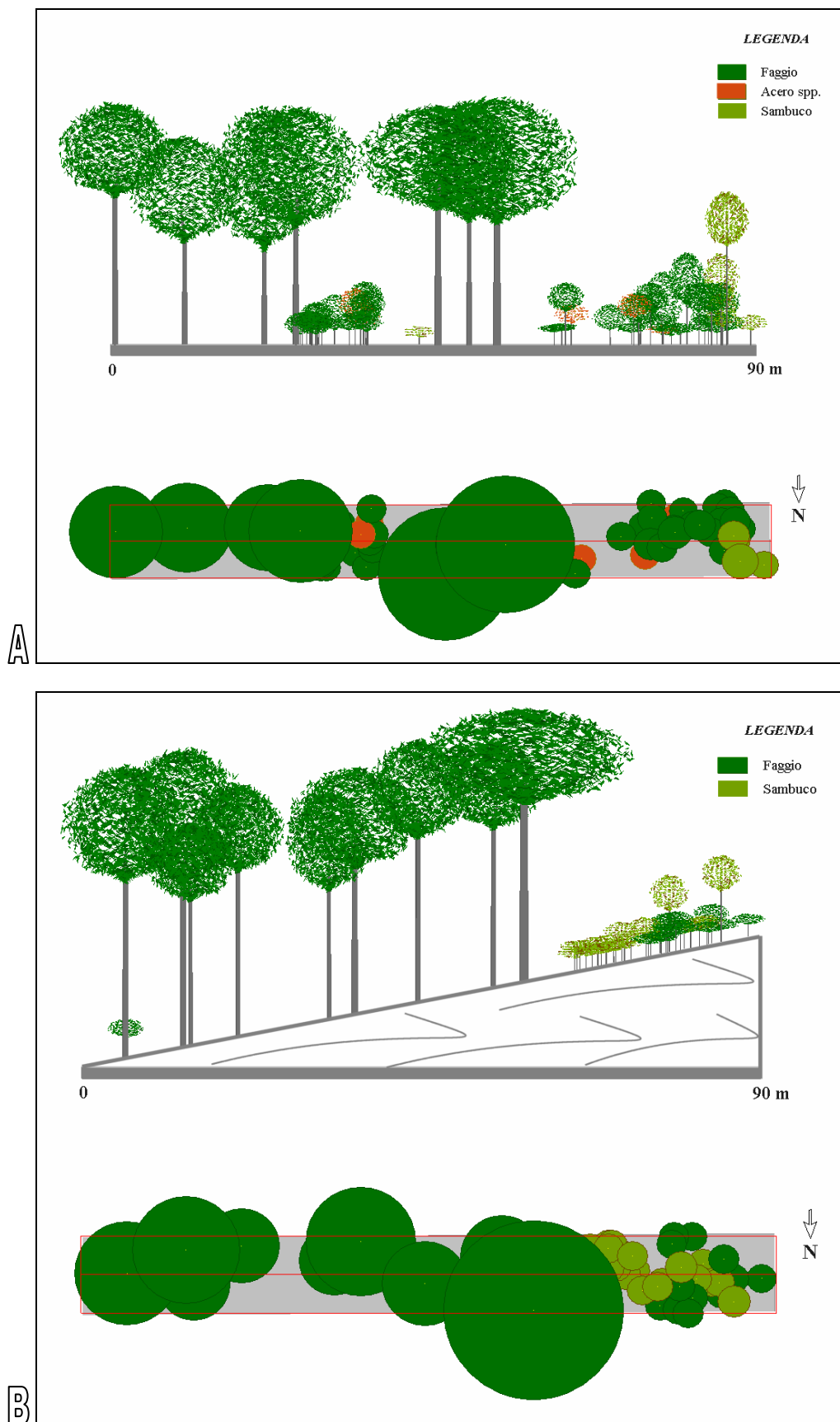


Figura 23. Transect strutturali.

11.1.2 Analisi storica

In Tabella 14 sono indicati i dati dendrometrici rilevati nei precedenti studi: PALTRINIERI (1970), PORCOROSSO *et al.* (1988) e PIOVESAN (1997). I dati di volume del 2004 sono stati ricalcolati sulla base della tavola di cubatura ad una entrata dello SGADARI (1970), II classe di fertilità, per il faggio cresciuto in fustaia prevalentemente disetanea della provincia di Cosenza. I dati di cubatura del 1996 invece sono stati calcolati con la stessa tavola di cubatura, ma con la I classe di fertilità. La soglia di cavallettamento per tutti gli anni è la classe diametrica di 15 cm.

Tabella 14. Confronto storico dei dati dendrometrici misurati per la faggeta di Monte Cimino. Anno 1970: PALTRINIERI (1970). Anno 1987: PORCOROSSO *et al.* (1988). Anno 1996: PIOVESAN (1997). Anno 2004: volume ricalcolato secondo SGADARI (1970) II classe di fertilità.

Anno	$N \text{ ha}^{-1}$	$G \text{ ha}^{-1} [\text{m}^2]$	$V \text{ ha}^{-1} [\text{m}^3]$	$d_g [\text{cm}]$	$H_M [\text{m}]$
1970	127	29.5	402	55	25
1987	141	48.8	-	66	-
1996	132	42	555	66	33.7
2004	119	38.4	501	64	32.2

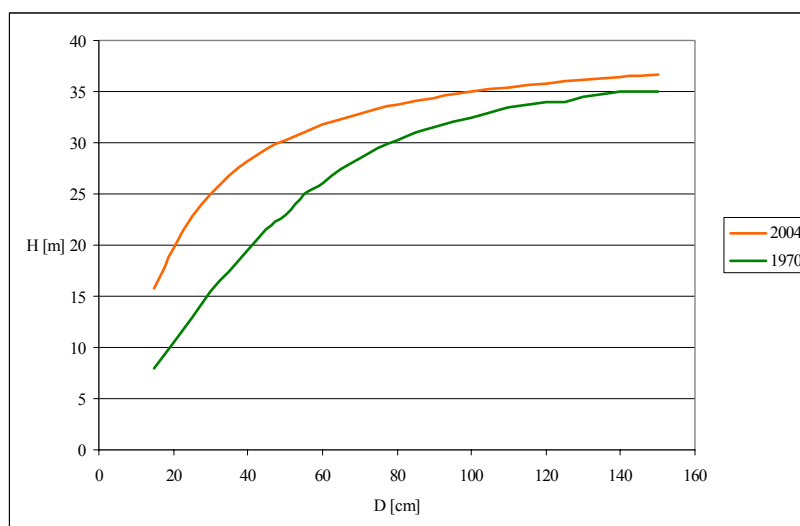


Figura 24. Confronto delle curve ipsometriche costruite per l'anno 1970 e per l'anno 2004.

I dati di volume e di altezza media (H_M) del 1987, anche se riportati in letteratura (ECO.TER. TUSCIA, 1992), non sono stati considerati attendibili perché non viene spiegata la modalità di rilievo.

Il diametro massimo misurato nella faggeta riportato da PORCOROSSO *et al.* (1988) è pari a 313 cm, mentre il dato non compare negli altri studi.

In Figura 24 è mostrato il confronto tra la curva ipsometrica costruita da PALTRINIERI (1970) e la curva realizzata per questo studio (anno 2004).

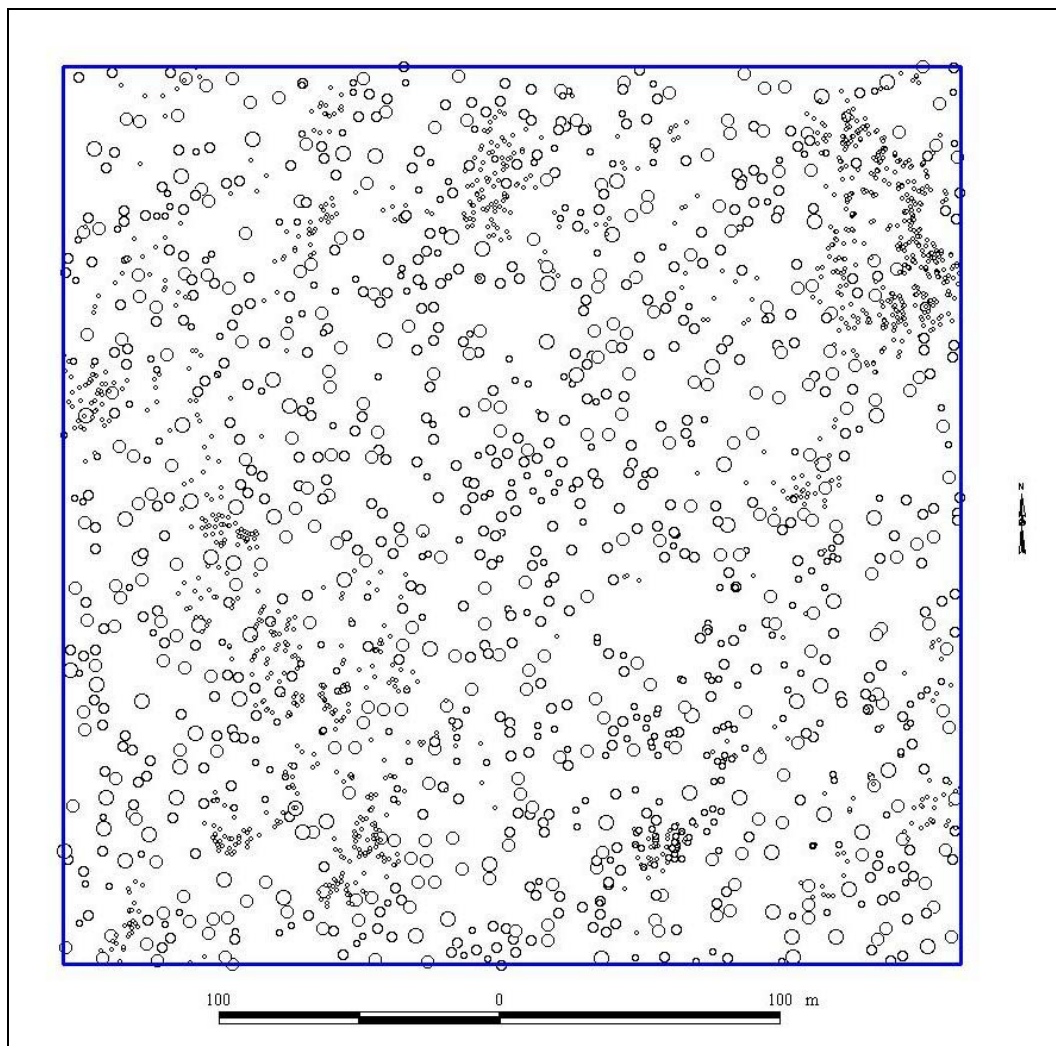


Figura 25. Distribuzione spaziale dei fusti arborei inventariati nell'area sperimentale. L'ampiezza dei cerchi è approssimativamente proporzionale alle classi diametriche.

Anche se i dati sono poco confrontabili a causa della differente modalità di rilievo per l'anno 2004, nel complesso nel periodo di riferimento analizzato (1970 - 2004) il soprassuolo forestale sembra essere rimasto tendenzialmente stabile, con un numero medio di circa 120 ÷ 140 alberi ad ettaro (CV = 7%). L'accumulo di massa legnosa viene parzialmente bilanciato dagli schianti di alberi di grandi dimensioni.

11.1.3 Neighbourhood based structural indices

La distribuzione degli alberi all'interno dell'area sperimentale è mostrata in Figura 25, dove le dimensioni dei diametri dei fusti arborei sono approssimativamente proporzionali alla grandezza dei cerchi.

L'insieme di indici strutturali basati sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*) è stato calcolato sia nella modalità *reference tree*, sia nella modalità *reference point* (vd. § 3.2), con intensità del campionamento sistematico di 10 m, 20 m e 30 m. Nella Tabella 14 sono esposti i risultati calcolati per i quattro indici.

Si nota che l'indice *DBHDM* calcolato nella modalità *reference tree* (Figura 26) risulta influenzato dal tipo di distribuzione diametrica dei fusti arborei (vd. Figura 20), presentando un valore inferiore rispetto ai valori calcolati per la modalità *reference point*.

Tabella 15. Valori degli indici strutturali misurati sull'intero soprassuolo indagato, modalità *reference tree* (numero alberi = 2253; numero alberi per l'indice *HDM* = 1033) e modalità *reference point*, con numero di osservazioni pari a: 913 (10 x 10 m; per l'indice *HDM* 886 oss.); 231 (20 x 20 m; per l'indice *HDM* 218 oss.); 104 (30 x 30 m; per l'indice *HDM* 97 oss.).

	<i>UAI</i>		<i>SM</i>		<i>DBHDM</i>		<i>HDM</i>	
	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>
<i>Reference tree</i>	0.521	0.198	0.134	0.259	0.280	0.368	0.316	0.300

<i>Reference point</i>	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>	<i>Media</i>	<i>Dev.St.</i>
<i>10 x 10 m</i>	0.495	0.0002	0.127	0.0003	0.424	0.0004	0.319	0.0004
<i>20 x 20 m</i>	0.519	0.0009	0.140	0.0012	0.416	0.0017	0.350	0.0016
<i>30 x 30 m</i>	0.490	0.0020	0.147	0.0030	0.429	0.0038	0.316	0.0033

Complessivamente il sistema di indici strutturali evidenzia una distribuzione degli alberi nello spazio orizzontale di tipo generalmente casuale, una bassa diversità dendrologica, la mancanza di un'evidente dominanza diametrica, confermata anche nell'assenza di un'evidente dominanza verticale (Tabella 15).

La distribuzione delle frequenze dei valori degli indici calcolati per la modalità *reference tree* è presentata in Figura 26, mentre in Figura 27 è rappresentata la distribuzione delle frequenze dei valori degli indici calcolati per la modalità *reference point*, con intensità del campionamento sistematico pari a 10 m.

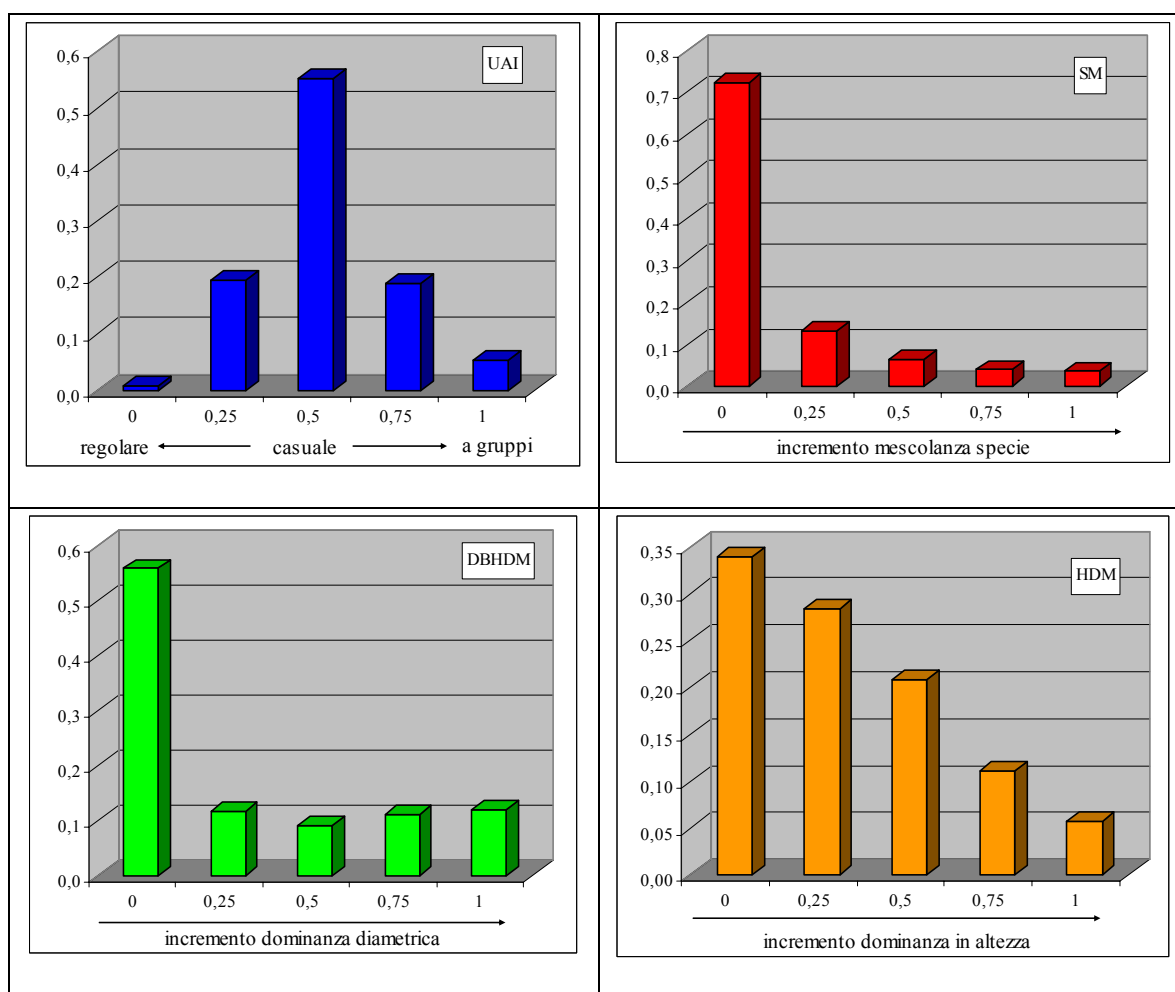


Figura 26. Distribuzione complessiva delle frequenze dei valori degli indici strutturali all'interno dell'area di studio, modalità *reference tree*.

La distribuzione spaziale degli indici strutturali calcolati nella modalità *reference tree* e nella modalità *reference point* nell'area sperimentale è mostrata nelle Figure 28 (UAI), 29 (SM), 30

(DBHDM) e 31 (HDM). All'aumentare dell'intensità del colore, aumenta il valore assunto dall'indice considerato. Per la modalità *reference tree* è stata calcolata la distribuzione spaziale degli indici nei sottopopolamenti arborei di primo livello evidenziati con il processo di segmentazione; ad ogni sottopopolamento arboreo è stato assegnato il valore medio dell'indice calcolato per ogni albero ricadente al suo interno.

La distribuzione evidenziata nella modalità *reference point* è stata realizzata assegnando alla rispettiva area di pertinenza di ciascun punto di sondaggio il valore riscontrato nel punto di sondaggio stesso.

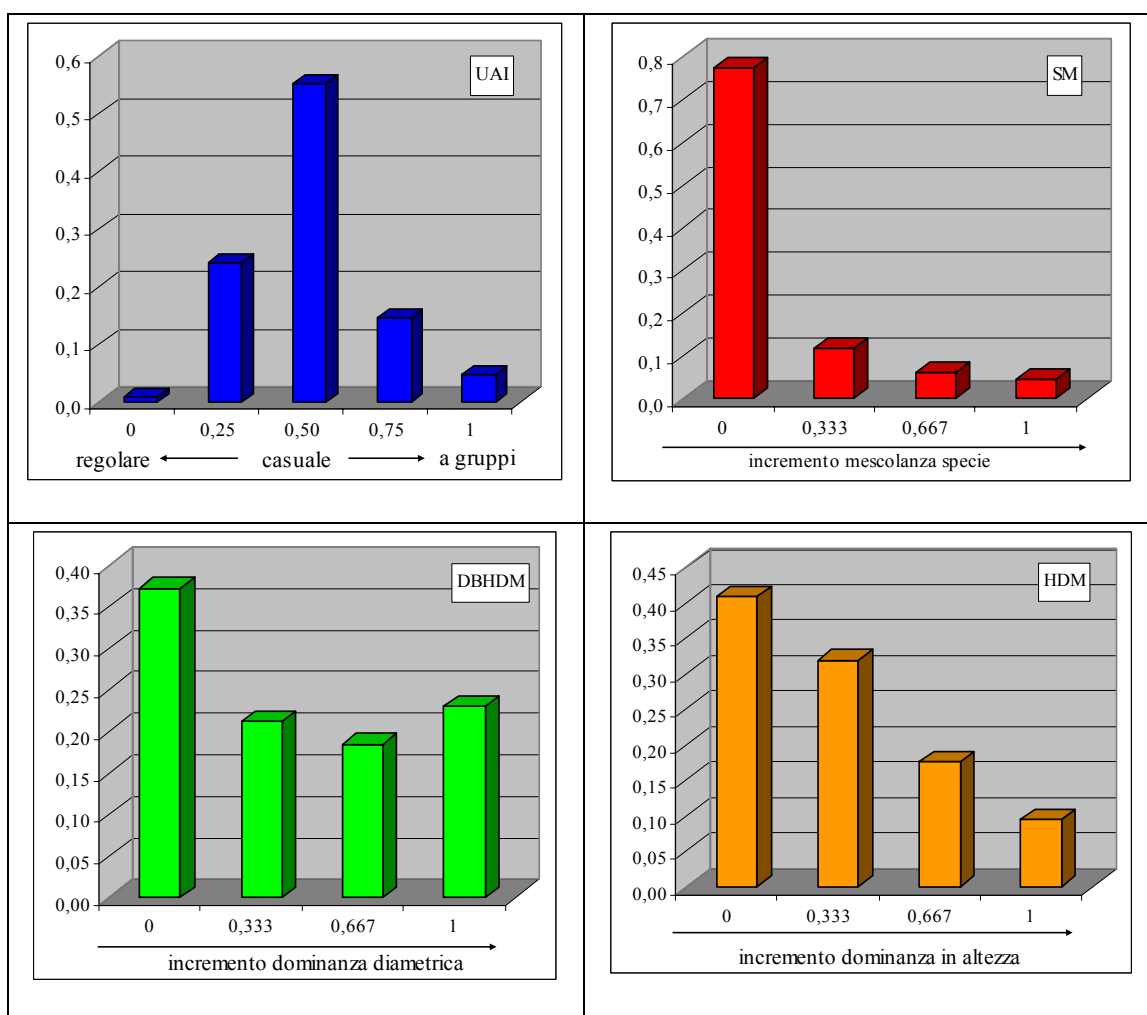


Figura 27. Distribuzione complessiva delle frequenze dei valori degli indici strutturali all'interno dell'area di studio, modalità *reference point*, con intensità del campionamento sistematico pari a 10 m.

