



DIBAF

Dipartimento per l'Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali

*Corso di dottorato in **Ecologia Forestale**
XXIV Ciclo*

“Stock di carbonio e produttività in una rete nazionale di foreste vetuste di faggio”

Settore scientifico: AGR/05

Coordinatore: Prof. Paolo De Angelis

Supervisore: Dr. Giorgio Matteucci

Dottorando: Ettore D'Andrea

INDICE

1 Introduzione	2
1.1 Cambiamenti climatici, foreste e ciclo del carbonio	2
1.2 Definizione di foreste vetuste	9
1.3 Foreste vetuste e ciclo del carbonio	12
1.4 Obiettivi	17
2 Materiali e metodi	18
2.1 I siti	18
2.2 Analisi strutturali	20
2.3 La stima della necromassa e del suo contenuto di carbonio	21
2.4 Stima della biomassa legnosa e del suo contenuto di carbonio	22
2.5 Stima della biomassa fogliare	25
2.6 La stima del pool di carbonio della lettiera	26
2.7 Identificazione dei suoli e stima del loro stock di carbonio	27
2.8 La stima della produttività legnosa	27
2.9 La stima della produzione di radici fini	32
2.10 La stima della Produzione primaria netta	33
2.11 Analisi statistica per valutare il ruolo dei parametri ambientali e strutturali su biomassa, necromassa e produttività	34
3 Risultati	40
3.1 Caratteristiche strutturali	40
3.2 Le relazioni allometriche per la cubatura di piante di grosse dimensioni	48
3.3 La biomassa ed il suo contenuto di carbonio	50
3.4 La necromassa e il suo contenuto di carbonio	54
3.5 La lettiera e il suo contenuto di carbonio	59
3.6 Il carbonio contenuto nel suolo	60
3.7 Lo stock di carbonio	66
3.8 Stima della produzione primaria netta	68
4 Discussioni	73
4.1 Caratteristiche strutturali	73
4.2 Le relazioni allometriche per la cubatura di piante di grosse dimensioni	75
4.3 La biomassa ed il suo contenuto di carbonio	80
4.4 La necromassa	82
4.5 La Lettiera	85
4.6 Il suolo	87
4.7 Lo stock di carbonio	90
4.8 Stima della produzione primaria netta	91
5 Conclusioni	94
6 Ringraziamenti	97
7 Bibliografia	98

1 Introduzione

1.1 Cambiamenti climatici, foreste e ciclo del carbonio

L'aumento delle temperature, lo scioglimento dei ghiacciai, la maggiore frequenza degli episodi di siccità e delle alluvioni sono tutti sintomi di un cambiamento climatico ormai in atto. I rischi per il pianeta e per le generazioni future sono enormi, e ci obbligano ad intervenire con urgenza.

In questo contesto, una delle questioni ambientali che più interessano l'opinione pubblica e il mondo scientifico è l'incremento dell'effetto serra, causato dall'aumento della concentrazione atmosferica dei gas serra GHG (*Green House Gases*), e le sue ripercussioni sul sistema climatico.

L'effetto serra è un fenomeno naturale dovuto alla proprietà di alcuni gas troposferici di assorbire la radiazione infrarossa emessa dalla superficie della Terra e rinviarla verso la stessa, determinando in questo modo il riscaldamento dei bassi strati atmosferici. In assenza di tale effetto la terra sarebbe un pianeta ghiacciato.

L'anidride carbonica è il più importante GHG prodotto dell'attività umana, la sua concentrazione è cresciuta (fig. 1) da un valore pre-industriale di 280 ppm ad un valore di 390 ppm nel 2010 (Global Carbon Project, 2011).

Questa concentrazione supera notevolmente i valori massimi degli ultimi 650.000 anni, che sono oscillati tra 180 e 300 ppm, come determinato dall'analisi delle bolle d'aria intrappolate nel ghiaccio.

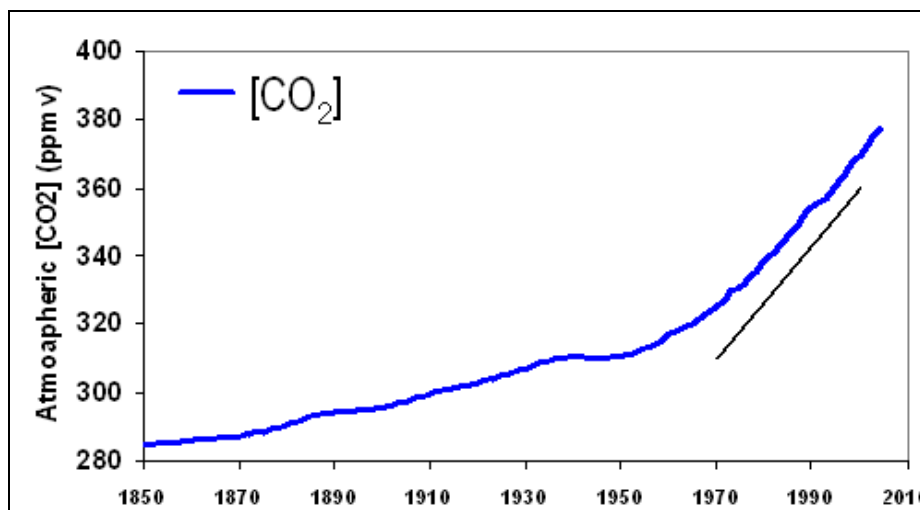


Figura 1: concentrazione atmosferica di CO₂. Tratta dal NOAA 2007; Canadell et al. 2007, PNAS

Il tasso di incremento della concentrazione di CO₂ nel periodo 2000-2010 è stato di 1.9 ppm/anno, il più alto da quando nel 1958 è iniziato il monitoraggio in continuo della concentrazione di questo gas in aree remote (Canadell et al. 2007; Global Carbon Project, 2011).

Questa crescita del 40% della concentrazione di CO₂ atmosferica negli ultimi 150 anni è imputabile all'azione dell'uomo, a causa principalmente dell'utilizzo di combustibili fossili, della produzione di cemento e del cambio d'uso dei suoli (soprattutto la deforestazione).

A questo costante incremento di GHG in atmosfera, corrisponde una costante tendenza di crescita della temperatura media globale del pianeta (IPCC 2007). Evidenze scientifiche sempre più forti, sembrano confermare l'ipotesi che l'incremento della temperatura globale sia determinato dall'incremento di energia che rimane nel sistema climatico, a causa dell'aumento di concentrazione dei GHG (IPCC 2007).

La riduzione drastica delle emissioni di GHG che sarebbe necessaria per rallentare la tendenza attuale dei cambiamenti climatici è di difficile attuazione, sia per aspetti di volontà politica di effettuarla che per aspetti di difficoltà socio – economiche per gli elevati costi. Allo stesso tempo, si tende ad applicare una politica di mitigazione, attuabile nell'immediato attraverso il trasferimento del carbonio dall'atmosfera, agli altri comparti del pianeta in grado di assorbirlo, incrementando la capacità di *sink* del sistema terra. Questa politica, pur non potendo risolvere sufficientemente il problema del cambiamento climatico, consente di “comprare tempo” (*buying time*) a costi relativamente contenuti per la realizzazione di politiche di efficienza energetica, cambio delle fonti di approvvigionamento energetico con una maggiore quota di energia rinnovabile e di riduzione effettiva delle emissioni di GHG.

Per tali ragioni vi è un crescente interesse scientifico verso l'analisi approfondita del bilancio del carbonio e delle sue dinamiche, insieme alle strategie più idonee per accrescere il *sink* della biosfera (Matteucci e Scarascia - Mugnozza, 2007).

A livello politico internazionale, numerose trattative sono state fatte e sono tuttora in corso al fine di ridurre le emissioni e contrastare i cambiamenti climatici.

Le negoziazioni volte a stabilire precisi impegni per il contenimento dell'effetto serra, iniziarono nel 1995 (COP1, Berlino) e sono andate avanti negli anni fino alla recente COP 2011 (COP17, Durban, Sud Africa). Durante questo periodo sono state portate avanti numerose trattative e presi molti accordi. In particolare, durante la terza sessione della Conferenza delle Parti (COP3), riunitasi a Kyoto nel dicembre del 1997, fu presentato ed adottato il Protocollo di Kyoto, documento legalmente vincolante una volta ratificato e strumento attuativo della Convenzione stessa. Il Protocollo prevedeva la sua entrata in vigore il novantesimo giorno successivo alla data della ratifica di almeno 55 Paesi industrializzati le cui emissioni totali rappresentassero almeno il 55% della quantità totale emessa nel 1990. L'entrata in vigore del protocollo è avvenuta il 16 febbraio del 2005.