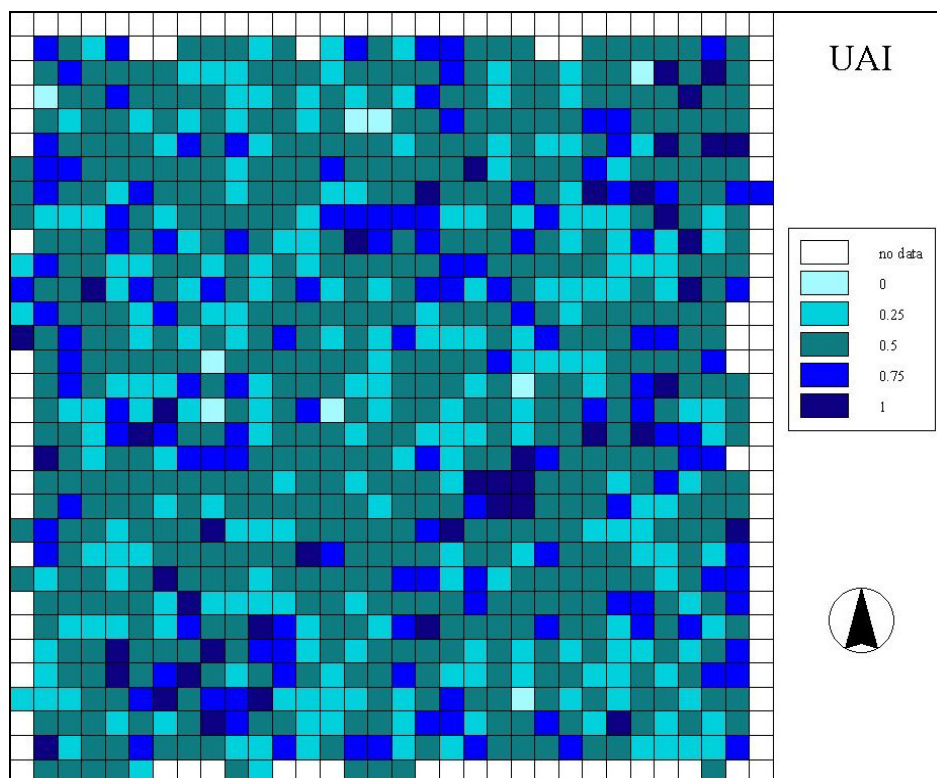
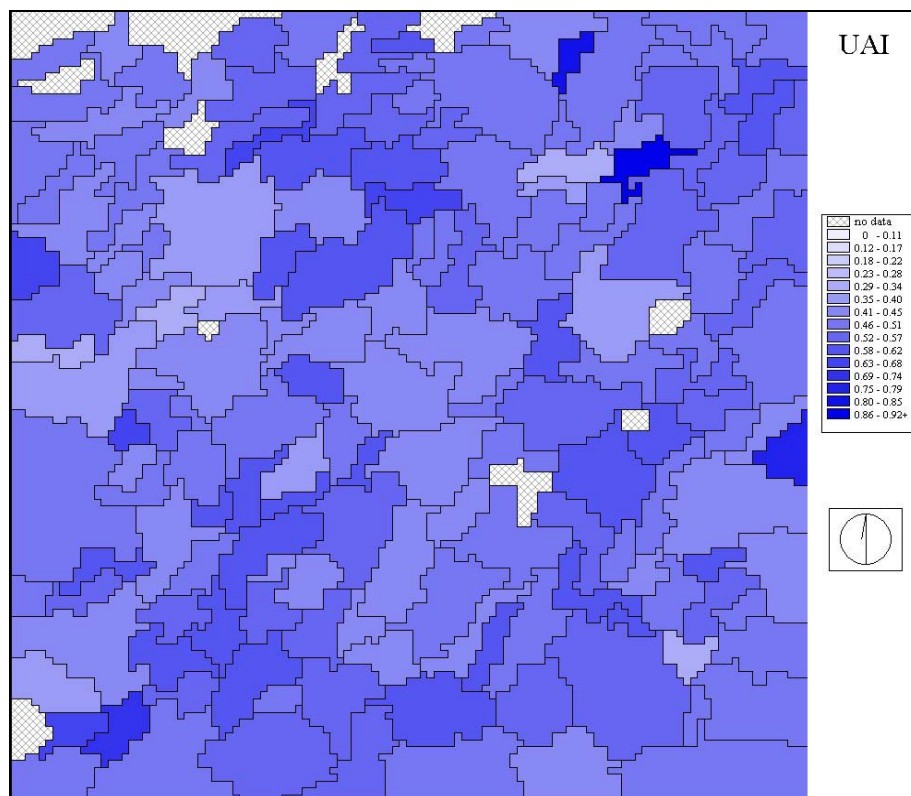


Figura 28A. Distribuzione spaziale dell'indice *UAI* nell'area sperimentale nella modalità *reference tree* all'interno dei sottopopolamenti arborei di primo livello (sopra) e nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 10 m (sotto).

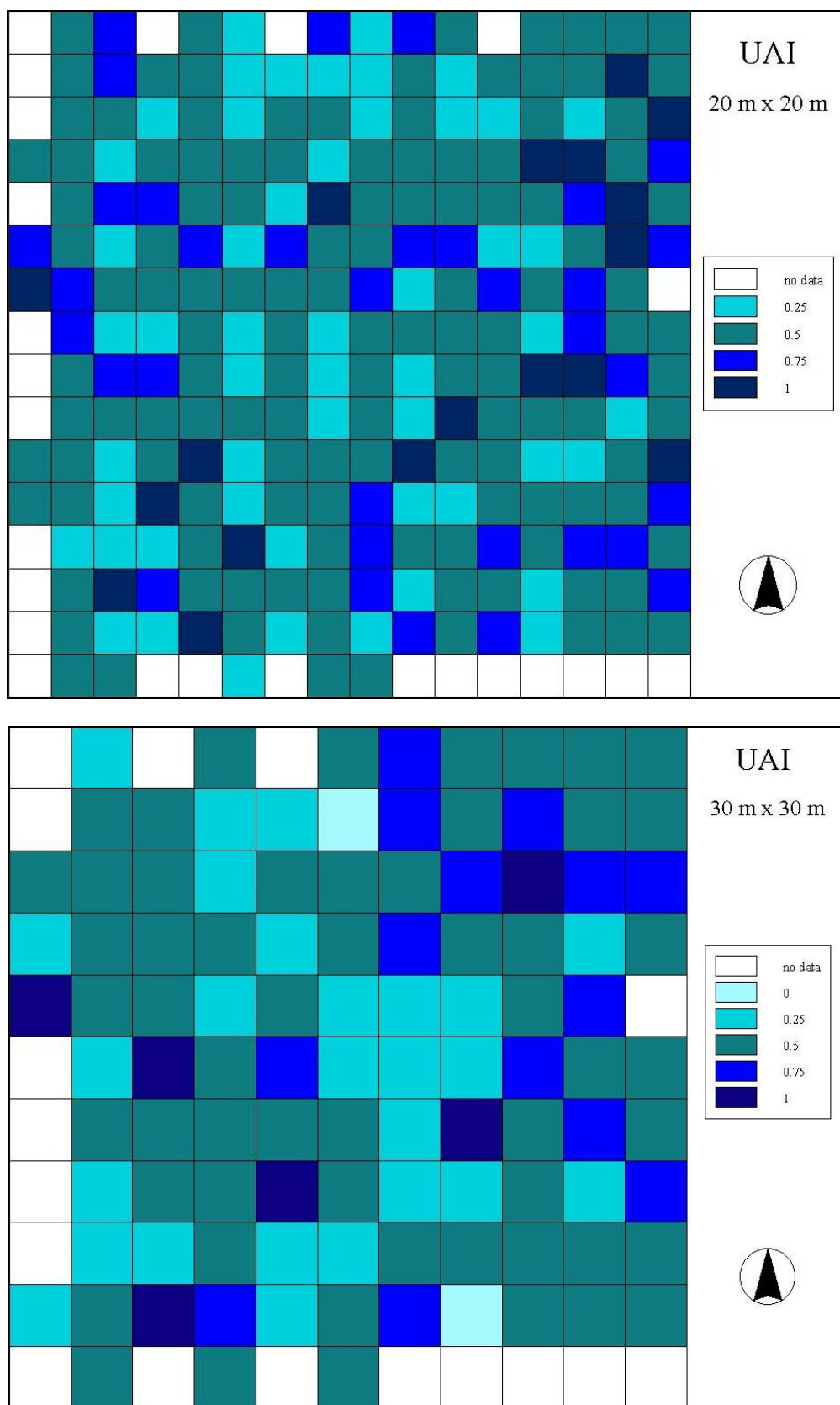


Figura 28B. Distribuzione spaziale dell'indice *UAI* nell'area sperimentale nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 20 m (sopra) e 30 m (sotto).

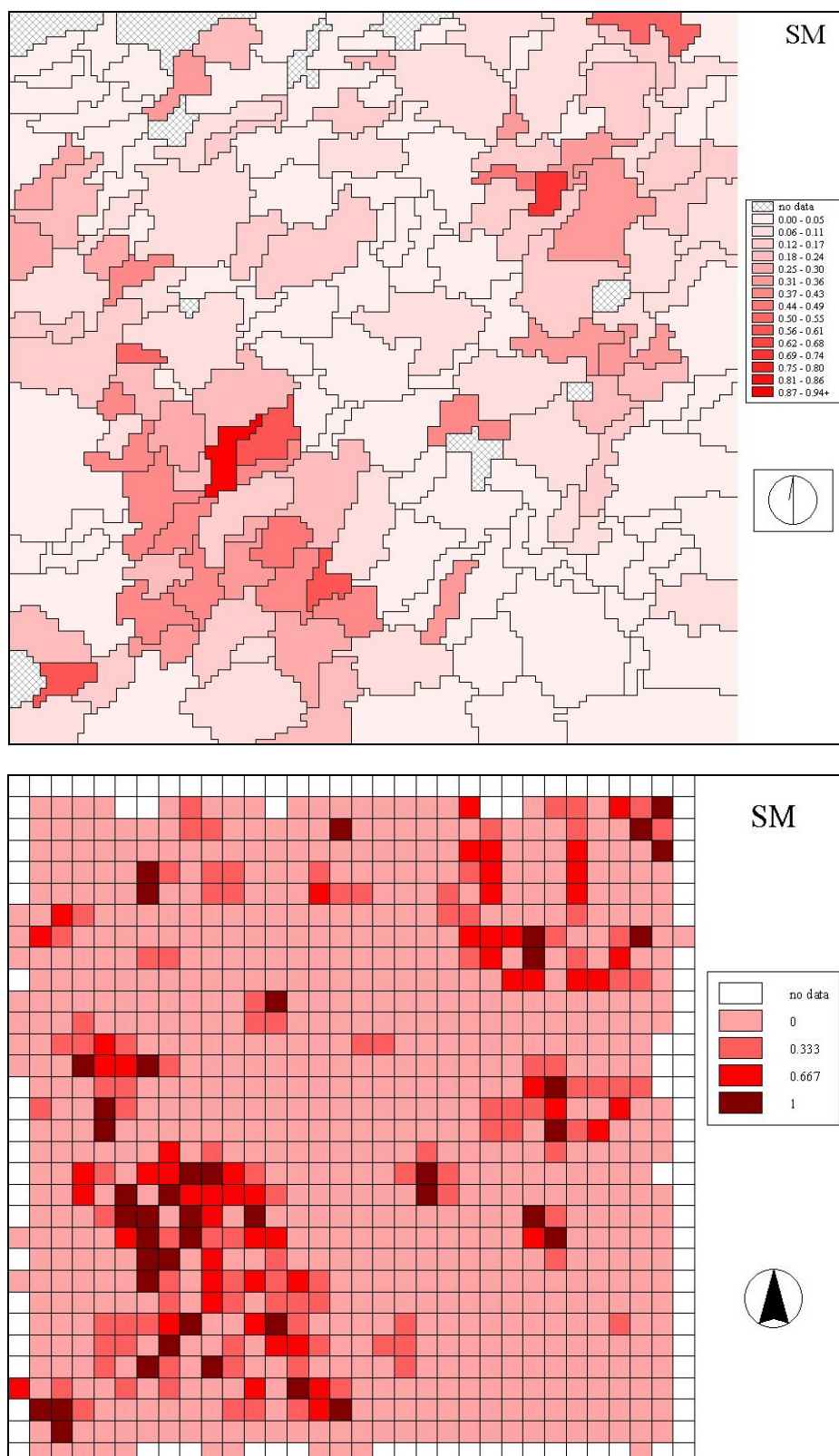


Figura 29A. Distribuzione spaziale dell'indice *SM* nell'area sperimentale nella modalità *reference tree* all'interno dei sottopopolamenti arborei di primo livello (sopra) e nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 10 m (sotto).

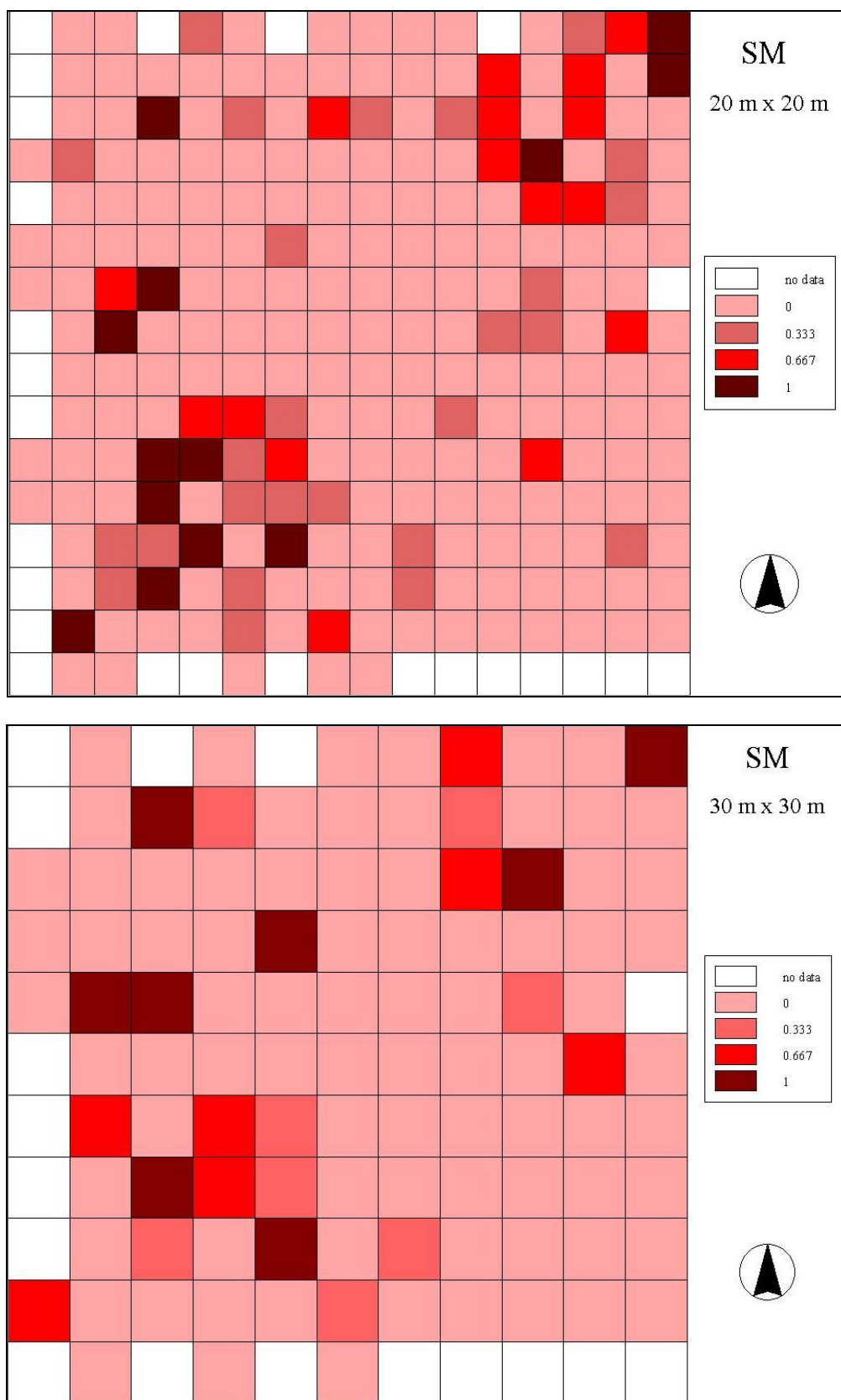


Figura 29B. Distribuzione spaziale dell'indice *SM* nell'area sperimentale nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 20 m (sopra) e 30 m (sotto).

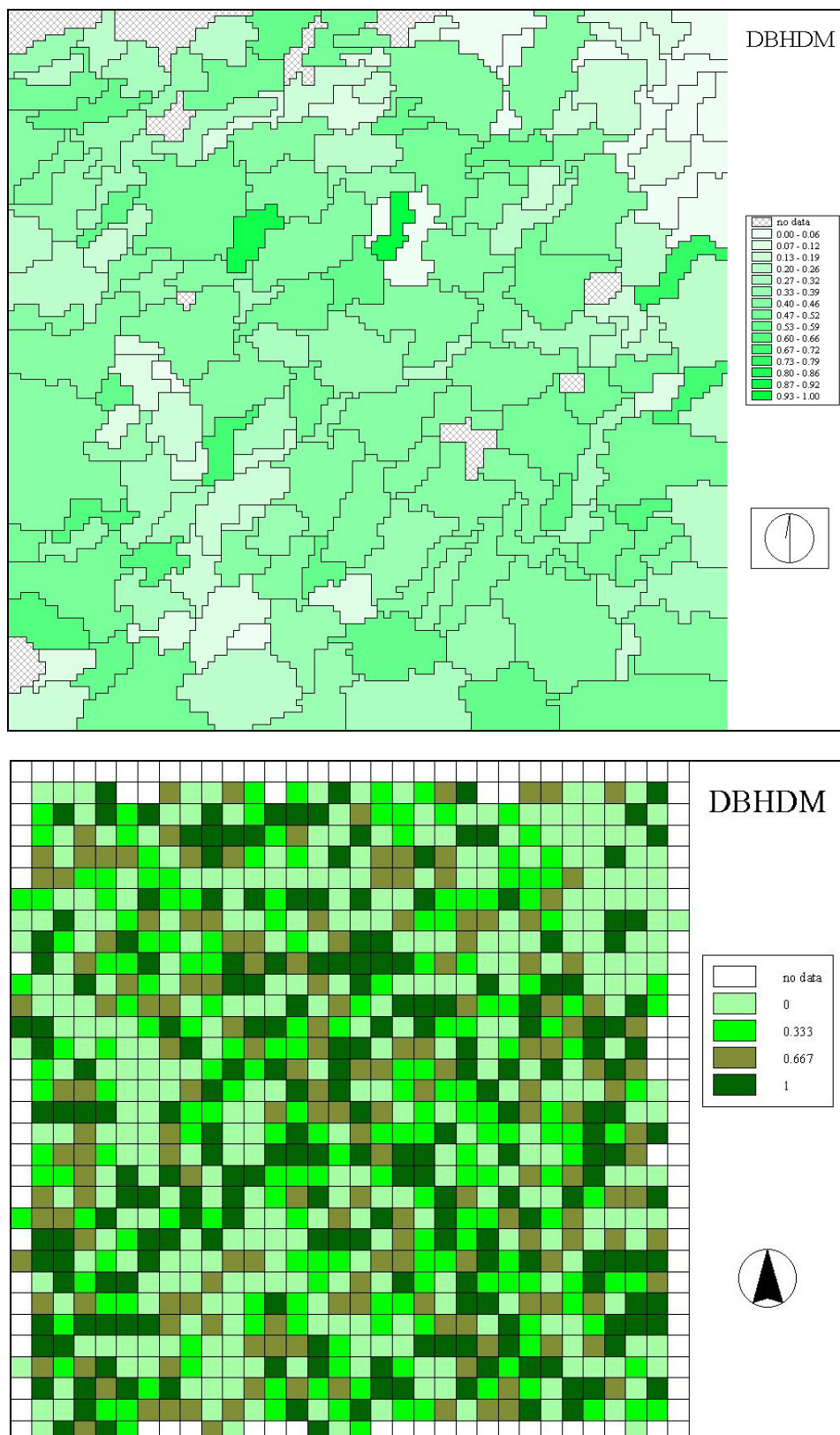


Figura 30A. Distribuzione spaziale dell'indice *DBHDM* nell'area sperimentale nella modalità *reference tree* all'interno dei sottopopolamenti arborei di primo livello (sopra) e nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 10 m (sotto).

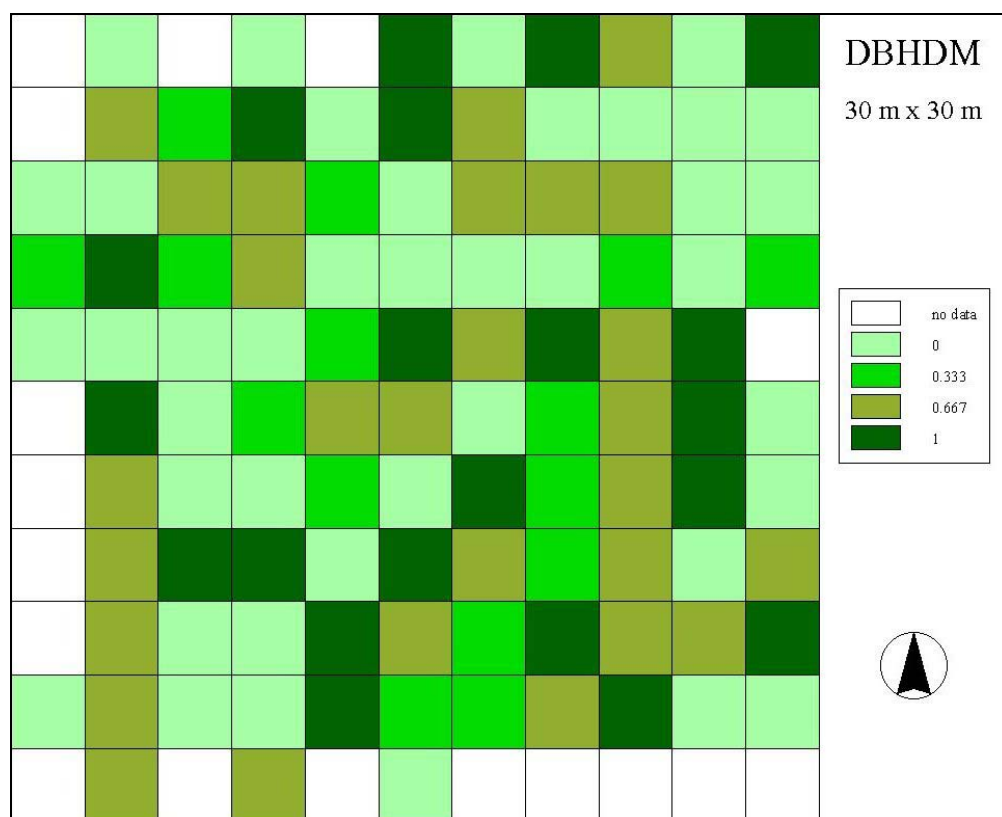
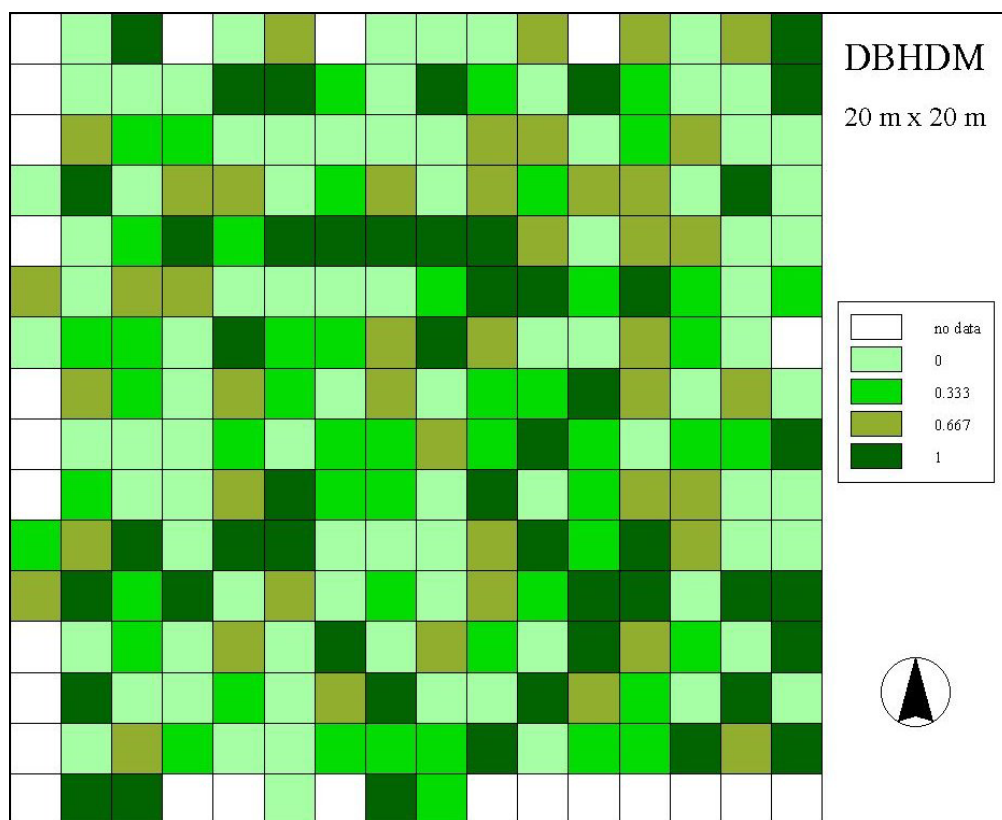


Figura 30B. Distribuzione spaziale dell'indice *DBHDM* nell'area sperimentale nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 20 m (sopra) e 30 m (sotto).