I Paesi firmatari si sono impegnati a raggiungere, entro il periodo 2008-2012, un obiettivo globale di riduzione delle emissioni di gas serra del 5,2% rispetto ai livelli del 1990. Per ognuno di questi Paesi è stato fissato uno specifico obiettivo di riduzione specifico che ha visto l'Unione Europea impegnarsi per la riduzione dell'8%. La successiva ripartizione fra gli stati dell'unione ha attribuito al nostro Paese l'onere di ridurre le emissioni del 6.5%.

Il Protocollo suggerisce, all'art. 2, come misure idonee al raggiungimento di tale obiettivo: l'aumento dell'efficienza energetica; la protezione e l'aumento delle riserve e dei serbatoi di accumulo della CO₂ (sink); la ricerca, lo sviluppo e la promozione dell'uso di fonti energetiche rinnovabili.

Poiché è stato dimostrato che la biosfera terrestre ed in particolare le foreste sono elementi attivi nell'assorbimento di anidride carbonica nell'atmosfera (IPCC 2000, Pan et al., 2011), le attività agro-forestali sono state riconosciute come elementi importanti per il conseguimento degli obiettivi stabiliti dal Protocollo di Kyoto. In particolare sono riconosciute politiche attive quelle relative alle attività di gestione forestale, afforestazione e riforestazione. Nella fase di negoziazione e successiva assegnazione ai Paesi delle quote che potevano essere conseguite tramite la gestione delle foreste esistenti ai fini del raggiungimento degli obiettivi è stato fissato, nel corso della COP7 (Marrakech, Marocco) un limite pari al 15% dell'incremento netto degli stock di carbonio delle foreste dei singoli Paesi.

Secondo i ricercatori del Global Carbon Project (<http://www.globalcarbonproject.org/>; Canadell et al., 2007; Peters et al., 2011), tra il 2000 ed il 2010, le emissioni dovute ai combustibili fossili e produzione di cemento ammonterebbero a $7.9 \pm 0.5 \text{ PgC a}^{-1}$, mentre $1.0 \pm 0.7 \text{ PgC a}^{-1}$ sarebbero le emissioni causate dalla distruzione di 11-13 milioni di ettari di foreste tropicali, per un totale di emissioni antropiche di 8.9 PgC a^{-1} (fig. 2). Di queste solo $4.1 \pm 0.2 \text{ PgC a}^{-1}$ (il 45%) rimangono in atmosfera (figg.2- 3). Per mezzo di analisi fatte con diversi modelli, con misure di isotopi del carbonio e del rapporto O₂/N₂ atmosferico è stato stimato che gli oceani assorbono annualmente $2.3 \pm 0.5 \text{ PgC a}^{-1}$ (il 26%), mentre gli ecosistemi terrestri assorbirebbero $2.5 \pm 1.0 \text{ PgC a}^{-1}$ (il 28%). Da segnalare che, nel 2010, le emissioni di CO₂ da combustibili fossili e cemento sono arrivate a 9.1 PgC a^{-1} , mentre quelle da cambiamenti di uso del suolo siano rimaste pressoché costanti a 0.9 PgC a^{-1} (Global Carbon Project, 2011; Peters et al., 2011).

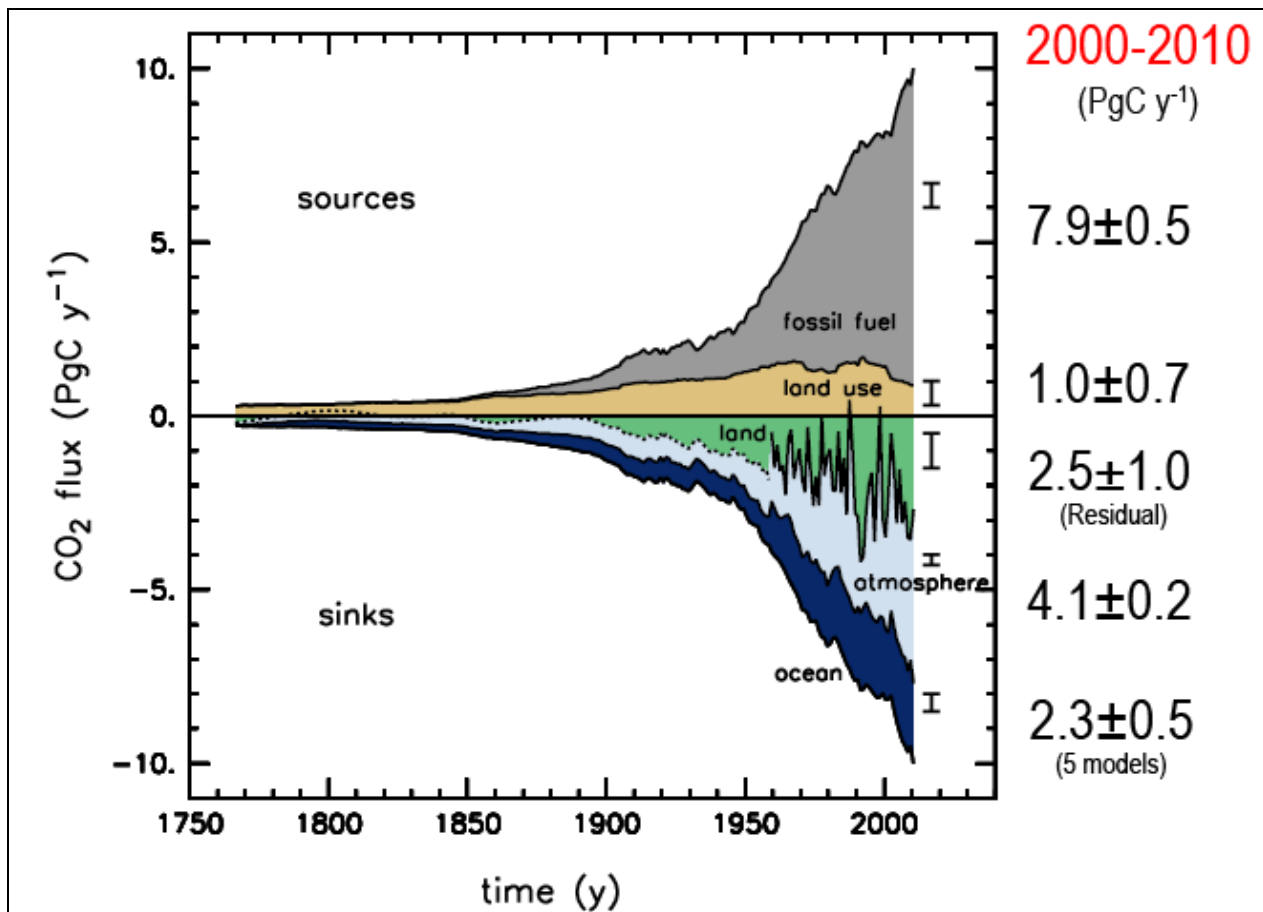


Figura 2 Ciclo globale del carbonio, quantificazione sink-source da Global Carbon Project 2011

Fino agli anni 2000, per ogni tonnellata di CO₂ emessa, circa il 60% veniva rimosso dai serbatoi naturali (oceani ed ecosistemi terrestri), mentre oggi ne viene assorbito soltanto il 55%. Questo declino dell'efficienza di assorbimento dei serbatoi naturali sembra dovuta agli oceani (fig. 4), mentre per gli ecosistemi terrestri non è stata trovata una tendenza al declino, anche se la quota di assorbimento terrestre ha forti oscillazioni da mettere in relazione con gli andamenti climatici più o meno favorevoli (fig. 4). Anzi grazie all'aumento di produttività forestale per le deposizioni azotate e per la ricolonizzazione dei terreni abbandonati dall'agricoltura, l'assorbimento delle foreste potrebbe essere in aumento (Spiecker et al. 2002; Magnani et al., 2007; Pan et al., 2011).