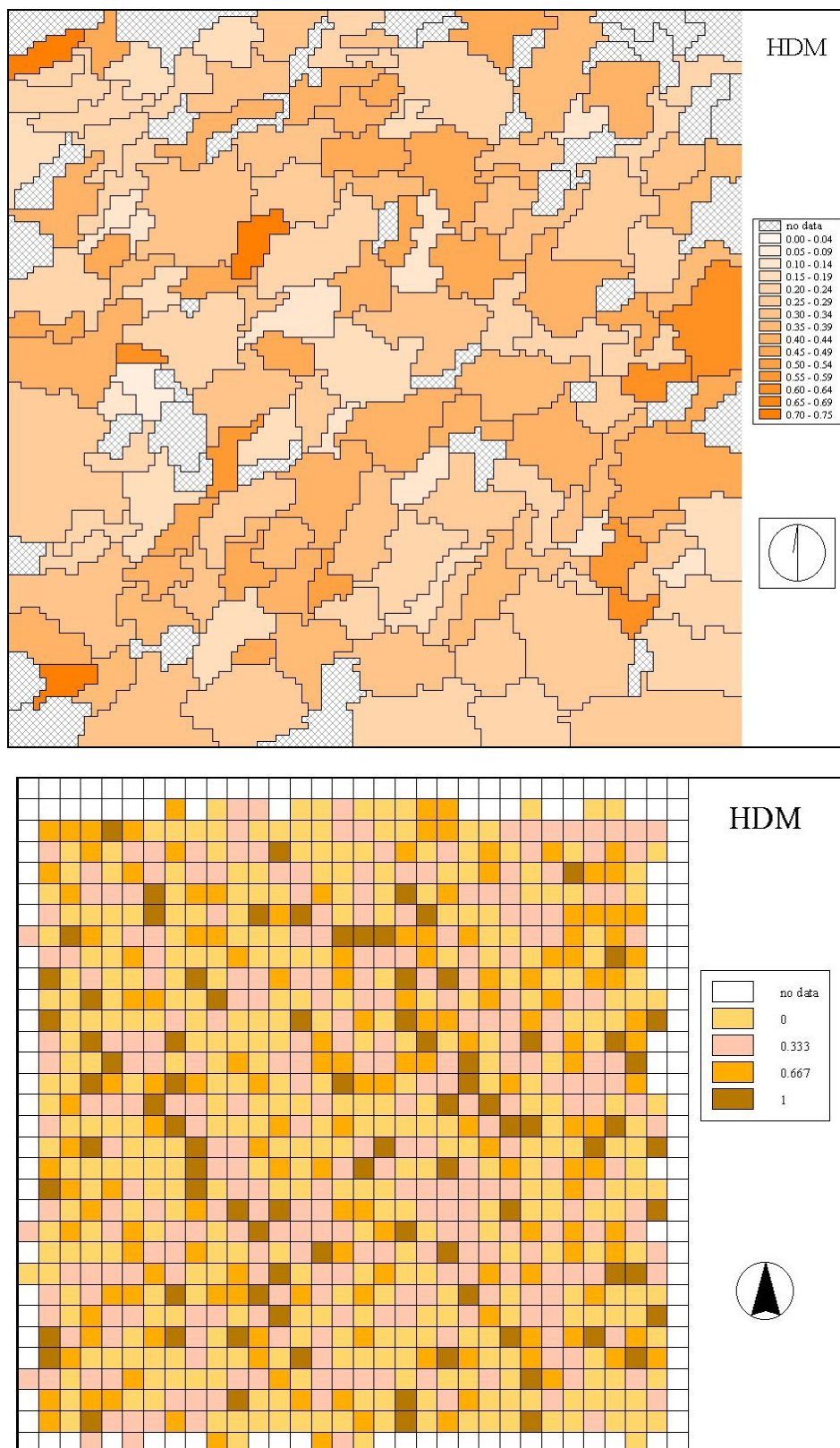


Figura 31A. Distribuzione spaziale dell'indice *HDM* nell'area sperimentale nella modalità *reference tree* all'interno dei sottopopolamenti arborei di primo livello (sopra) e nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 10 m (sotto).

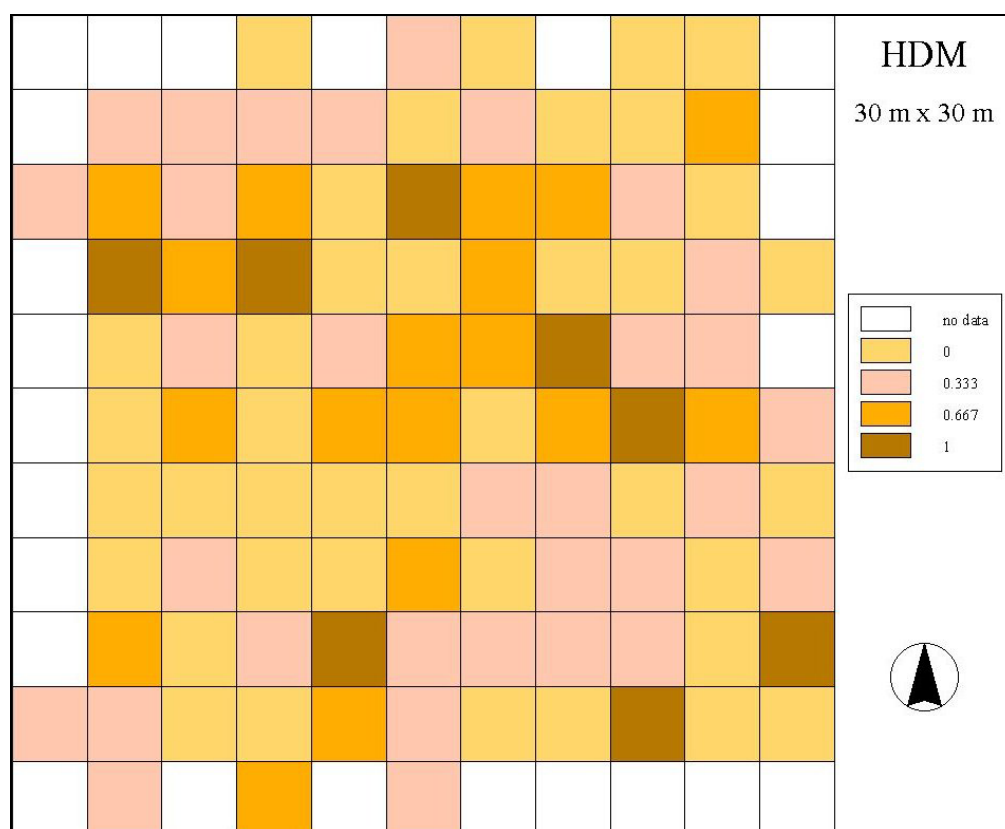
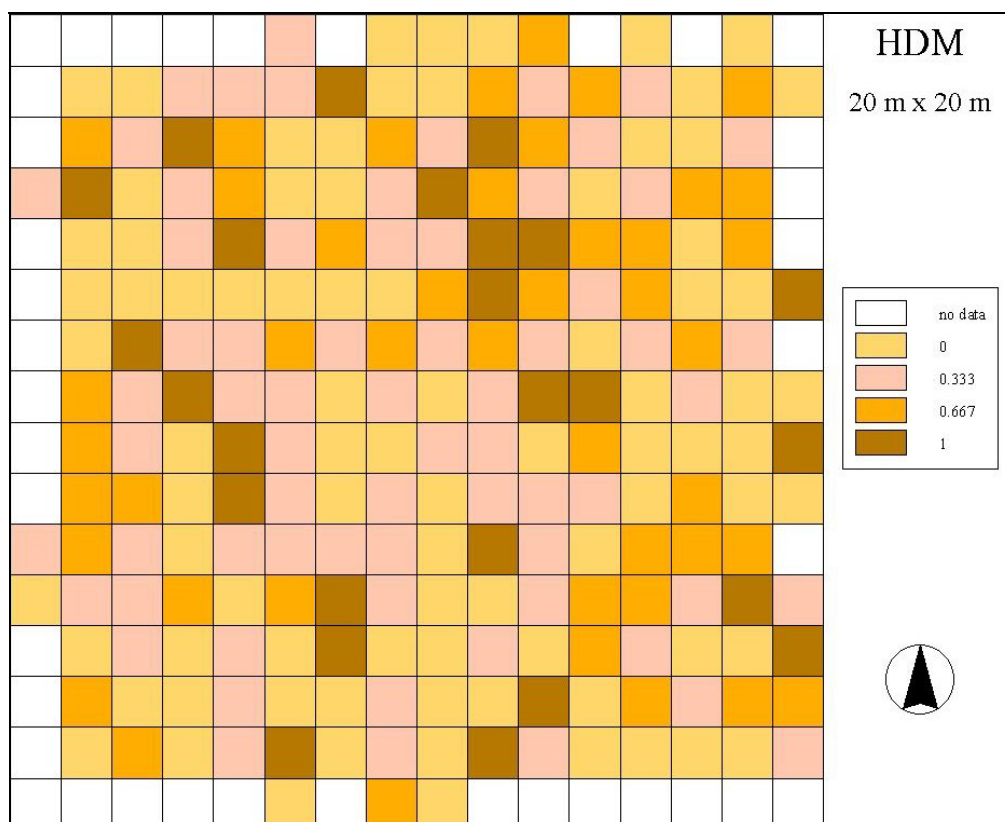


Figura 31B. Distribuzione spaziale dell'indice *HDM* nell'area sperimentale nella modalità *reference point* con intensità del campionamento sistematico pari a 20 m (sopra) e 30 m (sotto).

A maggiore intensità di campionamento corrisponde un maggior dettaglio nelle mappe realizzate. Nel complesso la distribuzione dei quattro indici considerati nell'area sperimentale risulta abbastanza variabile e frammentata, tranne che per la distribuzione dell'indice SM in cui è possibile distinguere alcune zone caratterizzate da maggiore diversità dendrologica (Figura 25).

11.1.4 Indice di Morisita

Lo studio della distribuzione degli alberi nello spazio orizzontale tramite l'indice di Morisita mostra invece nel complesso una distribuzione a gruppi, che tende a diminuire di intensità con l'aumentare della superficie dei quadrati considerati (Tabella 16), tuttavia i valori dell'indice risultano sempre significativamente maggiori di una distribuzione di tipo casuale.

Tabella 16. Valori assunti dall'indice di Morisita per quadrati di superficie crescente, in cui S è la superficie dei quadrati e I_δ il valore dell'indice.

$S [m^2]$	25	50	100	200	400	800	1600	3200	6400	25600
I_δ	2.863	2.642	2.395	2.209	1.992	1.756	1.557	1.156	1.244	1.050

In corrispondenza dei picchi di valore del rapporto $I_{\delta(S)} / I_{\delta(2S)}$ è possibile individuare la dimensione media dei gruppi; nel caso esaminato gli alberi risultano aggregati in piccoli gruppi di superficie pari a $100 m^2$, in gruppi di medie dimensioni di superficie pari a $800 m^2$ e in gruppi di grandi dimensioni di superficie pari a $3200 m^2$ (Figura 32).

L'indice di Morisita è stato calcolato separatamente anche per i quattro quadranti indicati in Figura 33, di dimensione pari a $160 m \times 160 m$. Nel II quadrante, evidenziata in rosso, è indicata l'area di superficie pari a circa $4000 m^2$ colpita dal passaggio della perturbazione del 1997 (vd. § 9.4 e 9.5).

I dati calcolati per quadranti confermano comunque la dimensione media di piccoli gruppi di superficie compresa tra $100 m^2$ e $200 m^2$, mentre la situazione risulta più variabile con i gruppi di medie e grandi dimensioni. Nel II quadrante si trovano gruppi di grandi dimensioni di superficie pari a $3200 m^2$.

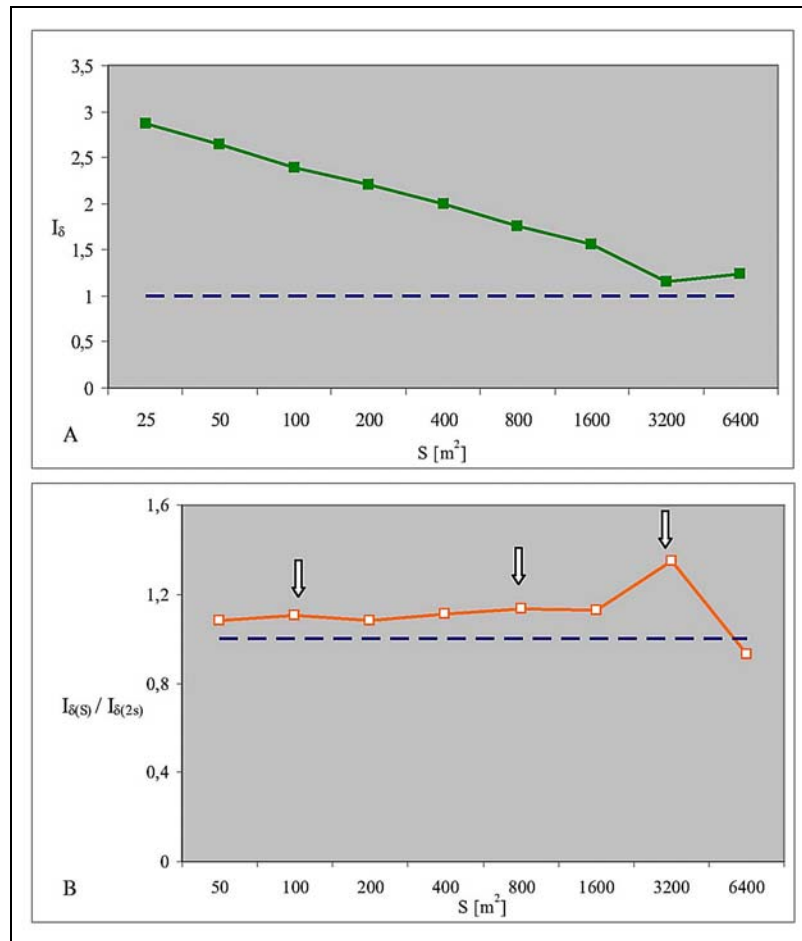


Figura 32. Distribuzioni dell'indice di Morisita (I_δ) (A) e del rapporto $I_{\delta(S)} / I_{\delta(2S)}$ (B) per quadrati di superficie crescente nell'area sperimentale. I punti pieni indicano valori significativamente maggiori di 1 secondo i valori della F di Fisher ($p = 0.05$). La linea tratteggiata indica una distribuzione casuale ($I_\delta = 1.0$). Le frecce indicano i picchi di valore del rapporto $I_{\delta(S)} / I_{\delta(2S)}$.

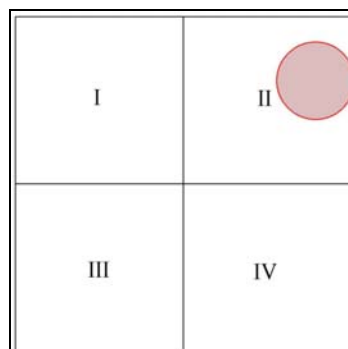


Figura 33. Divisione dell'area sperimentale in quattro quadranti di dimensione pari a 160 m x 160 m. In rosso l'area di superficie pari a circa 4000 m^2 colpita dal passaggio della perturbazione del 1997.

11.2 ANALISI MULTILIVELLO DELLA VARIANZA DEGLI INDICI STRUTTURALI

Le statistiche degli indici rilevati per ciascuno dei sottopopolamenti arborei del livello 3 sono espone in Tabella 17. Per ogni indice strutturale è stato verificato se ci sono differenze significative tra i valori medi appartenenti a sottopopolamenti diversi di pari livello gerarchico.

Le medie degli indici strutturali risultano significativamente differenti tra i poligoni dei sottopopolamenti arborei di pari livello, tranne che per l'indice *HDM*, e si osserva una maggiore differenziazione per l'indice *SM* e, in minor misura, per l'indice *DBHDM*.

La distribuzione spaziale dei sottopopolamenti arborei con medie degli indici strutturali considerati tra loro significativamente differenti è riportata in Figura 34. L'indice *HDM* non compare perché i valori medi dell'indice calcolati per i sottopopolamenti arborei non risultano significativamente differenti tra loro.

Tabella 17. Statistiche degli indici rilevati per ciascuno dei sottopopolamenti arborei di livello 3. Sulle colonne, valori medi con lettera diversa sono tra loro statisticamente differenti ($p = 0.05$).

<i>ID</i>	<i>N</i>	<i>UAI</i>		<i>SM</i>		<i>DBHDM</i>		<i>HDM</i>	
		Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.
A	213	0.509ab	0.188	0.124bcd	0.253	0.318cd	0.374	0.287a	0.295
B	267	0.49ab	0.198	0.225ef	0.31	0.311cd	0.395	0.304a	0.275
C	300	0.531ab	0.185	0.109bc	0.225	0.182b	0.332	0.309a	0.288
D	203	0.55bc	0.204	0.095abc	0.241	0.033a	0.164	0.333a	0.382
E	240	0.528ab	0.194	0.118bcd	0.243	0.306cd	0.372	0.359a	0.316
F	91	0.519ab	0.208	0.236f	0.319	0.258bc	0.356	0.321a	0.275
G	228	0.486ab	0.188	0.049ab	0.161	0.418d	0.377	0.324a	0.316
H	136	0.474a	0.191	0.142cde	0.258	0.404d	0.363	0.314a	0.297
I	100	0.61c	0.217	0.27f	0.323	0.215bc	0.346	0.329a	0.354
J	275	0.542b	0.205	0.197def	0.294	0.259bc	0.362	0.334a	0.300
K	200	0.517ab	0.198	0.01a	0.079	0.391d	0.371	0.284a	0.298

ID = identificativo di ogni sottopopolamento arboreo; *N* = numero di alberi; *UAI* = Uniform Angle Index; *SM* = Species Mingling; *DBHDM* = *DBH* Dominance Modified; *HDM* = Height Dominance Modified.

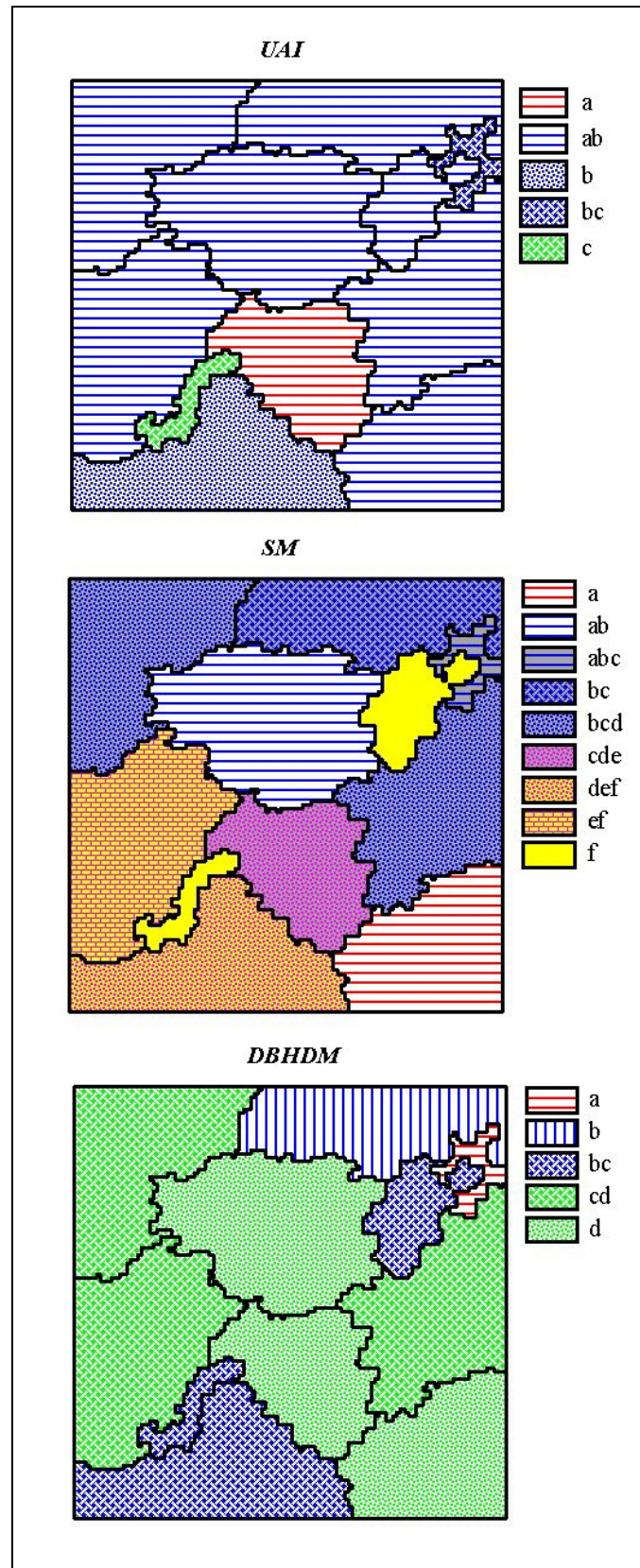
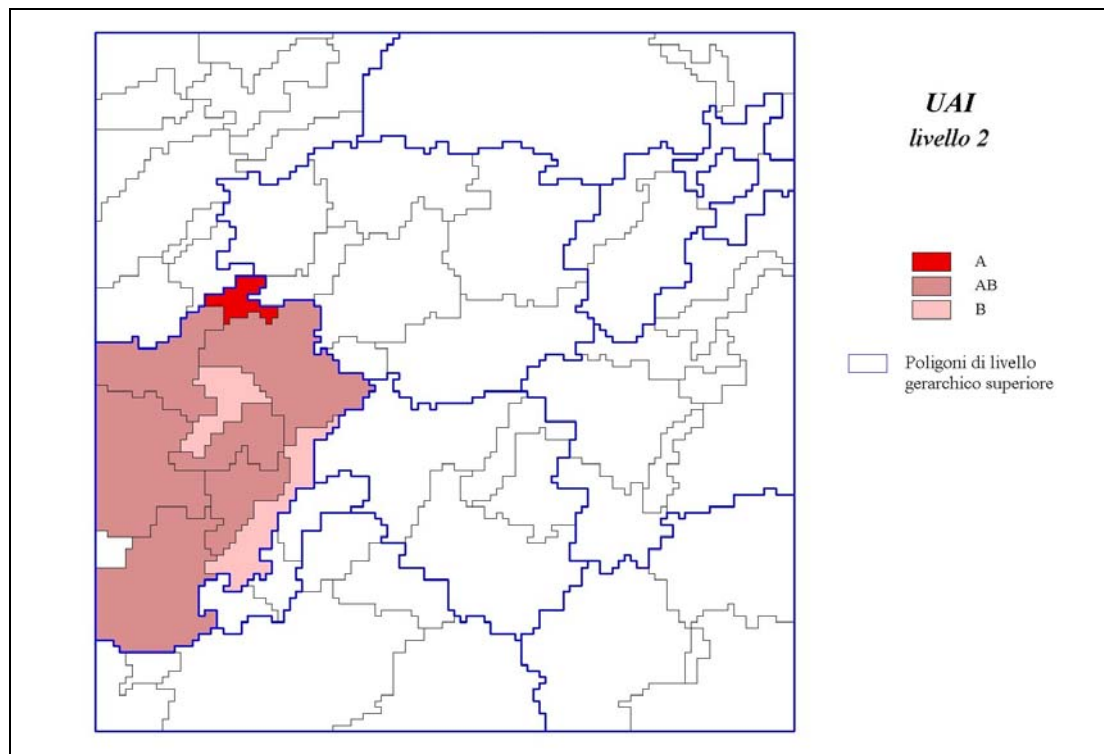


Figura 34. Livello 3: poligoni caratterizzati da lettere diverse presentano medie dell'indice considerato significativamente differenti tra loro, al livello di probabilità $p = 0.05$.

A



B

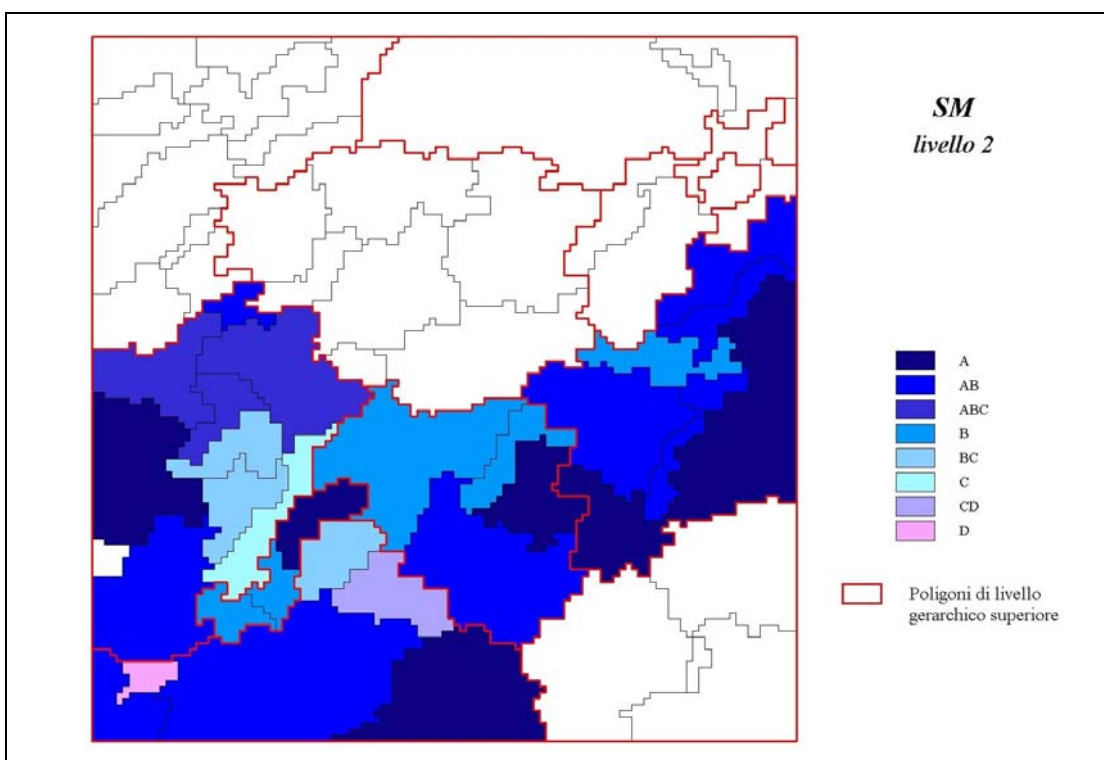
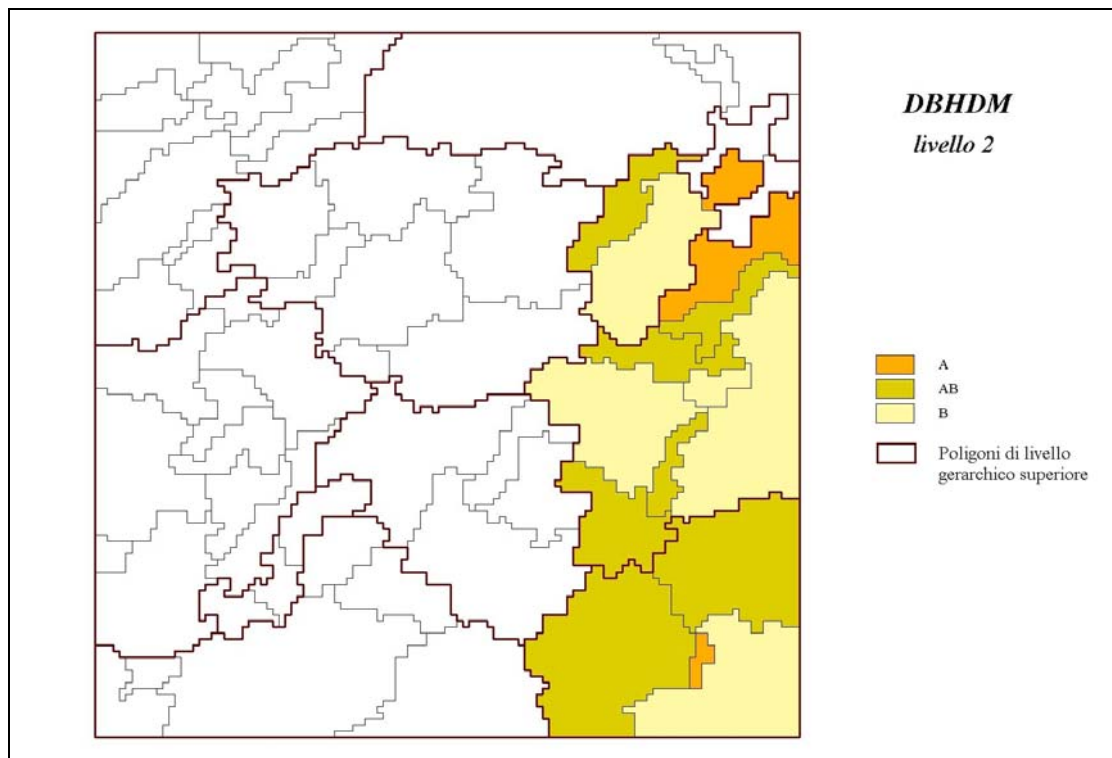


Figura 35. Livello 2: differenze significative tra le medie relative a ogni sottopopolamento arboreo appartenente allo stesso poligono di livello gerarchico superiore (livello 3), al livello di probabilità $p = 0.05$, per gli indici *UAI* (A) e *SM* (B).

A



B

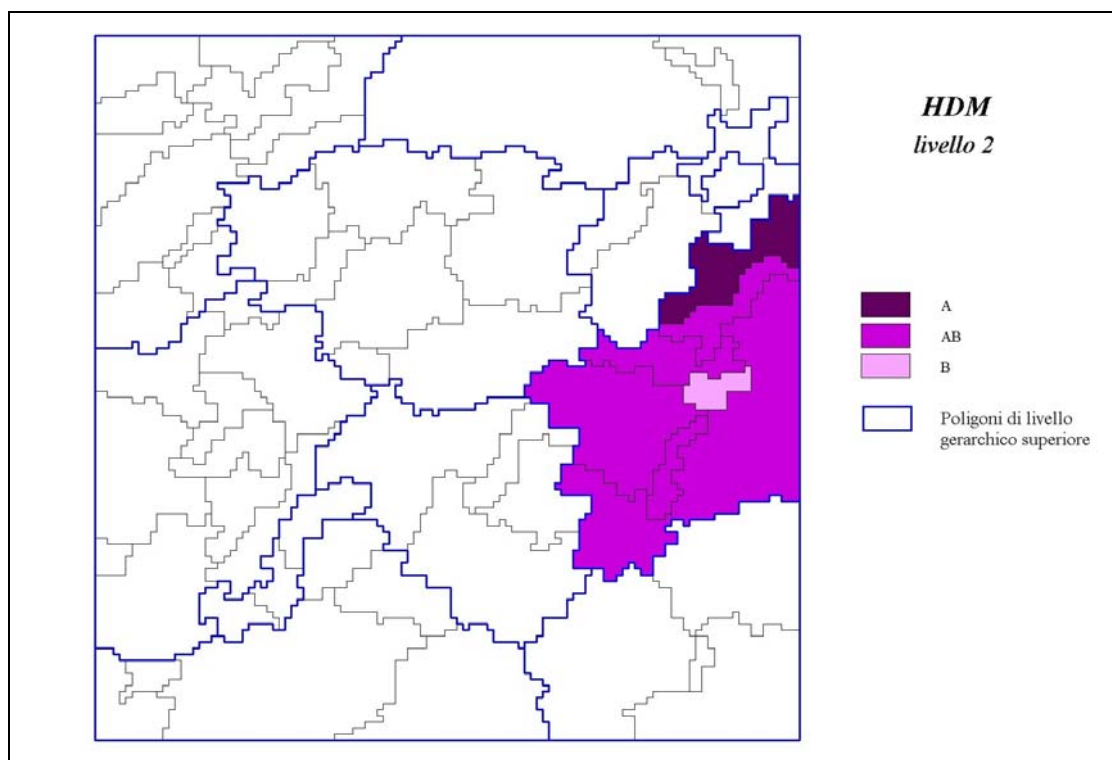


Figura 36. Livello 2: differenze significative tra le medie relative a ogni sottopopolamento arboreo appartenente allo stesso poligono di livello gerarchico superiore (livello 3), al livello di probabilità $p = 0.05$, per gli indici *DBHDM* (A) e *HDM* (B).

Scendendo al livello gerarchico successivo (livello 2), le differenze statisticamente significative per ogni indice strutturale tra i sottopopolamenti arborei, appartenenti però allo stesso poligono di livello gerarchico superiore (livello 3), sono evidenziate in Figura 35 e 36. I sottopopolamenti arborei che non sono colorati presentano valori medi degli indici strutturali non significativamente diversi tra loro, mentre nella legenda delle figure, per ogni sottopopolamento arboreo colorato, a lettera diversa corrispondono valori medi degli indici strutturali statisticamente differenti, al livello di probabilità $p = 0.05$.

In questo livello gerarchico (livello 2) si osserva come le differenze significative tra sottopopolamenti arborei appartenenti allo stesso sottopopolamento di livello superiore (livello 3) calcolate per ciascun indice strutturale risultano localizzate all'interno dell'area sperimentale.

L'indice *UAI* (Figura 35A) e l'indice *HDM* (Figura 36B) presentano ciascuno un solo poligono di livello gerarchico superiore (livello 3) i cui sottopopolamenti arborei di livello 2 presentano le medie degli indici considerati statisticamente differenti tra loro.

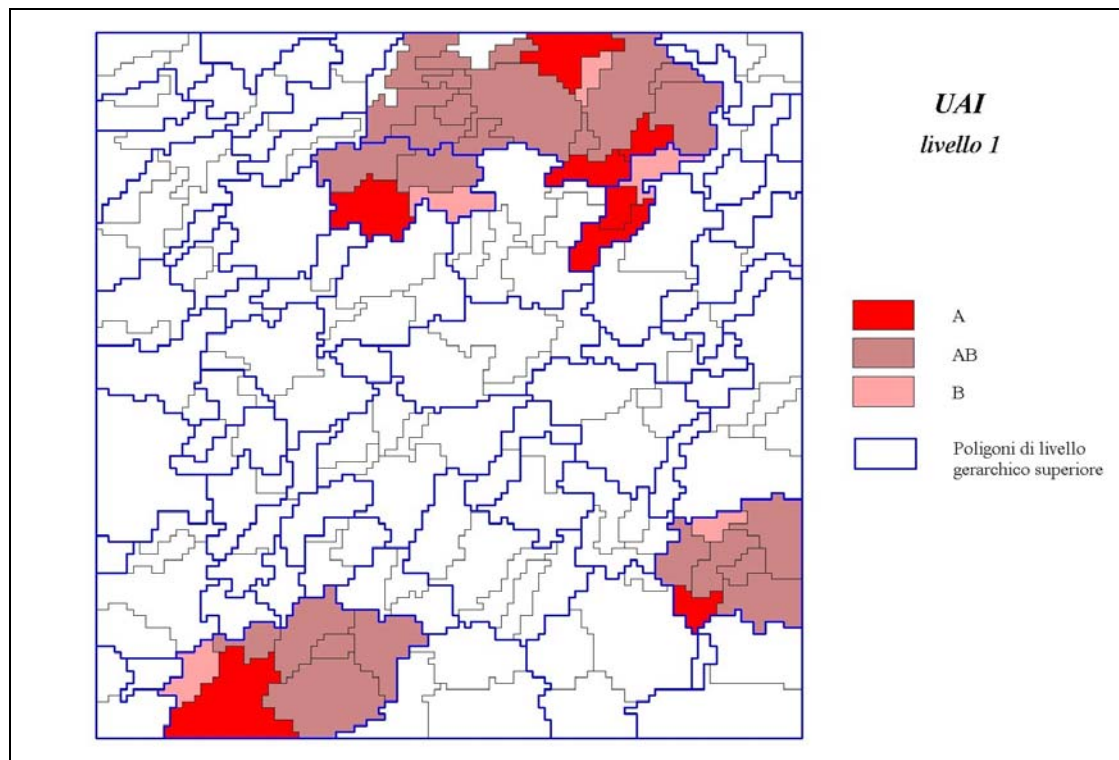
Per l'indice *SM*, invece, le differenze significative sono concentrate nella porzione centro-occidentale dell'area di studio, attraversando comunque l'area sperimentale da est ad ovest (Figura 35B), interessando ben 5 poligoni di livello gerarchico superiore (livello 3). Le differenze significative per l'indice *DBHDM*, invece, sono localizzate nella porzione orientale dell'area sperimentale (Figura 36A), interessando 3 sottopopolamenti arborei di livello gerarchico superiore (livello 3).

Scendendo ulteriormente di livello gerarchico (livello 1), le differenze statisticamente significative per ogni indice strutturale tra i sottopopolamenti arborei, appartenenti però allo stesso poligono di livello gerarchico superiore (livello 2), sono evidenziate in Figura 37 e 38. I sottopopolamenti arborei che non sono colorati presentano valori medi degli indici strutturali non significativamente diversi tra loro, mentre nella legenda di ciascuna figura, per ogni sottopopolamento arboreo colorato, a lettera diversa corrispondono valori medi degli indici strutturali statisticamente differenti, al livello di probabilità $p = 0.05$.

L'indice *HDM* non è presente perché per questo indice i valori medi dei sottopopolamenti arborei non risultano essere significativamente differenti tra loro.

In questo livello gerarchico (livello 1) si osserva come le differenze significative tra sottopopolamenti arborei appartenenti allo stesso sottopopolamento di livello superiore (livello 2) calcolate per ciascun indice strutturale risultano abbastanza frammentate all'interno dell'area sperimentale.

A



B

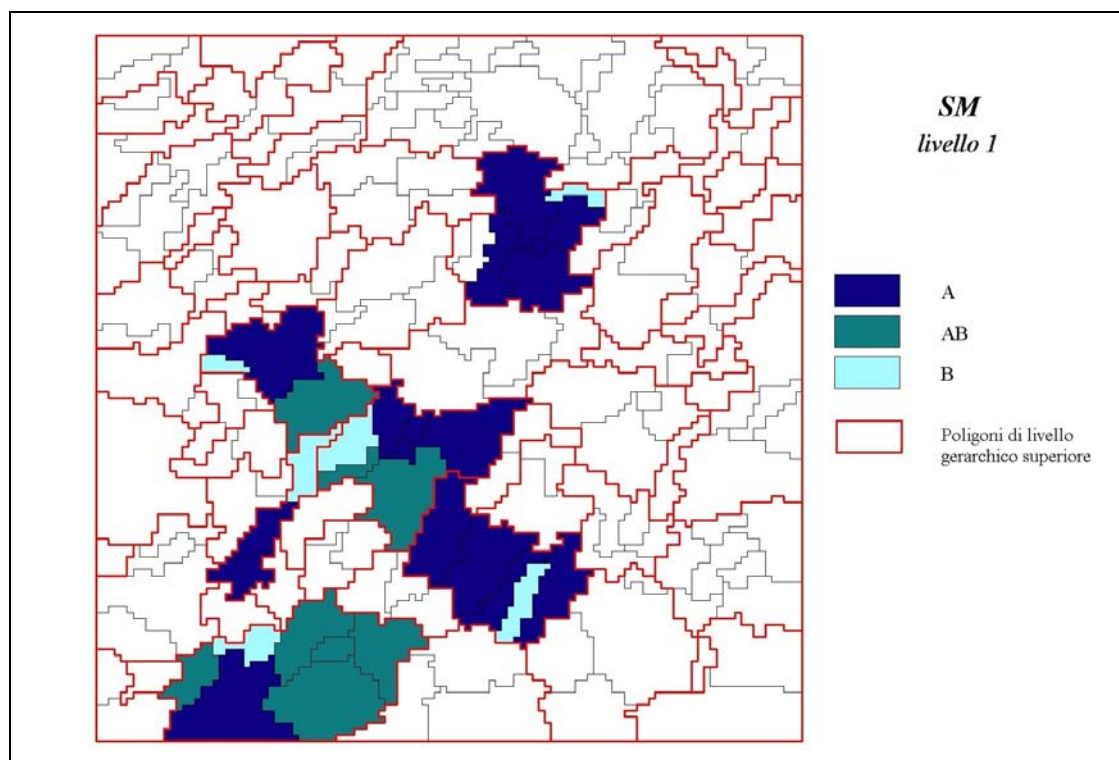


Figura 37. Livello 1: differenze significative tra le medie relative a ogni sottopopolamento arboreo appartenente allo stesso poligono di livello gerarchico superiore (livello 2), al livello di probabilità $p = 0.05$, per gli indici *UAI* (A) e *SM* (B).

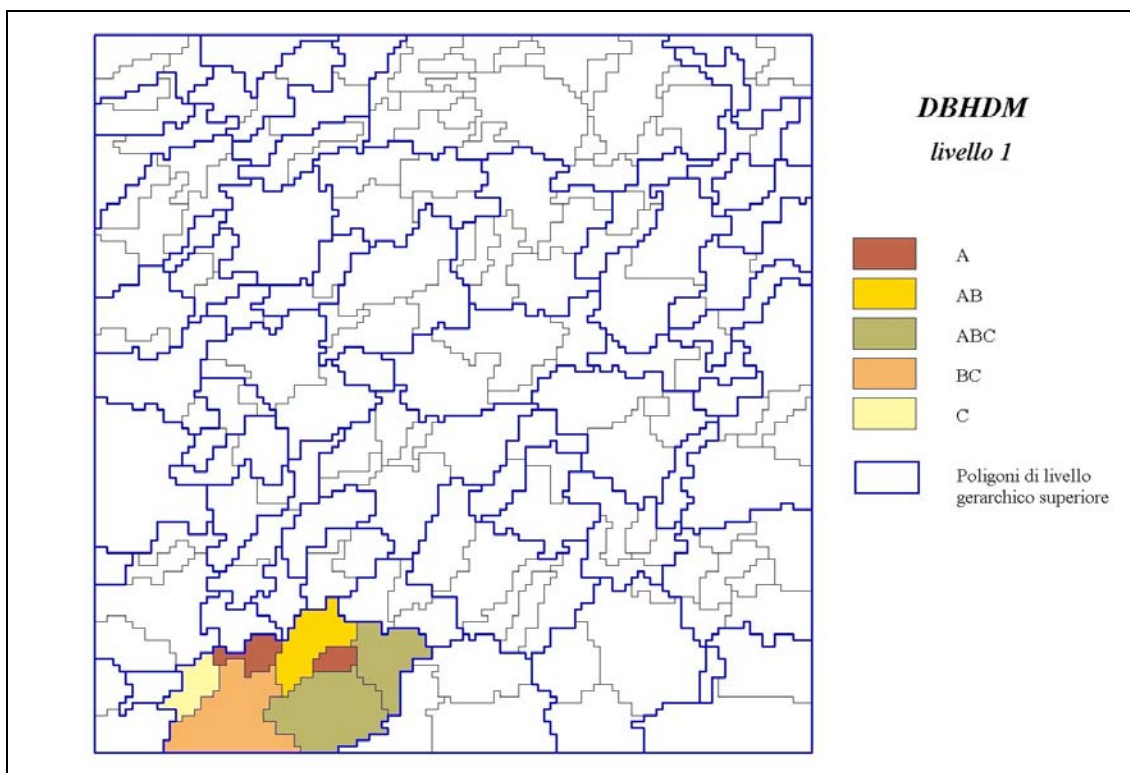


Figura 38. Livello 1: differenze significative tra le medie relative a ogni sottopopolamento arboreo appartenente allo stesso poligono di livello gerarchico superiore (livello 2), al livello di probabilità $p = 0.05$, per l'indice *DBHDM*.

L'indice *UAI* (Figura 37A) presenta cinque poligoni di livello gerarchico superiore (livello 2) i cui sottopopolamenti arborei di livello 1 presentano le medie degli indici considerati statisticamente differenti tra loro. L'indice *SM* (Figura 37B) presenta invece sei poligoni di livello gerarchico superiore (livello 2) i cui sottopopolamenti arborei di livello 1 presentano le medie degli indici considerati statisticamente differenti tra loro.

L'indice *DBHDM* (Figura 38) presenta invece un solo poligono di livello gerarchico superiore (livello 2) i cui sottopopolamenti arborei di livello 1 presentano le medie degli indici considerati statisticamente differenti tra loro. Tuttavia questo indice nell'unico sottopopolamento arboreo di livello superiore (livello 2) in cui i sottopopolamenti arborei di livello 1 risultano differenti tra loro è anche quello dove si ha il maggior numero di combinazioni differenti tra loro (5 insieme di combinazioni).

Il sottopopolamento arboreo di livello superiore (livello 2) in cui si sono calcolate differenze significative per i valori medi dei sottopopolamenti arborei di livello 1 per l'indice *DBHDM* risulta avere differenze significative anche per gli altri due indici, *UAI* e *SM*.

12. DISCUSSIONE

12.1 LA FAGGETA DEL MONTE CIMINO PUÒ ESSERE CONSIDERATA UN POPOLAMENTO VETUSTO ?

Secondo OLIVER e LARSON (1996) i soprassuoli forestali definiti vetusti (*old-growth*) sono solamente quei popolamenti composti da alberi che si sono originati in assenza di disturbi esterni.

Questi Autori ne descrivono dettagliatamente anche le caratteristiche strutturali: la distribuzione in classi diametriche a forma di J rovesciata; varietà delle specie arboree presenti e comunque delle altre specie vegetali; alberi vetusti, di grande dimensione, che occupano spesso un'ampia superficie; una distribuzione relativamente continua delle foglie lungo il profilo verticale del bosco; presenza di necromassa grossolana in piedi, sotto forma di alberi morti o comunque stroncati; presenza di necromassa grossolana a terra, anche di grandi dimensioni; un relativo equilibrio tra il volume degli alberi in crescita e la mortalità; relativo equilibrio tra gli elementi nutritivi per la presenza di grandi quantitativi di sostanza organica in decomposizione.

Tuttavia OLIVER e LARSON (1996) distinguono i popolamenti *old-growth* in due tipologie: i soprassuoli *transition old growth* caratterizzati dalla presenza di alcuni alberi vetusti originati da un disturbo iniziale, mentre la restante parte del soprassuolo, formata comunque da grandi e numerosi alberi più giovani, si è originata con l'assenza di fenomeni di disturbo esterni; e i popolamenti *true old growth* in cui il soprassuolo si è generato completamente sulla base di un preesistente soprassuolo forestale, sostituendo tutti gli alberi vetusti, in assenza di fenomeni di disturbo esterni.

Studi condotti nelle foreste di latifoglie temperate boreali della regione dei Grandi Laghi americani (FRELICH, 2002) hanno identificato una sequenza evolutiva dei soprassuoli forestali lievemente modificata rispetto a quella descritta da OLIVER e LARSON (1996), per meglio adattarla alle condizioni di transizione di quelle foreste.

FRELICH (2002) distingue i soprassuoli forestali più evoluti in due stadi. Il primo è il cosiddetto *demographic transition*, in cui si ha il passaggio da una a più coorti nella copertura arborea, caratterizzato da una distribuzione diametrica dei fusti arborei di tipo bimodale, con un picco di frequenze di distribuzione nelle classi diametriche più grandi e un altro picco, di neoformazione, nelle classi diametriche più piccole. In questo stadio il bosco inizia ad assumere le

caratteristiche di foresta vetusta e si possono riscontrare delle ondate di mortalità causate dal raggiungimento della senescenza nello stesso periodo da parte di più alberi.

L'altro stadio evolutivo viene definito *multi-aged*, in cui si osservano soprassuoli di tipo disetaneo, caratterizzati da una distribuzione diametrica dei fusti arborei a J rovesciata, con alti livelli di mortalità tra gli alberi giovani, bassa mortalità tra gli alberi di medie dimensioni e un aumento della mortalità per gli alberi senescenti di maggiori dimensioni. In questo stadio evolutivo sono identificabili le foreste vetuste e corrisponde allo stadio *old growth* definito da OLIVER e LARSON (1996).

La fase di *demographic transition*, invece, fa riferimento allo stadio di *understory reinitiation* (OLIVER e LARSON, 1996), che, in assenza di disturbi significativi e tramite l'affermazione della rinnovazione, conduce alla formazione di popolamenti vetusti.

Recentemente PIOVESAN *et al.* (2005) e DI FILIPPO (2005) hanno raccolto i principali attributi e valori di riferimento riportati in bibliografia per le foreste temperate decidue dell'emisfero boreale (KEDDY e DRUMMOND, 1996; NILSSON *et al.*, 2002; BUSING, 2005):

- ✚ area basimetrica $> 29 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$;
- ✚ numero di alberi di grandi dimensioni (considerati gli alberi con $DBH > 70 \text{ cm}$) ≥ 30 alberi ha^{-1} , equivalenti al $20 \div 30\%$ di biomassa viva;
- ✚ necromassa in piedi pari a $20 \div 80$ unità ad ettaro;
- ✚ necromassa a terra pari a $33 \div 110$ unità ad ettaro (necromassa grossolana con $DBH > 10 \text{ cm}$);
- ✚ necromassa totale pari a $50 \div 200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$;
- ✚ numero di alberi habitat (considerati gli alberi con $DBH > 50 \text{ cm}$) > 4 alberi $\times 10 \text{ ha}^{-1}$, in cui gli alberi habitat sono gli alberi con presenza di cavità per lo sviluppo di habitat a carattere faunistico / ornitologico.

Sulla base di questi attributi, DI FILIPPO *et al.* (2004) considerano la faggeta del Monte Cimino come un bosco vetusto, attualmente nella fase di *demographic transition*, caratterizzata dallo schianto di grosse piante, a seguito di eventi climatici di particolare intensità (PIOVESAN 1997; DI FILIPPO *et al.*, 2004) e dal successivo insediamento di nuove coorti. Questi eventi eccezionali sono inoltre l'unico fattore di disturbo della faggeta da diversi decenni.

Per le considerazioni sopra esposte si può affermare che la faggeta del Monte Cimino si trova nella fase di *understory reinitiation* di OLIVER e LARSON (1996), in cui la volta dominante del soprassuolo forestale viene progressivamente sostituita da giovani coorti in via di affermazione

che si originano in seguito a fenomeni di disturbo. La distribuzione diametrica dei fusti arborei a forma di J rovesciata, tipica dei popolamenti *old growth*, non è ancora presente. Lo stesso FRELICH (2002) sconsiglia di considerare i popolamenti che si trovano nella fase di *demographic transition* come soprassuoli vetusti per evitare di abusare del valore stesso del termine.

In sintesi, la faggeta del Monte Cimino, pur non potendo essere considerata in senso stretto un popolamento *old-growth*, presenta molte caratteristiche dei popolamenti vetusti: è un popolamento alle soglie della vetustà, con elevate potenzialità per essere considerato pienamente un soprassuolo *old-growth*.

12.2 STADI CRONOLOGICI DEI SOTTOPOPOLAMENTI ARBOREI

Come detto precedentemente la faggeta del Monte Cimino è caratterizzata dallo schianto di grosse piante e dal successivo insediamento di nuove coorti. L'affermazione di queste giovani coorti è un fenomeno continuo nel tempo, che si verifica almeno a partire dall'ultimo taglio eseguito tra il 1947 e il 1949.

Gli studi cronologici eseguiti in passato sull'età convenzionale della faggeta (PIOVESAN, 1997) hanno evidenziato la presenza di almeno 3 classi distinte di età in funzione del diametro: una prima classe di età media pari oggi a circa 50 anni, con diametri compresi tra le classi diametriche di 5 cm e 30 cm, che attualmente rappresentano il 40% del numero totale degli alberi; una classe intermedia di età media attualmente pari a circa 135 anni, con diametri compresi tra le classi diametriche di 25 cm e 90 cm, pari al 60% del numero totale degli alberi; un'ultima classe di età superiore a 200 anni, con diametro maggiore di 80 cm, rappresentata dal 10% del numero totale degli alberi.

Le giovani coorti presentano quindi un'età media di circa 50 anni, con una distribuzione degli alberi nelle classi diametriche di tipo esponenziale negativo (Figura 20), dimostrando un processo continuo nel tempo. A conferma di ciò si evidenzia un primo tratto della curva ipsometrica caratterizzata da un rapido incremento iniziale (Figura 19), che si verifica fino in corrispondenza della classe diametrica di circa 30 cm.

Nello stesso range diametrico sulla curva di distribuzione delle frequenze diametriche (Figura 19), in corrispondenza della classe diametrica di 25 cm, è presente il primo picco della distribuzione diametrica che indica una sovrapposizione tra le due classi di età indicate precedentemente.

La seconda classe di età media pari a circa 135 anni comprende il numero maggiore di alberi (circa 60%). L'analisi della curva di distribuzione diametrica delle frequenze evidenzia la presenza di picchi intermedi, oltre il valore modale, in corrispondenza della classe diametrica di 65 cm, in corrispondenza delle classi diametriche di 40 cm, 55 cm e 75 ÷ 80 cm, che farebbero propendere per un'articolazione strutturale più complessa rispetto all'unica classe evidenziata tramite studio cronologico. Tuttavia questi picchi di distribuzione non vengono confermati negli studi precedenti (DI FILIPPO *et al.*, 2004), facendo presupporre che sia una condizione legata al territorio saggiato.

Lo studio sull'ultima classe di età non è stato approfondito per evitare di arrecare danni agli esemplari monumentali e perché molti di questi individui vetusti presentano cavità che vanificherebbero il lavoro di estrazione delle carote, pertanto vengono accorpati tutti gli alberi con età superiore a 200 anni (PIOVESAN, 1997). La curva di distribuzione diametrica delle frequenze, presentando alcuni picchi in corrispondenza di alcune classi diametriche, farebbe pensare alla presenza di più classi cronologiche o comunque a vari fenomeni di disturbo realizzati in passato che hanno contribuito a rendere maggiormente dinamica la distribuzione delle fasi di sviluppo della faggeta.

Alla luce di queste considerazioni e sulla base delle analisi effettuate precedentemente (vd. § 9.4) la faggeta presenta una struttura assimilabile al tipo bistratificato, ossia con la presenza di due strati all'interno dei quali l'affermazione degli individui arborei è avvenuta in maniera continua nel tempo, o, quantomeno relativamente allo strato superiore, è avvenuta in più fasi cronologiche.

Per verificare se esiste una concordanza tra la complessità delle strutture arboree e le fasi cronologiche individuate si è proceduto nel creare due mappe di sintesi per l'area sperimentale.

Sulla base della struttura cronologica evidenziata, ciascun albero censito nell'area sperimentale è stato attribuito a una delle seguenti tre classi di età in funzione della sua classe diametrica:

1. classe giovanile (fusti con diametro compreso tra 5 cm e 30 cm);
2. classe intermedia (fusti con diametro compreso tra 35 cm e 85 cm);
3. classe vetusta (fusti con diametro superiore a 85 cm).

Ciascun sottopopolamento arboreo contenuto in un poligono di primo livello è stato quindi classificato per stadio cronologico (stadio giovanile, stadio intermedio, stadio vetusto) in base alla classe cronologica che al suo interno assommava l'area basimetrica più alta (SUSMEL *et al.*, 1976; SUSMEL, 1980).

Questa procedura ha consentito di ottenere una mappa di sintesi (mappa A) degli stadi cronologici nell'area sperimentale (Figura 39).

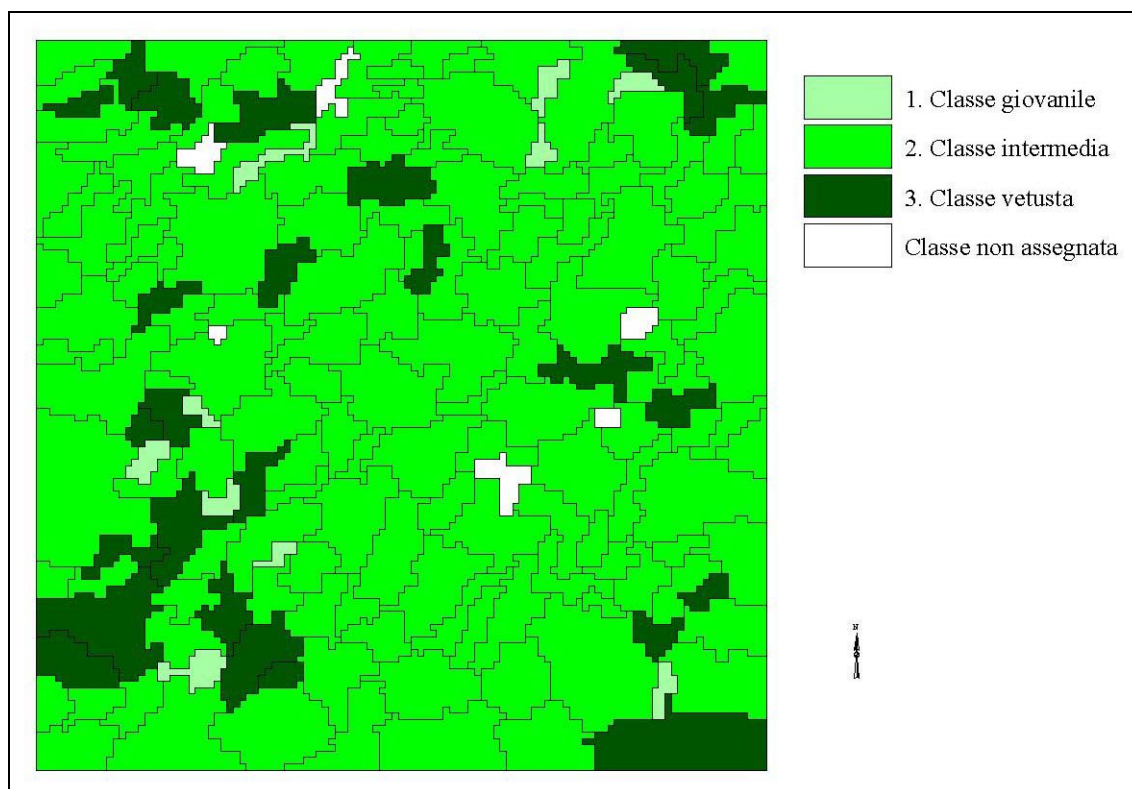


Figura 39. Mappa A. Sottopopolamenti arborei di primo livello classificati secondo gli stadi cronologici.

Alcuni sottopopolamenti, non contenendo alberi al loro interno, non sono stati assegnati a nessuna classe cronologica (classe non assegnata).

Partendo dalla mappa di sintesi realizzata e procedendo dal livello gerarchico di segmentazione più basso (livello 1) ai livelli gerarchici superiori, si è provveduto alla fusione dei sottopopolamenti arborei di pari livello gerarchico che non fossero statisticamente differenti tra loro, purché appartenenti allo stesso sottopopolamento arboreo di livello gerarchico superiore. Ai nuovi sottopopolamenti arborei realizzati è stato assegnato il corrispondente valore di stadio cronologico sulla base del criterio di dominanza dell'area basimetrica corrispondente a ciascuna delle 3 classi cronologiche.

Questa procedura ha consentito di creare una seconda mappa di sintesi (mappa B), realizzata con lo stesso sistema di nomenclatura della mappa A, che evidenziasse esclusivamente i

sottopopolamenti arborei effettivamente diversi tra loro e unendo invece quelli che non presentavano differenze significative tra loro (Figura 40).

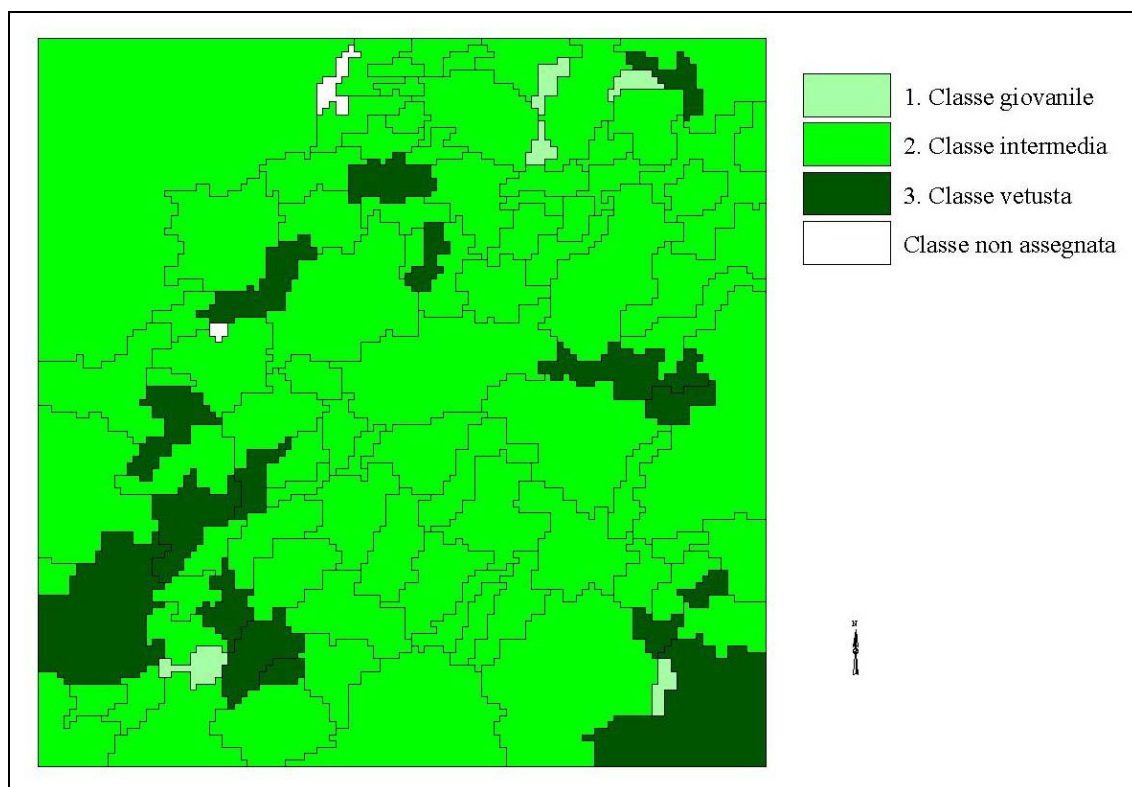


Figura 40. Mappa B. Sottopopolamenti arborei di primo livello classificati secondo gli stadi cronologici realizzati tramite fusione dei sottopopolamenti che non presentano differenze significative tra loro.

Il confronto tra le suddette classificazioni (mappa A – mappa B) è stato realizzato tramite il calcolo del KIA (*Kappa Index of Agreement*) rispetto alla verità a terra (CONGALTON, 1991), considerata la mappa A, ottenendo un valore pari a 0.74.

Nell'area sperimentale pertanto la struttura del soprassuolo forestale appare lievemente più complessa rispetto agli stadi cronologici indicati negli studi precedenti.

Il confronto tra le classificazioni realizzate per descrivere spazialmente gli stadi cronologici del popolamento oggetto di studio ha evidenziato come nelle condizioni esaminate l'articolazione della struttura della faggeta non possa essere ricondotta solo ai tre tipi identificati con gli stadi definiti precedentemente. È probabilmente presente una maggiore diversità sia all'interno di un singolo stadio cronologico sia tra stadi differenti.

12.3 CARATTERIZZAZIONE STRUTTURALE DEL POPOLAMENTO

La caratteristica principale del sistema di indici strutturali basati sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*) è quello di quantificare diversi aspetti della eterogeneità strutturale, pertanto il loro utilizzo è servito soprattutto per elaborare l'analisi multilivello. Tuttavia si possono dedurre alcune utili indicazioni.

L'indice di diversità dendrologica *SM* conferma di fatto i dati sulla composizione specifica dell'area sperimentale, in cui comunque si osserva una bassa mescolanza di specie. La distribuzione dell'indice nell'area sperimentale sia nella modalità *reference tree* che nella modalità *reference point* conferma la presenza di aree a maggiore diversità dendrologica.

L'indice di dominanza diametrica *DBHDM* presenta due risultati lievementi discordi a seconda che venga analizzato nella modalità *reference tree* o nella modalità *reference point*. Nel primo caso nelle condizioni esaminate l'indice è più soggetto al modo con cui gli alberi sono distribuiti sul territorio, infatti l'assenza di dominanza diametrica mette in evidenza la presenza delle giovani coorti. Nella modalità *reference point*, invece, pur mantenendo un minor grado di "assenza di dominanza diametrica", tuttavia si ha un incremento dei valori medi di dominanza diametrica, che risultano grossolanamente distribuiti su tutta l'area sperimentale, negando pertanto la presenza, almeno a livello puntuale, di una forte relazione di coetaneità tra alberi vicini.

L'indice di dominanza verticale *HDM* presenta invece risultati simili sia se calcolato nella modalità *reference tree* sia se calcolato nella modalità *reference point*. I valori calcolati per questo indice comunque vanno considerati sulla base della soglia diametrica pari a 17.5 cm con cui sono stati censiti gli alberi utilizzati. Questa soglia si è resa necessaria per non appesantire ulteriormente i rilievi, purtroppo però ha impedito l'analisi dello strato inferiore.

Riducendo le osservazioni al solo strato superiore risulta assente una dominanza verticale, anche se localmente si osservano punti di sondaggio caratterizzati invece da dominanza. Questo indice conferma il profilo dello strato superiore che quindi risulta generalmente monostratificato.

Per quanto riguarda l'indice *UAI*, che descrive il tipo di distribuzione degli alberi nello spazio orizzontale, fornisce una distribuzione di tipo casuale. Questo risultato sembrerebbe essere discorde con il valore calcolato per l'altro indice di distribuzione, ossia l'indice di Morisita, che invece descrive una distribuzione degli alberi nello spazio orizzontale di tipo a gruppi.

Tuttavia questa differenza non deve sorprendere, infatti lo *Uniform Angle Index* indica come i k (con $k = 4$) alberi più vicini ad un punto si distribuiscono attorno al punto stesso, sia esso un punto di sondaggio o un altro albero. Questo indice realizza quindi una descrizione puntuale.

L'indice di Morisita invece è legato al numero di alberi presenti nell'unità di superficie e calcolato per unità di superficie di dimensione crescente. Questo indice descrive quindi la modalità di distribuzione su una superficie definita.

Pertanto il dato dello *Uniform Angle Index* va analizzato a scala dei singoli sottopopolamenti arborei per l'analisi multilivello, o in ogni caso come un dato descrittivo della situazione puntuale spaziale, mentre l'indice di Morisita fornisce un dato operativo relativo a tutta l'area oggetto di studio.

La distribuzione dei fusti arborei nello spazio orizzontale nell'area sperimentale è pertanto da considerare a gruppi. Il rapporto calcolato per l'indice di Morisita ($I_{\delta(S)} / I_{\delta(2S)}$) indica una dimensione media dei gruppi di piccole dimensioni di circa 100 m², che si riscontra anche nei singoli quadranti dell'area sperimentale, con una maggiore propensione verso gruppi di 200 m². La situazione diventa più variabile per i gruppi di medie e grandi dimensioni, in cui a seconda del quadrante analizzato si verificano gruppi di differenti dimensioni; come caso generale quindi si può far riferimento ai gruppi individuati per tutta l'area sperimentale, con gruppi di medie dimensioni pari a circa 800 m² e gruppi di grandi dimensioni di superficie pari a circa 3200 m².

12.4 ANALISI MULTILIVELLO

L'analisi della varianza univariata realizzata per i 3 livelli gerarchici ottenuti tramite segmentazione multirisoluzione delle immagini multispettrali QuickBird ha permesso di stabilire le differenze significative calcolate per i sottopopolamenti arborei individuati. In ogni sottopopolamento arboreo sono stati calcolati gli indici strutturali basati sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*) misurati per ciascun albero di riferimento (modalità *reference tree*), in modo da assegnare in maniera univoca ogni albero, e quindi ogni valore calcolato per gli indici strutturali, ad un unico sottopopolamento arboreo.

Nelle condizioni esaminate, le differenze significative tra sottopopolamenti di pari livello gerarchico e comunque appartenenti a un unico poligono di livello gerarchico superiore dimostrano che la segmentazione ha individuato insiemi di alberi differenziati in termini strutturali.

L'eterogeneità geometrica e spettrale quantificata tramite sensori ottici satellitari ad alta risoluzione come il QuickBird ha permesso inoltre di identificare sottopopolamenti strutturalmente differenziati a diverse scale operative di lavoro. Le dimensioni medie dei sottopopolamenti arborei nei tre livelli gerarchici evidenziati in Tabella 12 (vd. § 10.2) fanno infatti riferimento a tre scale operative differenti:

- ✓ il livello 3 presenta una dimensione media dei sottopopolamenti arborei pari a circa 1 ettaro, che può essere considerato come unità di riferimento per studi a scala di paesaggio;
- ✓ il livello 2 presenta una dimensione media dei sottopopolamenti arborei pari a circa 1600 m², con riferimento ad aree di saggio tradizionali di forma circolare con raggio pari a circa 20 ÷ 25 m;
- ✓ il livello 1 presenta una dimensione media dei sottopopolamenti arborei pari a circa 600 m², con riferimento ad aree di saggio (o transect strutturali) di forma quadrangolare (20 m x 30 m) per lo studio dei processi di rinnovazione e per lo studio delle dinamiche strutturali di un giovane popolamento forestale.

Scendendo da un livello gerarchico al livello immediatamente inferiore e diminuendo quindi le superfici medie dei sottopopolamenti arborei si osserva che al livello gerarchico 3 tutti i sottopopolamenti arborei (100%) sono risultati significativamente diversi per struttura, ossia presentano almeno uno dei quattro indici strutturali con valori medi significativamente differenti tra sottopopolamenti arborei di pari livello gerarchico.

Al livello gerarchico 2 sono risultati significativamente diversi tra loro il 61% dei sottopopolamenti di pari livello gerarchico e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore (livello 3). Al livello gerarchico 1 invece sono risultati statisticamente differenti tra loro il 33% dei sottopopolamenti di pari livello gerarchico e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore (livello 2). In Figura 41 viene mostrata la localizzazione all'interno dell'area sperimentale per questi sottopopolamenti arborei relativamente a ciascun livello gerarchico.

Si osserva come al livello gerarchico 2 le differenze significative siano localizzate nella metà a SUD dell'area sperimentale, mentre al livello gerarchico 1 le differenze significative sono localizzate in maniera maggiormente dispersa.

Inoltre nel livello gerarchico inferiore (livello 1) sono stati individuati sottopopolamenti arborei statisticamente differenti tra loro appartenenti a sottopopolamenti arborei di livello gerarchico superiore (livello 2) che invece non presentavano differenze significative a livello di struttura.

Differenze strutturali sono state riscontrate anche al livello gerarchico inferiore (livello 1) a testimonianza dell'esigenza di raggiungere elevati livelli di dettaglio per descrivere le differenze strutturali presenti all'interno dell'area sperimentale. Pertanto viene evidenziata l'utilità di lavorare nella segmentazione multirisoluzione con bassi fattori di scala, per raggiungere il livello di dettaglio richiesto con immagini multispettrali ad alta risoluzione QuickBird.

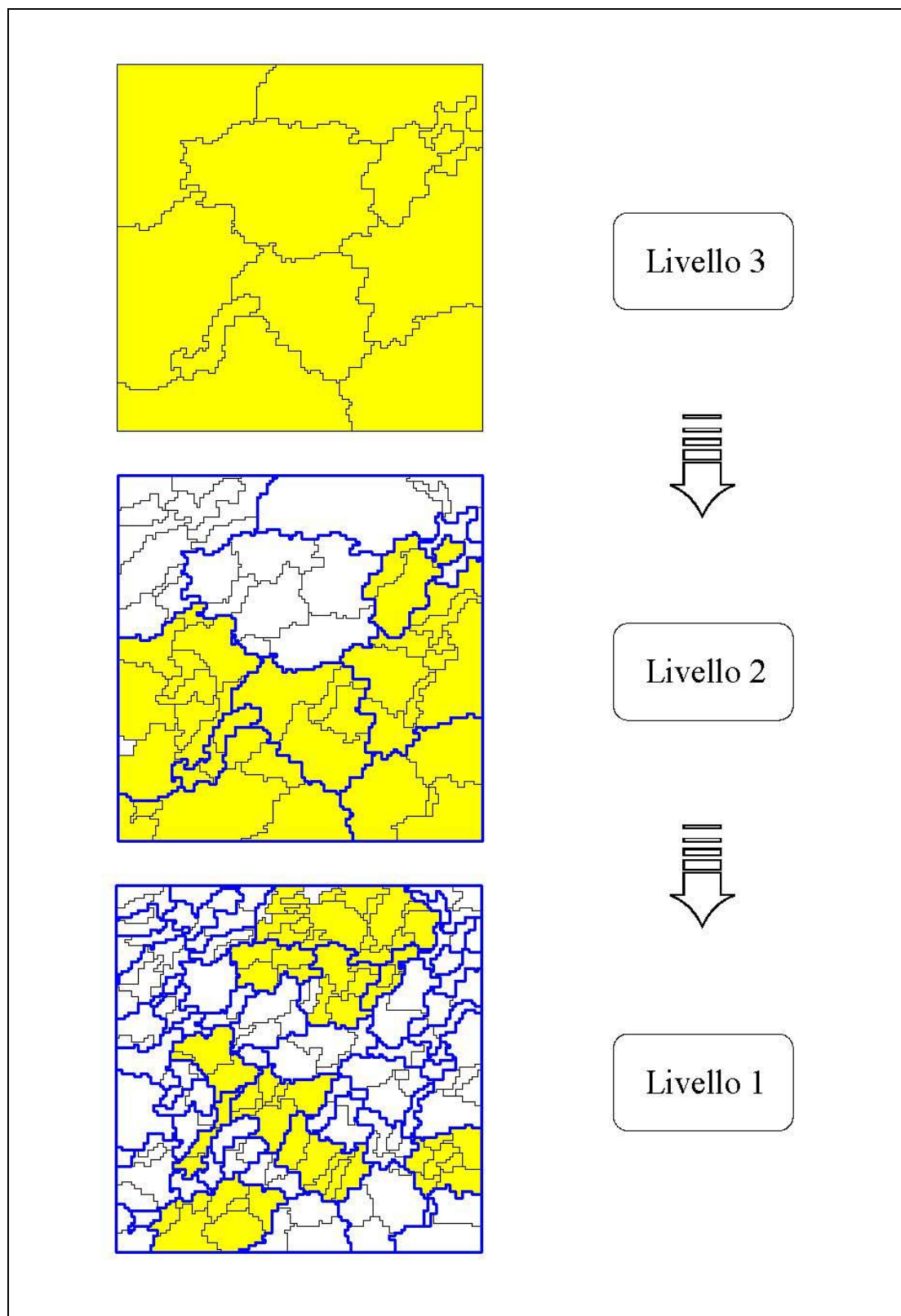


Figura 41. In giallo la localizzazione all'interno dell'area sperimentale per i sottopopolamenti arborei di pari livello gerarchico e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore significativamente diversi per struttura, relativamente a ciascun livello gerarchico.

È stata eseguita anche un'ulteriore sperimentazione per produrre un maggiore livello di dettaglio: partendo dal livello gerarchico 1 è stato realizzato un nuovo livello gerarchico inferiore (livello 0) tramite un processo di segmentazione multirisoluzione dell'immagine multispettrale QuickBird, utilizzando gli stessi parametri utilizzati per il livello gerarchico 1, ma con un fattore di scala pari a 10 (Tabella 18).

Tabella 18. Parametri della segmentazione multirisoluzione in ambiente eCognition per il livello gerarchico 1 e per il livello gerarchico 0.

Livello di segmentazione	Fattore di scala	Eterogeneità geometrica	Compattezza	Numero di poligoni	Superficie media dei poligoni [m ²]	CV superficie media poligoni
1	15	0.6	0.9	179	572	74%
0	10	0.6	0.9	424	240	67%

Il nuovo livello gerarchico (livello 0) è stato comunque scartato a causa delle ridotte dimensioni di alcuni sottopopolamenti arborei, ritenuti comunque troppo piccoli per poter essere utilizzati in ambito operativo. La dimensione minima raggiunta dai sottopopolamenti arborei individuati con questo livello di segmentazione era pari a $4 \div 5$ pixel dell'immagine multispettrale QuickBird, con superficie unitaria del sottopopolamento arboreo pari a circa $30 \div 40$ m².

Nelle condizioni esaminate, al livello gerarchico 3, l'indice strutturale che ha quantificato la maggiore diversità strutturale è stato l'indice di diversità dendrologica *SM*.

Anche il livello gerarchico 2 è stato differenziato soprattutto grazie all'indice *Species Mingling*. In questo livello gerarchico le differenze significative per l'indice *SM* hanno interessato sottopopolamenti arborei per una superficie complessiva pari a circa 4.9 ha; anche le differenze significative per l'indice *DBHDM* hanno interessato sottopopolamenti arborei per una superficie complessiva pari a 2.7 ha.

Al livello gerarchico inferiore (livello 1) invece, l'indice strutturale che è stato differenziato con il maggior numero di insiemi significativamente differenti è stato l'indice di dominanza diametrica *DBHDM*, anche se ha interessato sottopopolamenti arborei per una superficie ridotta ($S = 0.55$ ha). Superfici maggiori sono state differenziate invece sia per l'indice *Uniform Angle Index* ($S = 2$ ha) che per l'indice strutturale *Species Mingling* ($S = 1.9$ ha).

L'indice *HDM* è stato quello meno determinante ai fini della differenziazione strutturale, generando sottopopolamenti arborei statisticamente differenti solamente nel livello gerarchico 2.

Tuttavia la soglia diametrica pari a 17.5 cm con cui sono stati censiti gli alberi utilizzati per il calcolo dell'indice ha influito negativamente sui risultati.

Gli indici strutturali che al livello gerarchico 2 hanno contribuito da soli a differenziare strutturalmente almeno un sottopopolamento arboreo sono stati l'indice *SM* e l'indice *DBHDM*, mentre al livello gerarchico 1 sono stati l'indice *UAI* e l'indice *SM*.

Nelle condizioni esaminate, la segmentazione multirisoluzione delle immagini satellitari QuickBird complessivamente è risultata più efficace nell'individuare sottopopolamenti arborei caratterizzati da diversità dendrologica, perché l'indice strutturale *SM* si è dimostrato il più sensibile nel registrare le differenze significative tra sottopopolamenti. Tale sensibilità è dovuta comunque alle caratteristiche dendrologiche del popolamento forestale, in cui la probabilità di trovare specie vegetali differenti dal faggio è un evento raro, e al tipo di distribuzione delle specie vegetali nello spazio orizzontale.

Tuttavia anche gli indici *UAI* e *DBHDM* sono stati utili nel differenziare l'eterogeneità strutturale nelle condizioni esaminate, soprattutto al primo livello gerarchico per l'indice di distribuzione degli alberi nello spazio orizzontale e al secondo livello gerarchico per l'indice di dominanza diametrica modificato.

13. POTENZIALE UTILIZZO OPERATIVO E GESTIONALE DEI RISULTATI

13.1 APPLICAZIONE OPERATIVA DEI RISULTATI

I sottopopolamenti arborei individuati tramite processo di segmentazione multirisoluzione e appartenenti a un unico poligono di livello gerarchico superiore sono caratterizzati da insiemi di alberi, differenziati in termini strutturali.

Questa diversità strutturale è generalmente osservabile anche dall'analisi delle distribuzioni diametriche del numero di alberi in ciascun sottopopolamento arboreo. In Figura 42 sono evidenziate le distribuzioni per classi diametriche del numero di alberi nei sottopopolamenti arborei di livello 1 statisticamente differenti tra loro e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore. Il codice identificativo di ciascun sottopopolamento arboreo è composto da cinque caratteri: la prima lettera identifica sottopopolamenti arborei di livello 3; le due cifre seguenti identificano sottopopolamenti arborei di livello 2; le ultime due cifre identificano i sottopopolamenti arborei di livello 1.

Da un punto di vista operativo i sottopopolamenti arborei rappresentano delle unità di superficie in cui operare le scelte colturali. Per garantire una gestione sostenibile delle fustaie di faggio nei Parchi nazionali BARBATI *et al.* (2002) propongono una gestione basata sulla selvicoltura sistemica. I sottopopolamenti arborei individuati vanno intesi nell'ottica di unità colturali di base della concezione algoritmica degli interventi, esposta nella teoria del sistema modulare (CIANCIO *et al.*, 1981; CIANCIO, 1991; CIANCIO, 1999). Gli interventi colturali sono la *logica conseguenza di quelli precedenti e il presupposto per quelli successivi*.

I sottopopolamenti arborei sono quindi i micropopolamenti (*sensu* AGRIMI *et al.*, 1991) costituenti il soprassuolo forestale, in cui operare le cure colturali. Tuttavia, è opportuno che, nel programmare specifici interventi colturali, l'operatore verifichi direttamente sempre anche in campo la reale consistenza dei tipi strutturali individuati tramite segmentazione.

I sottopopolamenti arborei non devono essere nemmeno confusi con le particelle forestali o con frazioni di esse, non essendo stabili nel tempo (vd. § 13.2). L'applicazione dell'algoritmo di segmentazione con immagini acquisite a pochi anni di distanza potrebbe ottenere una differente composizione dei sottopopolamenti, in particolare nel caso dell'occorrenza di fenomeni di disturbo.

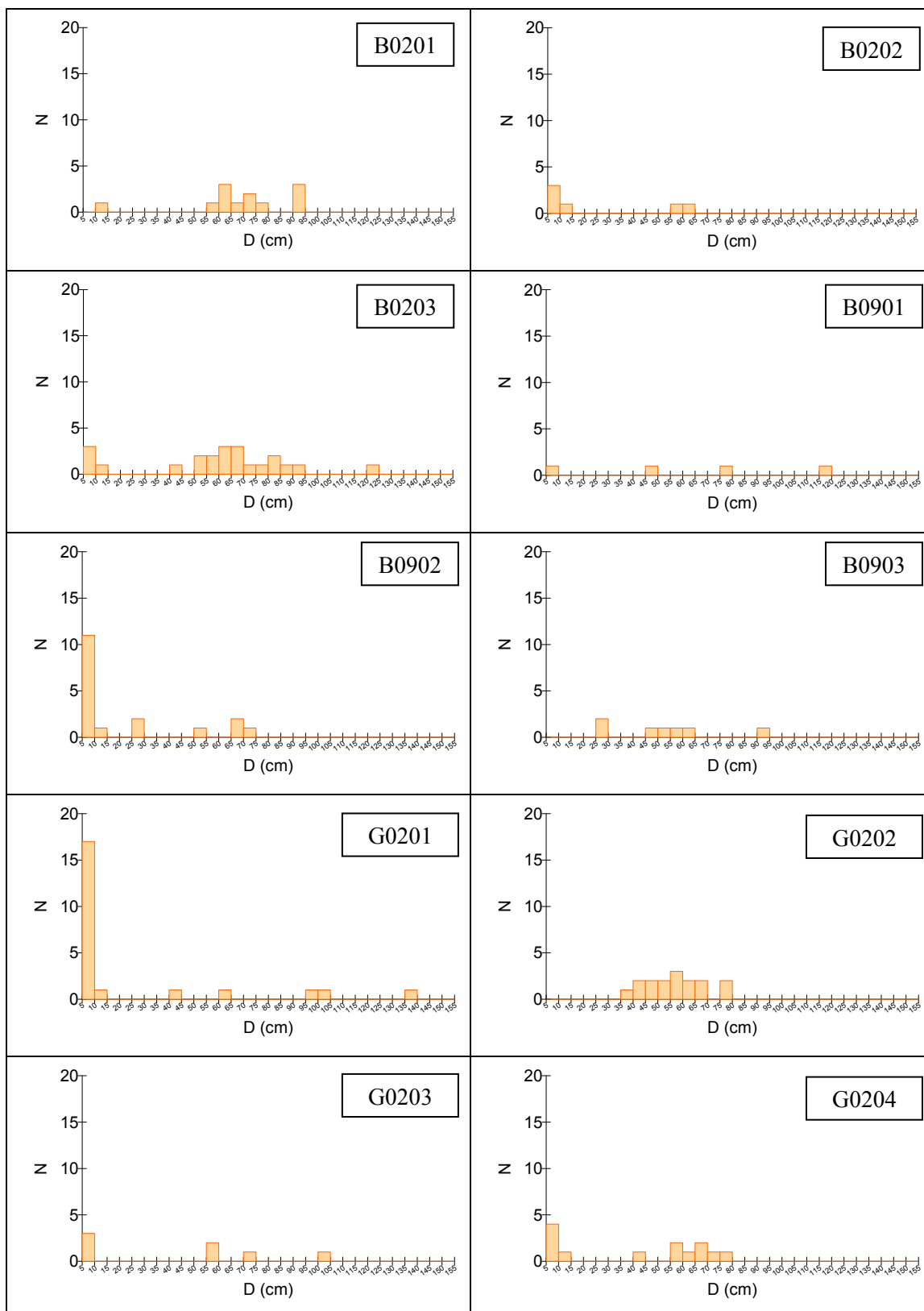


Figura 42a. Distribuzione per classi diametriche del numero di alberi nei sottopopolamenti arborei di livello 1 statisticamente differenti tra loro e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore. Continua pagina seguente ⇒ ⇒ ⇒ ⇒

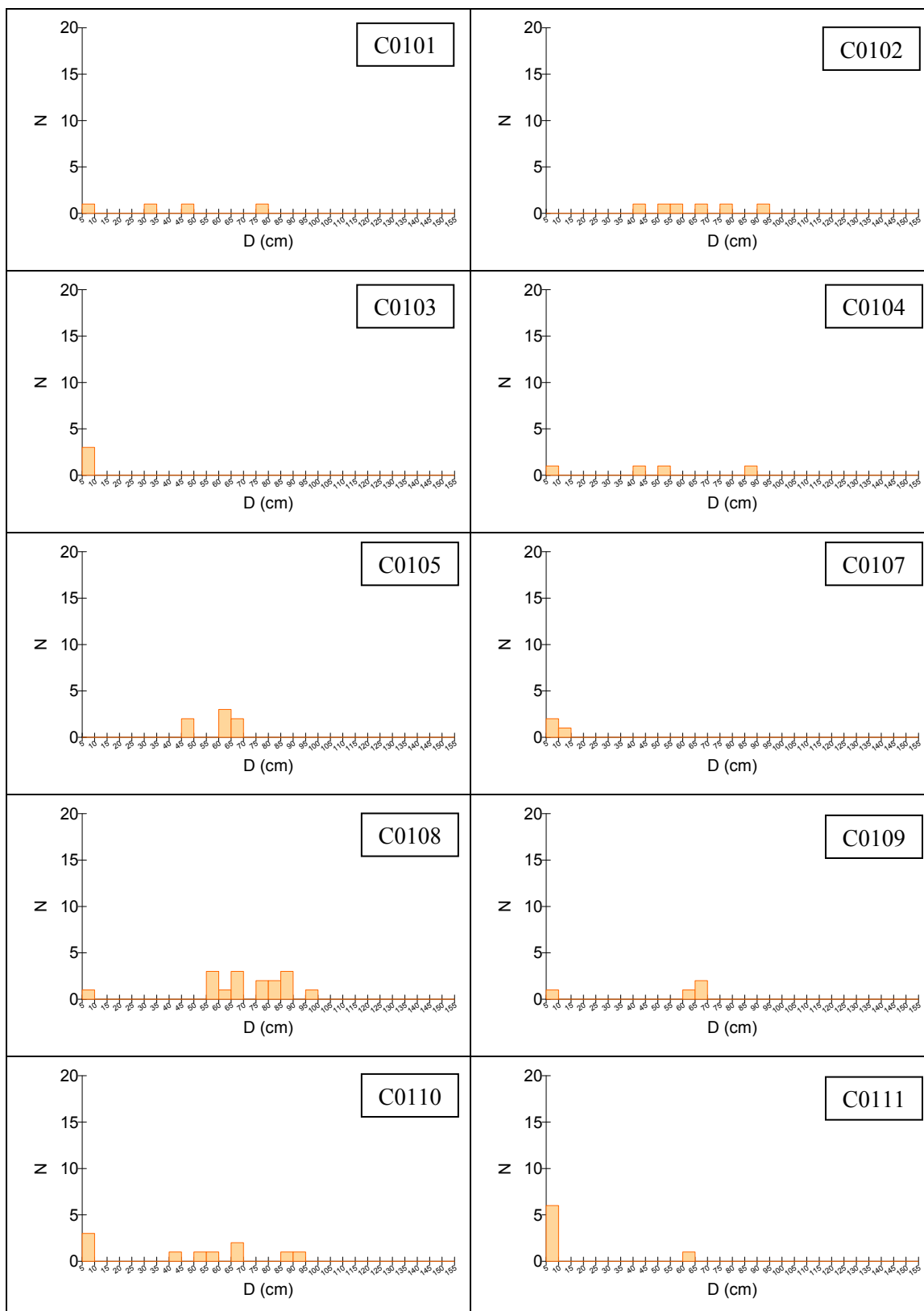


Figura 42b. Distribuzione per classi diametriche del numero di alberi nei sottopopolamenti arborei di livello 1 statisticamente differenti tra loro e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore. Continua pagina seguente ⇒ ⇒ ⇒ ⇒

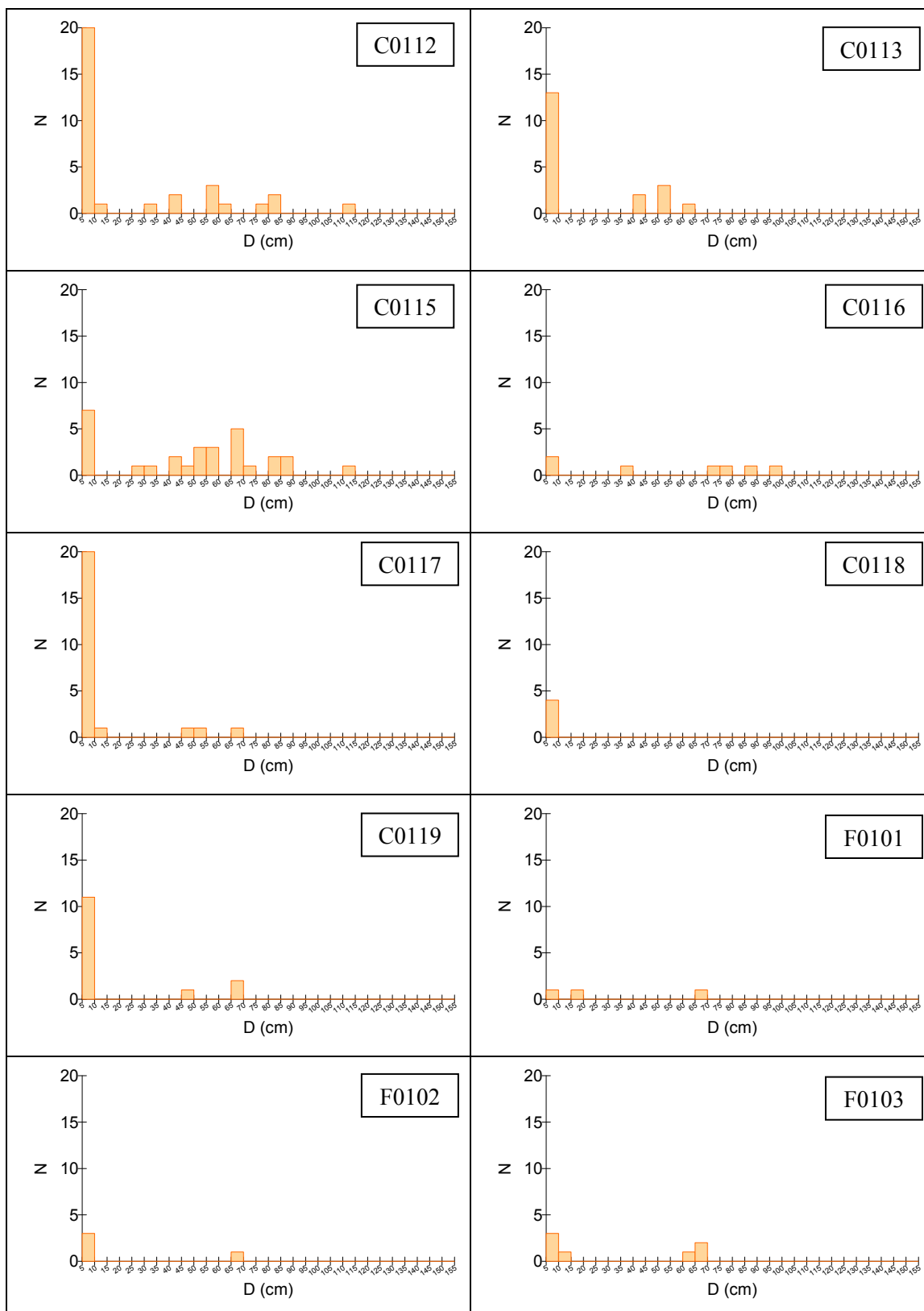


Figura 42c. Distribuzione per classi diametriche del numero di alberi nei sottopopolamenti arborei di livello 1 statisticamente differenti tra loro e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore. Continua pagina seguente ⇒ ⇒ ⇒ ⇒

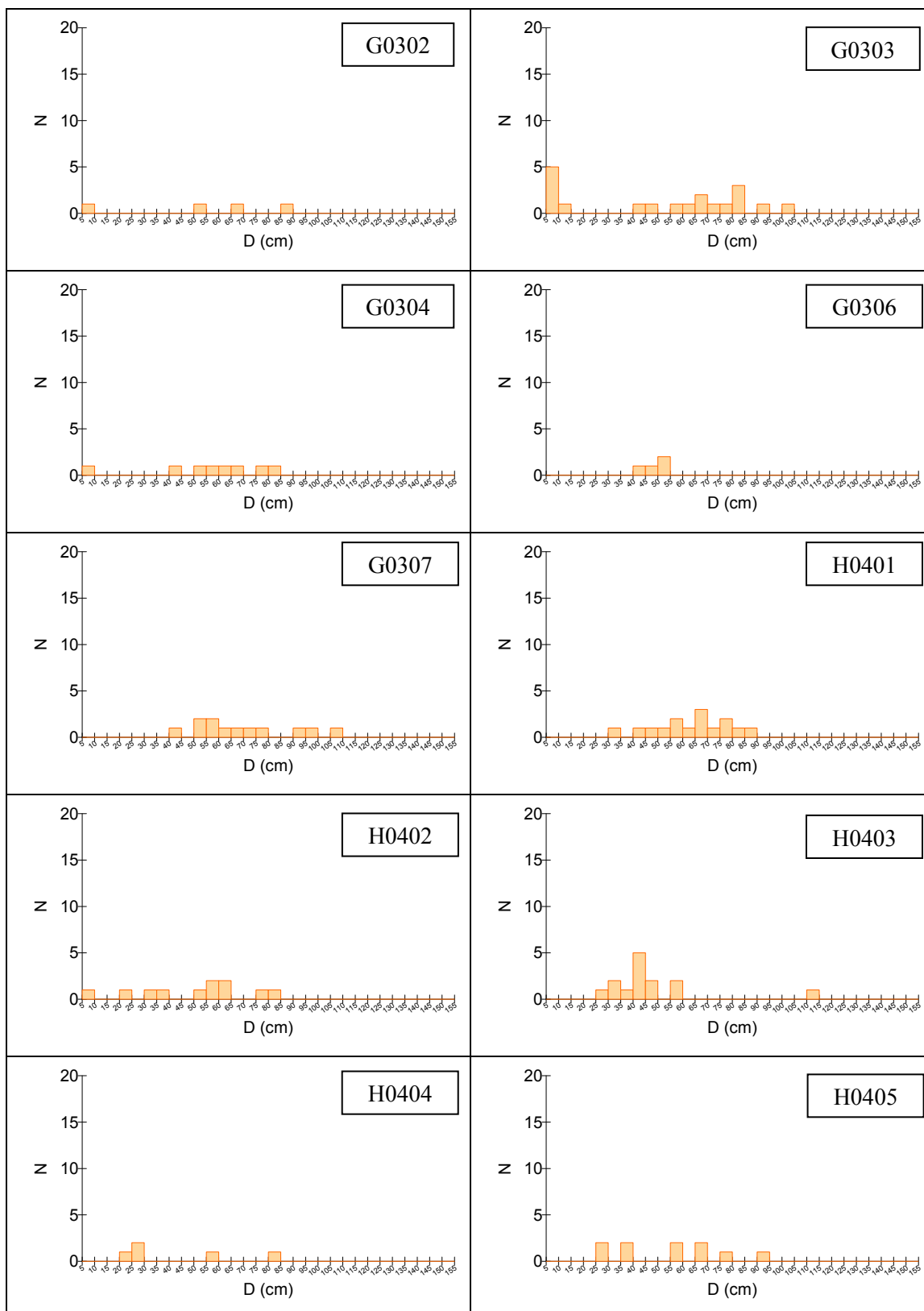


Figura 42d. Distribuzione per classi diametriche del numero di alberi nei sottopopolamenti arborei di livello 1 statisticamente differenti tra loro e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore. Continua pagina seguente ⇒ ⇒ ⇒ ⇒

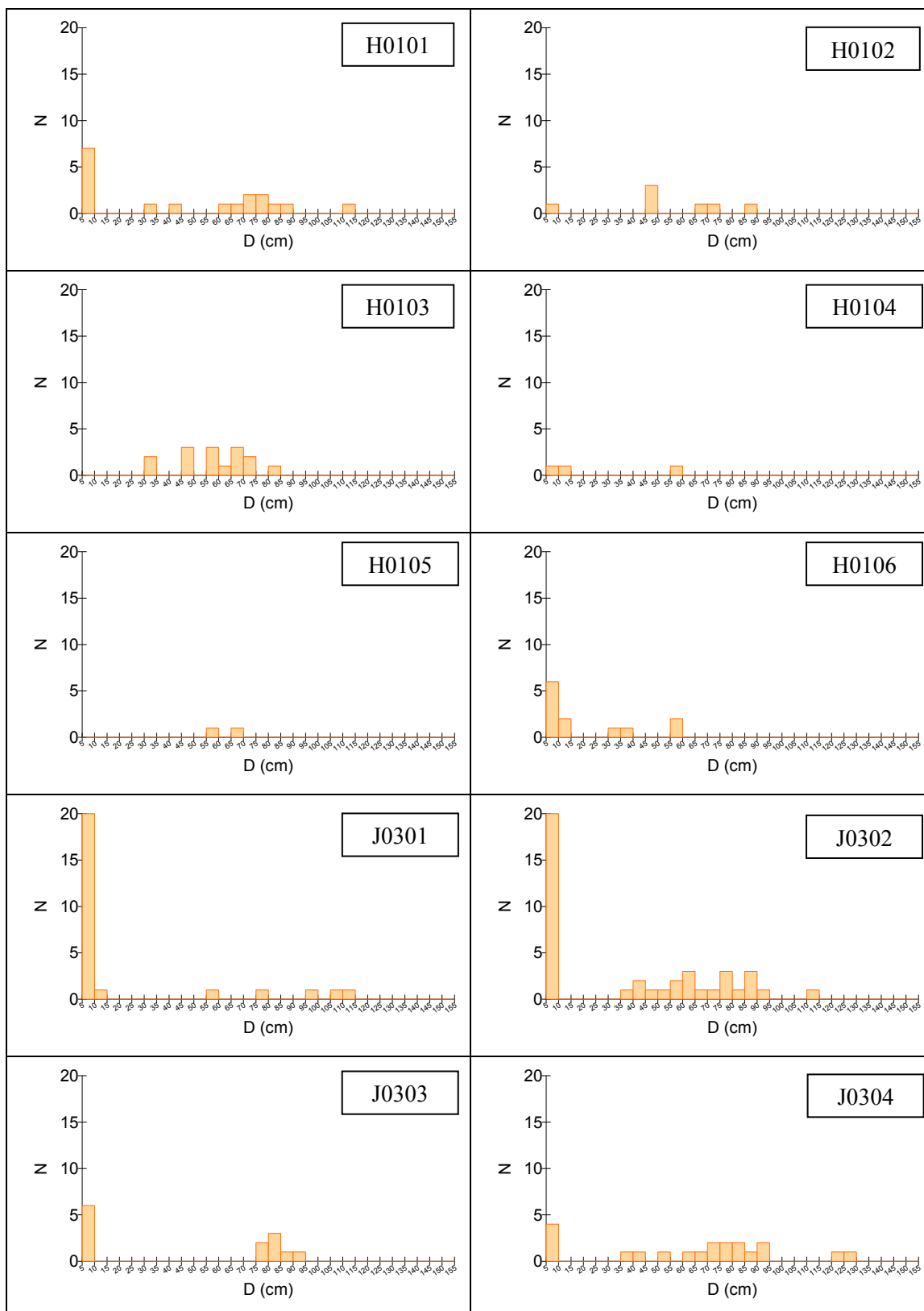


Figura 42e. Distribuzione per classi diametriche del numero di alberi nei sottopopolamenti arborei di livello 1 statisticamente differenti tra loro e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore. Continua pagina seguente ⇒ ⇒ ⇒ ⇒

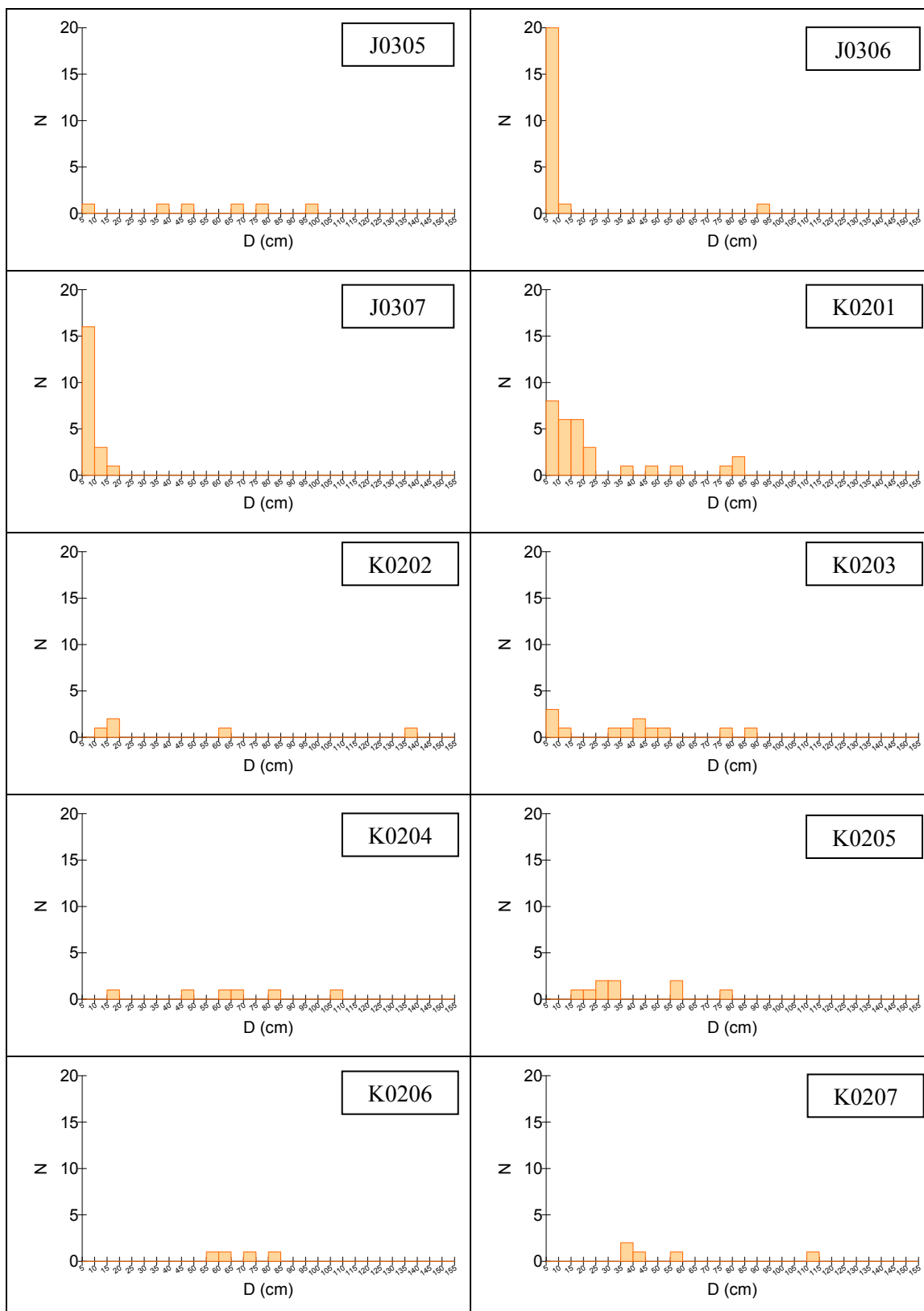


Figura 42f. Distribuzione per classi diametriche del numero di alberi nei sottopopolamenti arborei di livello 1 statisticamente differenti tra loro e appartenenti allo stesso livello gerarchico superiore.

In ogni caso sarà possibile cartografare speditivamente i sottopopolamenti arborei, anche per ampie superfici, come ad esempio nell'applicazione ad una particella forestale, ad una compresa o ad un intero complesso forestale.

Altro aspetto operativo importante del modello elaborato per l'analisi multilivello della diversità strutturale è la possibilità di conservare i collegamenti tra sottopopolamenti arborei di pari livello gerarchico e con i livelli gerarchici superiori o inferiori (vd. § 6.2). Ogni sottopopolamento arboreo appartiene in maniera univoca ad un sottopopolamento di livello gerarchico superiore, mantenendo anche la coerenza geometrica tra livelli differenti. Ciò consente di lavorare a differenti scale operative di lavoro (vd. § 12.4), utile in particolare per la creazione di cartografie tematiche descrittive di differenti aspetti della diversità strutturale di soprassuoli forestali (vd. ad esempio le carte degli indici strutturali, § 11.1.3).

La possibilità di assegnare degli stadi cronologici a ciascun sottopopolamento (vd. ad esempio mappa A, § 12.2) consente di creare in maniera speditiva una cartografia della tessitura del soprassuolo forestale.

Il modello proposto può essere utilizzato anche per il monitoraggio inventariale della diversità strutturale di soprassuoli forestali, implementato nel contesto di un disegno campionario, in cui ai punti di sondaggio corrispondono aree campioni di superfici variabili, in funzione della complessità strutturale del soprassuolo esaminato, da 0.5 ha fino a 2 ha.

13.2 USO DEL TELERILEVAMENTO PER LA CARATTERIZZAZIONE DELLA DIVERSITÀ FORESTALE

Il telerilevamento ormai da vari anni viene utilizzato per la caratterizzazione della biodiversità. In ambito forestale il suo utilizzo si esplica soprattutto per il monitoraggio di fenomeni ambientali di origine naturale o antropica (CHIRICI *et al.*, 2001; MARCHETTI e RICOTTA, 2004; CHIRICI e CORONA, 2006).

Il modello proposto applica il telerilevamento per studi a scala di dettaglio, come appunto l'analisi della diversità strutturale di una faggeta con caratteristiche vetuste.

Le immagini ad alta risoluzione QuickBird hanno consentito di ottenere sottopopolamenti arborei caratterizzati da insiemi di alberi differenziati in termini strutturali. L'alta risoluzione spaziale di queste immagini, con dimensioni di 1 pixel pari a 2.8 m x 2.8 m, consente quindi il loro utilizzo anche in studi a grande scala.

Le immagini QuickBird sono risultate efficaci anche per il loro utilizzo ai fini della segmentazione multirisoluzione in ambiente eCognition, come evidenziato da altri Autori (CHIRICI *et al.*, 2003; CHIRICI *et al.*, 2005). Il processo di segmentazione multirisoluzione, a parità di condizioni, definisce i sottopopolamenti arborei in maniera oggettiva e replicabile.

L'utilizzo del telerilevamento consente soprattutto il monitoraggio delle caratteristiche della biodiversità. Nelle condizioni esaminate i sottopopolamenti arborei identificati tramite processo di segmentazione multirisoluzione non possono essere considerati stabili nel tempo. La loro delimitazione dipende dalla quantificazione dell'eterogeneità geometrica e spettrale misurata al momento in cui viene acquisita l'immagine dai sensori del satellite. Per questo motivo appare importante la scelta del periodo di acquisizione dell'immagine satellitare sulla base dell'attività fotosintetica in ambiente mediterraneo (CHIRICI e CORONA, 2005), rispetto al periodo di esecuzione dei rilievi a terra.

L'applicazione dell'algoritmo di segmentazione con immagini acquisite in anni differenti, comunque in periodi vegetativi comparabili per attività fotosintetica in ambiente mediterraneo, consentirà di ottenere differenti sottopopolamenti arborei. In questo modo sarà possibile evidenziare in maniera speditiva eventuali cambiamenti occorsi nella copertura arborea del soprassuolo forestale nel periodo temporale di riferimento e su ampie superfici.

Un'ulteriore implementazione nel monitoraggio della copertura arborea sarà dato dall'utilizzo del dato pancromatico dell'immagine QuickBird, che presenta una risoluzione spaziale inferiore al metro (0.7 m x 0.7 m), fuso con i dati derivanti dalle bande spettrali.

13.3 LINEE GUIDA CULTURALI DEI SOTTOPOPOLAMENTI ARBOREI

I dati raccolti e le analisi condotte nell'area sperimentale della faggeta del Monte Cimino hanno permesso di definire il popolamento forestale come un soprassuolo bistratificato, in uno stadio evolutivo definito da OLIVER e LARSON (1996) di *understory reinitiation*, con peculiari caratteristiche che lo pongono alle soglie della vetustà, caratterizzato da fenomeni di disturbo che permettono la costituzione di nuove coorti al posto degli individui arborei annosi che decadono.

Negli ultimi 35 anni (vd. § 9.4) sono state fatte molte proposte per la gestione della faggeta (PALTRINIERI, 1970; COMUNITÀ MONTANA CIMINI, 1983; SCHIRONE e PIOVESAN, 1997; DI FILIPPO *et al.*, 2004; AA.VV., 2005), generalmente impostate sulla stessa linea gestionale: facilitare l'affermazione della rinnovazione tramite l'apertura di buche, rispettando gli alberi di più grandi dimensioni. Tuttavia si ritiene utile puntualizzare ancora alcune considerazioni.

La gestione della faggeta del Monte Cimino va basata sulla selvicoltura sistemica, con interventi cauti, continui e capillari, a basso impatto ambientale, per conservare e aumentare la biodiversità del sistema, ed evitare gli scompensi causati dagli interventi drastici dei metodi canonici di gestione (CIANCIO, 1991; CIANCIO, 2002). La selvicoltura sistemica, *in armonia con la natura*, persegue la gestione sostenibile delle risorse forestali guardando al bosco come *un sistema biologico complesso, un sistema autopoietico*, che reagisce alle condizioni di disturbo che arrivano dall'esterno, creando una nuova realtà (CIANCIO, 2002).

Come segnalato dai precedenti Autori (vd. § 9.4), il problema principale della faggeta riguarda l'affermazione della rinnovazione. È noto in letteratura che le condizioni migliori per l'insediamento della rinnovazione sono quelle caratterizzate da luce diffusa (BERNETTI, 1995). In effetti in prossimità delle buche generalmente si riscontra la presenza di sambuco, in condizioni di piena luce, mentre l'insediamento del faggio è avvenuto sui margini delle buche stesse, in condizioni di luce diffusa.

Il limite per le dimensioni dell'apertura di buche segnalato da alcuni Autori (PALTRINIERI, 1970; SCHIRONE e PIOVESAN, 1997), pari a 300 m², appare concorde con la superficie maggiore di area d'insidenza misurata per singole piante (vd. § 11.1.1, Figura 22), che arriva generalmente fino a circa 350 m², con punte isolate di oltre i 400 m².

La possibilità di aprire buche di superficie maggiore è legata allo studio dell'evoluzione della rinnovazione della buca di circa 4000 m² creata dalla tromba d'aria del 1997 (vd. § 9.5), ubicata nella parte nord-orientale dell'area sperimentale (vd. § 11.1.4, Figura 33).

Le dimensioni delle buche da aprire, di superficie pari a 300 ÷ 350 m², per facilitare l'affermazione della rinnovazione, sono confermate anche dall'analisi dell'indice di Morisita condotta in questo studio, che evidenzia dimensioni medie dei piccoli gruppi pari a 100 ÷ 200 m², quindi superfici lievemente inferiori rispetto a quelle delle potenziali buche da aprire.

Partendo dalla presenza di condizioni di prerinnovazione (SCHIRONE e PIOVESAN, 1997) e dagli stadi cronologici vetusti si dovrà valutare caso per caso la possibilità di intervenire per liberare la rinnovazione presente e consentire una sua affermazione negli strati superiori, facilitando comunque l'affermazione della rinnovazione degli aceri, che *cicatizzano* le aperture nella copertura arborea delle faggete (SCHIRONE e PIOVESAN, 1992), e comunque conservando gli individui vetusti che presentino buone condizioni vegetative.

In questo modo si tenderà alla stratificazione del profilo verticale del soprassuolo, favorendo la transizione della faggeta verso uno stadio evolutivo *old-growth*, con una distribuzione

diametrica dei fusti arborei caratterizzata dalla forma a J rovesciata, con una migliore stabilità ecologica del soprassuolo forestale e una maggiore biodiversità.

14. CONSIDERAZIONI RIEPILOGATIVE E CONCLUSIVE

Negli ecosistemi forestali la biodiversità è alla base della stabilità ecologica e della complessità dell'ecosistema stesso. La conservazione della biodiversità è dunque fondamentale per il mantenimento dell'integrità degli ecosistemi, per il funzionamento dei processi evolutivi che interessano l'ecosistema e per consentire, entro certi limiti, di cicatrizzare i disturbi di natura antropica prodotti all'interno degli ecosistemi forestali.

La diversità strutturale di soprassuoli forestali a scala di popolamento (α -diversità) viene generalmente descritta in funzione dei principali caratteri somatici che ne descrivono la struttura. L'utilizzo del telerilevamento nell'ambito dell' α -diversità è tuttavia ancora poco noto, soprattutto perché in passato la risoluzione geometrica delle immagini prodotte non consentiva una sua applicazione a scala di dettaglio. L'avvento di nuovi satelliti ad alta risoluzione ha però permesso di utilizzare immagini caratterizzate da un'elevata risoluzione spaziale per lo studio e per il monitoraggio dei fenomeni ambientali che avvengono sulla superficie terrestre.

L'analisi multilivello della diversità strutturale si pone come modello di studio che utilizza congiuntamente le informazioni derivanti dall'eterogeneità geometrica e spettrale e dall'eterogeneità strutturale, che caratterizzano i boschi a livello di popolamento e di paesaggio. La quantificazione dell'eterogeneità spettrale e geometrica di immagini multispettrali ad alta risoluzione (vd. § 2.2) tramite un algoritmo di segmentazione multirisoluzione (vd. § 6.1) è stata utilizzata per individuare i sottopopolamenti arborei, caratterizzati da una loro diversità strutturale (vd. § 2.1), quantificata tramite un sistema di indici strutturali (vd. § 7.1) basati sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*).

L'ipotesi di studio (vd. § 3) è stata di verificare se l'eterogeneità geometrica e spettrale quantificata su sensori ottici satellitari ad alta risoluzione QuickBird (vd. § 5.2) sia utile come supporto nel differenziare l'eterogeneità strutturale all'interno di un soprassuolo forestale. Sulla base di alcune sperimentazioni preliminari condotte in popolamenti forestali del Lazio (vd. § 8) per valutare l'apporto degli indici strutturali basati sulle relazioni tra alberi vicini (*neighbourhood based structural indices*), è stata realizzata un'area sperimentale permanente all'interno della faggeta del Monte Cimino, in provincia di Viterbo (vd. § 9).

L'analisi multilivello della diversità strutturale di questa area (vd. § 10) ha consentito di creare tre livelli gerarchici tra differenti sottopopolamenti arborei sulla base dell'eterogeneità geometrica e spettrale quantificata su immagini multispettrali QuickBird (vd. § 10.2). I

sottopopolamenti arborei creati sono caratterizzati da diversità strutturale (vd. § 11.2), quantificata tramite gli indici strutturali a differenti scale operative di lavoro (vd. § 12.4).

Tra gli indici strutturali testati nelle condizioni esaminate (vd. § 11.2 e § 12.4) quello che ha evidenziato il maggior grado di sensibilità per differenziare strutturalmente i sottopopolamenti arborei è stato l'indice *Species Mingling (SM)*, utilizzato per quantificare la diversità dendrologica. Tuttavia sono risultati molto utili nel differenziare strutturalmente i sottopopolamenti arborei anche l'indice *Uniform Angle Index (UAI)*, soprattutto al livello gerarchico inferiore con scale operative di lavoro di dettaglio, e l'indice *DBH Dominance Modified (DBHDM)* principalmente a scale intermedie di lavoro.

Operativamente i sottopopolamenti arborei rappresentano le unità di superficie in riferimento alle quali operare le scelte colturali, nell'ottica di una selvicoltura sistemica.

La possibilità di assegnare degli stadi cronologici a ciascun sottopopolamento (vd. § 12.2) ha permesso di creare in maniera speditiva una cartografia della tessitura del soprassuolo forestale.

Le peculiari caratteristiche strutturali della faggeta del Monte Cimino, che ne fanno un soprassuolo forestale potenzialmente prossimo alla stadio di vetustà, aumentano il valore dell'ecosistema forestale per la conservazione e l'aumento della biodiversità del sistema, per accrescere la capacità di autorganizzarsi. La faggeta del Monte Cimino va quindi considerata come un bosco sperimentale a fini scientifici per meglio comprendere il funzionamento di quei processi evolutivi complessi che interessano l'ecosistema forestale e che conducono alla formazione delle foreste vetuste.

In conclusione, il modello proposto, basato sull'eterogeneità geometrica e spettrale quantificata tramite sensori ottici satellitari ad altissima risoluzione QuickBird, può essere di utile supporto per l'identificazione di differenti gradi di eterogeneità strutturale, almeno nell'applicazione a popolamenti arborei con caratteristiche vetuste. Si sottolinea l'utilità di ulteriori approfondimenti in merito, ampliando la sperimentazione ad altri popolamenti, differenti per tipo forestale ed età.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2005. Piano di gestione per il SIC IT6010022 "Monte Cimino - versante Nord". Amministrazione provinciale di Viterbo.
- AGRIMI M., CIANCIO O., PORTOGHESI L., POZZOLI R., 1991. I querceti di cerro e farnetto di macchia grande di Manziana: struttura, trattamento e gestione. *Cellulosa e Carta*, 5: 25-49.
- AGRIMI M., LAMONACA A., PORTOGHESI L., 2003 (ined.). Evaluation of residual structural diversity of an hardwood forest in central Italy. IUFRO Conference, "Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality". Poster, Firenze, 12-15 november 2003.
- AGUIRRE O., HUI G., VON GADOW K., JIMENEZ J., 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management*, 183: 137-145.
- AMMOSCATO A., DARDANELLI G., EMMOLO D., FRANCO V., LO BRUTTO M., ORLANDO P., VILLA B., 2004. Uso di immagini QuickBird standard per le analisi territoriali. In: COFIN 2001. L'uso delle immagini satellitari ad alta risoluzione per le analisi territoriali. AIT, ASITA, SIFET, pp. 65-72.
- BAATZ M., SCHÄPE A., 1999. Object-oriented and multi-scale image analysis in semantic networks. *Proceedings of the 2nd International Symposium on operationalization of Remote Sensing*. ITC, Enschede.
- BAATZ M., SCHÄPE A., 2000. Multiresolution Segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: Strobl, Blascke, Greisebener (eds), *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999*. Herbert Wichmann Verlag, Karlsruhe, Germany.
- BAATZ M., BENZ U., DEHGHANI S., HEYNEN M., HOLTJE A., HOFMANN P., LINGENFELDER I., MIMLER M., SOHLBACH M., WEBER M., WILLHAUCK G., 2003. eCognition user guide 3. Definiens Imaging GmbH, Munchen, Germany.
- BAIOCCHI V., CRESPI M., DE VENDICTIS L., GIANNONE F., 2004. Utilizzo di immagini satellitari ad alta risoluzione per scopi metrici. *Atti 8^a Conferenza Nazionale ASITA*, Roma, 14-17 dicembre 2004, vol. I, pp. XVII-XLVIII.

- BARBATI A., CARRARO G., CORONA P., DEL FAVERO R., DISSEGNA M., LASEN C., MARCHETTI M., 1999. Developing biodiversity assessment on a stand forest type management level in north-eastern Italy. *Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali*, 48: 157-176.
- BARBATI A., CORONA P., FERRARI B., MARCHETTI M., NOCENTINI S., 2002. Indicazioni operative per la gestione delle risorse forestali nei Parchi nazionali. In: Ciancio O., Corona P., Marchetti M., Nocentini S. (a cura di), *Linee guida per la gestione sostenibile delle risorse forestali e pastorali nei Parchi nazionali*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 99-154.
- BENZ U.C., HOFMANN P., WILLHAUCK G., LINGENFELDER I., HEYNEN M., 2004. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 58: 239-258.
- BERNETTI G., 1959. Note sul clima e sui terreni forestali dei M. Cimini. In: *Scritti geopedologici in onore di Paolo Principi*, Tipografia Coppini & C., Firenze, pp. 6-40.
- BERNETTI G., 1995. *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino.
- BIDINI D., QUANTIN P., LORENZONI P., LULLI L., 1986. Studio pedologico dell'apparato vulcanico di Vico (Lazio). VII: Aspetti genetici dei suoli delle colate piroclastiche. *Annali Istituto Sperimentale Studio e Difesa del Suolo*, 17: 127-158.
- BLASI C., 1994. Il fitoclima del Lazio. *Fitosociologia*, 27: 151-175.
- BLASI C., FILES L., ABBATE G., CORNELINI P., 1990. La vegetazione forestale dei Monti Cimini (Italia centrale). *Documents phytosociologiques*, XII: 303-320.
- BOBIEC A., 2002. Living stands and dead wood in the Bialowieza forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management*, 165: 125-140.
- BROKAW N.V.L., LENT R.A., 1999. Vertical structure. In: Hunter M.L. Jr (ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 373-399.
- BUSING R.T., 2005. Tree mortality, canopy turnover, and woody detritus in old cove forests of the Southern Appalachians. *Ecology*, 86 (1): 73-84.
- CALVANI P., CORONA P., LAMONACA A., 2005. Quantificazione della diversità strutturale in soprassuoli forestali. *EM Linea Ecologica*, 5: 6-9.
- CHIRICI G., CORONA P., 2005. An overview of passive remote sensing for post-fire monitoring. *Forest@*, 2 (3): 282-289. [online] URL: <http://www.sisef.it/>

- CHIRICI G., CORONA P., 2006. Utilizzo di immagini satellitari ad alta risoluzione per il rilevamento delle risorse forestali. Aracne Editrice, Roma.
- CHIRICI G., CORONA P., DELLISANTI R., DI GIOVINE M., MARCHETTI M., ROSSINI P., TRAVAGLINI D., 2001. Confronto e integrazione di dati telerilevati IKONOS e Landsat 7 ETM+ nella valutazione dei danni da incendio in ambito mediterraneo: il caso della pineta di Castel Fusano. Atti della 5^a Conferenza Nazionale ASITA, Rimini, 9-12 ottobre 2001, pp. 529-537.
- CHIRICI G., CORONA P., TRAVAGLINI D., 2003. Sperimentazione di tecniche di classificazione object-oriented di immagini QuickBird a fini forestali. *L'Italia Forestale e Montana*, 4: 231-250.
- CHIRICI G., BARBATI A., CORONA P., LAMONACA A., MARCHETTI M., TRAVAGLINI D., 2005. Segmentazione di immagini telerilevate multirisoluzione per la derivazione di cartografie di uso/copertura del suolo multiscala. In stampa su *Rivista Italiana di Telerilevamento*.
- CIANCIO O., 1991. La gestione dei querceti di Macchia Grande di Manziana: la teoria del sistema modulare. *Cellulosa e Carta*, 1: 31-34.
- CIANCIO O., 1999. I moduli colturali nella gestione dei boschi. In: Ciancio O. (a cura di), *Nuove frontiere nella gestione forestale*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp.15-28.
- CIANCIO O., 2002. Teoria della gestione sostenibile delle risorse ambientali e forestali. In: Ciancio O., Corona P., Marchetti M., Nocentini S. (a cura di), *Linee guida per la gestione sostenibile delle risorse forestali e pastorali nei Parchi Nazionali*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 13-46.
- CIANCIO O., CORONA P., IOVINO F., MENGUZZATO G., SCOTTI R., 1999. Forest management on a natural basis: the fundamentals and case studies. *Journal of Sustainable Forestry*, 1/2: 59-72.
- CIANCIO O., CORONA P., MARCHETTI M., 2002a. Basi tecnico-scientifiche per l'ecocertificazione della gestione forestale. *L'Italia Forestale e Montana*, 1: 40-57.
- CIANCIO O., CORONA P., MARCHETTI M., NOCENTINI S., 2002b. Metodologia per la gestione delle risorse forestali nei parchi nazionali. In: Ciancio O., Corona P., Marchetti M., Nocentini S. (a cura di), *Linee guida per la gestione sostenibile delle risorse forestali e pastorali nei Parchi Nazionali*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 63-98.

- CIANCIO O., CUTINI A., MERCURIO R., VERACINI A., 1986. Sulla struttura della pineta di pino domestico di Alberese. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura*, XVII: 171-231.
- CIANCIO O., MERCURIO R., NOCENTINI S., 1981. Le specie forestali esotiche e le relazioni tra arboricoltura da legno e Selvicoltura. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura*, XII: 1-103.
- CIANCIO O., NOCENTINI S., 2002. La conservazione della biodiversità nei sistemi forestali. 1. Ipotesi per il mantenimento degli ecosistemi. *L'Italia Forestale e Montana*, 6: 505-512.
- COMUNITÀ MONTANA CIMINI, 1983. Commissione di studio per la faggeta di Soriano nel Cimino. Verbale redatto da Arcà G., Balestri P.L., Gabbrielli A., Ricci A., Viterbo, 19 maggio 1983.
- CONGALTON R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37: 35-46.
- CORONA P., 2000. Introduzione al rilevamento campionario delle risorse forestali. Editrice CUSL, Firenze.
- CORONA P., CALVANI P., FERRARI B., LAMONACA A., PORTOGHESI L., PLUTINO M., 2005a. Sperimentazione di un sistema integrato di indici per il monitoraggio della diversità strutturale in soprassuoli forestali. *L'Italia Forestale e Montana*, 4: 447-462.
- CORONA P., D'ORAZIO P., LAMONACA A., PORTOGHESI L., 2005b. L'indice Winkelmass per l'inventariazione a fini assestamentali della diversità strutturale di soprassuoli forestali. *Forest@*, 2 (2): 225-232. [online] URL: <http://www.sisef.it/>
- DARDANELLI G., EMMOLO D., FRANCO V., LO BRUTTO M., MIDULLA P., ORLANDO P., VILLA B., 2003. Uso di immagini QuickBird per la formazione di ortofotocarte a scala 1:5000. Atti della 7^a Conferenza Nazionale ASITA, Verona, 28-31 ottobre 2003.
- DE RITA D., 1992. Aspetti geologici del comprensorio dei Monti Cimini. In: *L'ambiente nella Tuscia laziale*, Olmi e Zapparoli (eds), Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo, pp. 227-232.
- DEL RIO M., MONTES F., CANELLAS I., MONTERO G., 2003. Revision: Indices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 12 (1): 159-176.
- DI FILIPPO A., 2005. Le foreste vetuste. *EM Linea Ecologica*, 2: 22-25.

- DI FILIPPO A., PIOVESAN G., SCHIRONE B., 2004. Le foreste vetuste: criteri per l'identificazione e la gestione. In: *Ecologia. Atti del XIV Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* (Siena, 4-6 ottobre 2004), pp. 1-7. Gaggi C., Nicolardi V., Santoni S. (a cura di). [online] URL: <http://www.xivcongresso.societaitalianaecologia.org/>
- DORREN L.K.A., MAIER B., SEIJMONSBERGEN A.C., 2003. Improved Landsat-based forest mapping in steep mountainous terrain using object-based classification. *Forest Ecology and Management*, 183: 31-46.
- ECO.TER. TUSCIA, 1992. Piano di assestamento forestale dei boschi di proprietà del Comune di Soriano nel Cimino per il decennio 1993-2002. Comune di Soriano nel Cimino.
- FIANI M., PISTILLO P., 2004. Test di georeferenziazione di immagini satellitari ad alta risoluzione. In: COFIN 2001. L'uso delle immagini satellitari ad alta risoluzione per le analisi territoriali. AIT, ASITA, SIFET, pp. 25-40.
- FLANDERS D., HALL-BEYER M., PEREVERZOFF J., 2003. Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29: 441-452.
- FRANKLIN J.F., VAN PELT R., 2004. Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry*, 102: 22-28.
- FRANKLIN S.E., WULDER M.A., GERYLO G.R., 2001. Texture analysis of IKONOS panchromatic data for Douglas-fir forest age class separability in British Columbia. *International Journal of Remote Sensing*, 13 (22): 2627-2632.
- FRELICH L.E., 2002. Forest dynamics and disturbance regimes. Studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 266 pp.
- FÜLDNER K., 1995. Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv*, 66: 235-240.
- GEOMATICA ORTHOENGINE, 2003. User Guide. Geomatica Version 9.1. Richmond Hill, Canada.
- GOFF F.G., WEST D., 1975. Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *Forest Science*, 21: 98-108.
- GOMARASCA M., 2004. Elementi di geomatica. Associazione Italiana di Telerilevamento, Milano.

- GOODBURN J.M., LORIMER C.G., 1999. Population structure in old-growth and managed northern hardwoods: an examination of the balanced diameter distribution concept. *Forest Ecology and Management*, 118: 11-29.
- HENBO Y., ITAYA A., NISHIMURA N., YAMAMOTO S., 2004. Long-term canopy dynamics in a large area of temperate old-growth beech (*Fagus crenata*) forest: analysis by aerial photographs and digital elevation models. *Journal of Ecology*, 92: 945-953.
- HOFMANN A., 1991. Il faggio e le faggete in Italia. M.A.F. Collana Verde, 81. Roma.
- HOSHINO D., NISHIMURA N., YAMAMOTO S., 2001. Age, size structure and spatial pattern of major tree species in an old-growth *Chamaecyparis obtusa* forest, Central Japan. *Forest Ecology and Management*, 152: 31-43.
- HUNTER M.L. Jr, 1990. Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- HUNTER M.L. Jr, 1999 (ed). Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- HUI G.Y., VON GADOW K., 2002. Das Winkelmaß: Herleitung des optimalen Standardwinkels. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 173 (10): 173-177.
- HUSCH B., BEERS T.W., KERSHAW J.A. Jr, 2003. Forest mensuration. 4th edition. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA.
- KEDDY P.A., DRUMMOND C.G., 1996. Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems. *Ecological Applications*, (6) 3: 748-762.
- KINT V., 2005. Structural development in ageing temperate Scots pine stands. *Forest Ecology and Management*, 214: 237-250.
- KINT V., DE WULF R., LUST N., 2004. Evaluation of sampling methods for the estimation of structural indices in forest stands. *Ecological Modelling*, 180: 461-476.
- LA MARCA O., 1999. Elementi di dendrometria. Patron Editore, Bologna.
- LAMONACA A., 1999. Analisi strutturale e proposte di gestione per il bosco misto di faggio (*Fagus sylvatica* L.), cerro (*Quercus cerris* L.) e castagno (*Castanea sativa* Miller) del Monte Fogliano. Tesi di laurea, Università degli Studi della Tuscia, Facoltà di Agraria, a.a. 1998/99, Viterbo.

- LEIBUNDGUT H., 1960. Risultati delle ricerche in foreste vergini europee. *Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali*, IX: 277-287.
- LO MONACO A., 1984. Un po' di storia sulla Faggeta del Monte Cimino (Viterbo). *Monti e Boschi*, 3: 38-40.
- LULLI L., DOWGIALLO G., BIDINI D., CALI A., 1993. Effetto del suolo sulla vegetazione arborea dominante nel Monte Artemisio (Colli Albani - Lazio - Italia). *L'Italia Forestale e Montana*, 2: 93-108.
- MAC ARTHUR R.H., MAC ARTHUR J.W., 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- MAF / ISAFA, 1984. *Inventario Forestale Nazionale Italiano (I.F.N.I.). Tavole di cubatura a doppia entrata*. Castellani C., Scrinzi G., Tabacchi G., Tosi V. (a cura di), Trento.
- MAKELA H., PEKKARINEN A., 2004. Estimation of forest stand volumes by Landsat TM imagery and stand-level field-inventory data. *Forest Ecology and Management*, 196: 245-255.
- MARCHETTI M., RICOTTA C., 2004. Contributo del telerilevamento. In: Blasi C., Bovio G., Corona P., Marchetti M., Maturani A. (a cura di), *Incendi e complessità ecosistemica*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Società Botanica Italiana, Roma, pp. 220-225.
- MARICCHIOLO C., SAMBUCINI V., PUGLIESE A., BLASI C., MARCHETTI M., CHIRICI G., CORONA P., 2004. La realizzazione in Italia del progetto europeo I&CLC2000: metodologie operative e risultati. *Atti della 8ª Conferenza Nazionale ASITA*, Roma, 14-17 dicembre 2004, pp. CXIII-CXXVIII.
- MASELLI F., BOTTAI L., CHIRICI G., CORONA P., MARCHETTI M., TRAVAGLINI D., 2003. Stima di attributi forestali in ambiente mediterraneo tramite integrazione di misure a terra e dati telerilevati. *L'Italia Forestale e Montana*, 4: 251-263.
- MCGAUGHEY R.J., 1997. Visualizing forest stand dynamics using the stand visualization system. In: *Proceedings of the 1997 ACSM/ASPRS Annual Convention and Exposition*; April 7-10, 1997. Seattle, WA. Bethesda, MD: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Vol. 4: 248-257.
- MILLAR C.I., 1999. Genetic diversity. In: *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, Hunter Jr (ed), Cambridge University Press, Cambridge, pp. 460-494.

- MIURA M., YAMAMOTO S., 2003. Effects of sprouting and canopy states on the structure and dynamics of a *Castanopsis cuspidata* var. *sieboldii* sapling population in an old-growth evergreen broad-leaved forest. *Forest Ecology and Management*, 183: 387-400.
- MIYADOKORO T., NISHIMURA N., YAMAMOTO S., 2003. Population structure and spatial patterns of major trees in a subalpine old-growth coniferous forest, central Japan. *Forest Ecology and Management*, 182: 259-272.
- MORISITA M., 1959. Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. *Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ. Ser. E* 2: 215-235.
- MOSANDL R., KLEINERT A., 1998. Development of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seeds under old-growth pine (*Pinus silvestris* L.) stands. *Forest Ecology and Management*, 106: 35-44.
- MOSS D., 1978. Diversity of woodland song-bird populations. *Journal of Animal Ecology*, 47: 521-527.
- NEUMANN M., STARLINGER F., 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management*, 145: 91-106.
- NILSSON S.G., NIKLASSON M., HEDIN J., ARONSSON G., GUTOWSKI J.M., LINDER P., LJUNGBERG H., MIKUSINSKI G., RANIUS T., 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161: 189-204.
- NOCENTINI S., 2001. La rinaturalizzazione come strumento di recupero dei sistemi forestali semplificati nell'Italia Meridionale. *L'Italia Forestale e Montana*, 5: 344-351.
- OLIVER C.D., LARSON B.C., 1996. *Forest stand dynamics*. Update edition. John Wiley and Sons, New York, USA.
- PACI M., 2004. *Ecologia Forestale. Elementi di conoscenza dei sistemi forestali*. Edagricole, Bologna.
- PALTRINIERI E., 1970. Soriano nel Cimino. Piano economico delle proprietà silvo-pastorali del Comune. Decennio 1970/71-1979/80. Comune di Soriano nel Cimino (Viterbo).
- PATRONE G., 1944. *Lezioni di assestamento forestale*. Tipografia Mariano Ricci, Firenze.
- PIGNATTI G., 1998. Struttura del popolamento forestale. In: *I Boschi d'Italia. Sinecologia e Biodiversità*, Pignatti S., UTET, Torino.
- PIGNATTI S., 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna, 3 volumi.

- PIOVESAN G., 1997. Analisi di problemi assestamentali nella foresta montana dell'Appennino centrale. Tesi di dottorato, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo.
- PIOVESAN G., BERNABEI M., DI FILIPPO A., ROMAGNOLI M., SCHIRONE B., 2003. A long-term tree ring beech chronology from a high-elevation old-growth forest of central Italy. *Dendrochronologia*, 21: 1-10.
- PIOVESAN G., DI FILIPPO A., ALESSANDRINI A., BIONDI F., SCHIRONE B., 2005. Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *Journal of Vegetation Science*, 16: 13-28.
- POMMERENING A., 2002. Approaches to quantifying forest structure. *Forestry*, 75: 305-324.
- PORCOROSSO E., CHIRICOZZI L., NATALINI G., 1988. Piano di intervento forestale, loc. "Faggeta", Relazione. Comune di Soriano nel Cimino, Comunità Montana dei Monti Cimini.
- PRETZSCH H., 1997. Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. *Forest Ecology and Management*, 97: 237-253.
- PRODAN M., PETERS R., COX F., REAL P., 1997. Mensura forestal. Deutsche Gesellschaft für Zusammenarbeit (GTZ) GmbH: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), San José, Costa Rica.
- PUZZOLO V., PANIZZA M., DE NATALE F., BRUZZONE L., 2005. Correzioni topografiche di immagini Landsat TM e SPOT HRV in aree alpine orograficamente complesse. *Rivista Italiana di Telerilevamento*, 32: 67-77.
- RUNKLE J.R., 1981. Gap regeneration in some old-growth forests in the Eastern United States. *Ecology*, 62: 1041-1051.
- SCHIRONE B., PIOVESAN G., 1992. La frammentazione forestale e la conservazione della biodiversità. In: *Ambiente Italia 1992*. Melandri G. e Conte G. (a cura di), Vallecchi, Firenze, pp. 170-179.
- SCHIRONE B., PIOVESAN G., 1997 (ined.). Indirizzi per il Piano di Gestione Forestale del Parco Naturale dei Monti Cimini. Seminario "Parchi, un investimento per il futuro". Amministrazione Provinciale di Viterbo, Caprarola (VT), 1996.
- SCOPPOLA A., CAPORALI C., 1996. I boschi caducifogli mesofili con faggio della Provincia di Viterbo: aggiornamento sulla distribuzione. *Annali Accademia Italiana Scienze Forestali*, XLV: 167-188.

- SCOPPOLA A., CAPORALI C., 1998. Mesophilous woods with *Fagus sylvatica* L. of northern Latium (Tyrrhenian Central Italy): synecology and syntaxonomy. *Plant Biosystems*, 132 (2): 151-168.
- SGADARI V., 1970. Tavola dendrometrica ad una sola entrata del faggio cresciuto in fustaia prevalentemente disetanea della provincia di Cosenza. II classe di fertilità. In: Tavole stereometriche ed alsometriche costruite per i boschi italiani. Castellani C. (raccolte, coordinate e illustrate), *Annali Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e l'Alpicoltura*, I (1): 288.
- SOULÈ M.E., WILCOX B.A., 1980 (eds). *Conservation biology, an evolutionary- ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- SPIES T.A., TURNER M.G., 1999. Dynamic forest mosaics. In: *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, Hunter Jr (ed), Cambridge University Press, Cambridge, pp. 95-160.
- STAUDHAMMER C.L., LEMAY V.M., 2001. Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1105-1115.
- STEPHENS S.L., GILL S.J., 2005. Forest structure and mortality in an old growth Jeffrey pine-mixed conifer forest in north-western Mexico. *Forest Ecology and Management*, 205: 15-28.
- STEWART G.H., 1986. Population dynamics of a montane conifer forest, western Cascade range, Oregon, USA. *Ecology*, 67: 534-544.
- STUDIO AGRONOMICCO ASSOCIATO PANGEAS, 2004. Piano di assestamento forestale dei boschi di proprietà del Comune di Soriano nel Cimino per il decennio 2004-2013. Comune di Soriano nel Cimino.
- SUSMEL L., 1980. *Normalizzazione delle foreste alpine*. Liviana Editrice, Padova.
- SUSMEL L., VIOLA F., BASSATO G., 1976. *Ecologia della lecceta del Supramonte di Orgosolo*. *Annali C.E.M.V.*, vol. X, CEDAM, Padova.
- SYSTAT, 2004. *Systat 11. Statistics I*. Systat Software, Richmond, Canada.
- UN, 2000. *Forest resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand (industrialized temperate/boreal countries)*. UN/ECE/FAO Contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report. Geneva Timber and Forestry Study Papers, N° 17. United Nation Publication, New York and Geneva. 445 pp.

- VON GADOW K., 1999. Waldstruktur und diversitaet. Allgemeine Forst und Jagdzeitung, 170 (7): 117-122.
- VON GADOW K., HUI G., 1999. Modelling forest development. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- VON GADOW K., HUI G., ALBERT M., 1998. Das Winkelmaß – ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. Centralbl. Für das ges. Forstw., 115: 1-10.
- WHITTAKER R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21: 213-251.
- ZHENG D., RADEMACHER J., CHEN J., CROW T., BRESEE M., LE MOINE J., RYU S., 2004. Estimating aboveground biomass using Landsat 7 ETM+ data across a managed landscape in northern Wisconsin, USA. Remote Sensing of Environment, 93: 402-411.