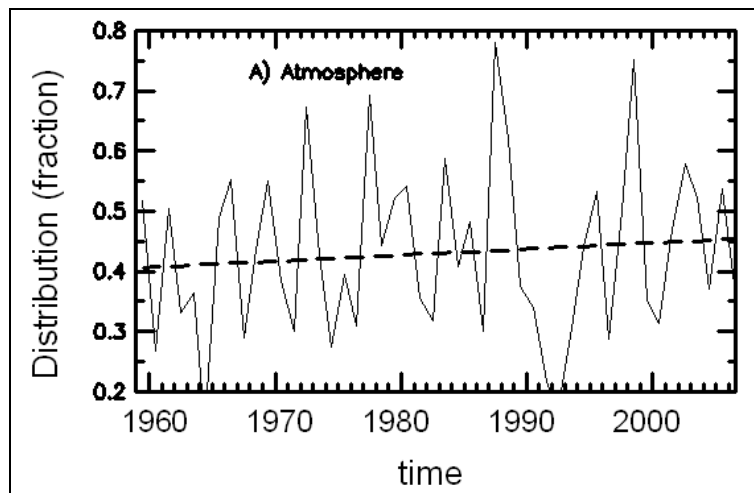


Figura 3: Trend di accumulo (in frazione) di CO₂ in atmosfera, oggi si attesta a 0.45 da Canadell et al. (2007)

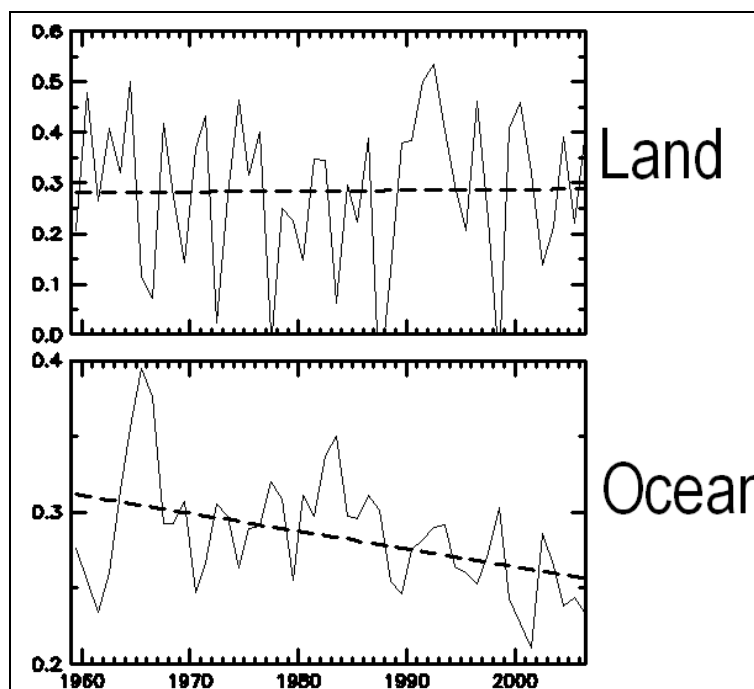


Figura 4: Efficienza sinks naturali. Mentre è evidente il trend decrescente da parte degli oceani, gli ecosistemi terrestri non mostrano una tendenza analoga da Canadell et al. (2007)

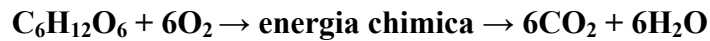
Il ruolo delle foreste nel ciclo del carbonio è schematizzato in figura 5.

Il carbonio atmosferico, in forma gassosa (CO₂), viene fissato sotto forma di carbonio organico negli ecosistemi, attraverso il processo fotosintetico di vegetali superiori, alghe, licheni e batteri fotosintetici. In questo processo, la CO₂ atmosferica viene convertita in glucosio grazie all'energia radiante:



La produzione primaria lorda (GPP *Gross Primary Production*) è la quantità di carbonio fissata dagli autotrofi attraverso la fotosintesi.

Parte del carbonio assimilato viene però utilizzato dalla pianta stessa per soddisfare le proprie esigenze metaboliche, dando origine ad un flusso in uscita che prende il nome di respirazione autotrofa (Ra *autotrophic respiration*).



La differenza fra produzione primaria lorda e respirazione autotrofa rappresenta l'assorbimento, nel breve periodo, di carbonio da parte delle piante, denominato produzione primaria netta (NPP *net primary production*), la produttività primaria netta può essere operativamente definita come tutta la nuova sostanza organica (biomassa) prodotta durante un intervallo di tempo specificato (generalmente un anno).

$$\text{NPP} = \text{GPP} - \text{Ra}$$

Inoltre con la respirazione eterotrofa (Rh *heterotrophic respiration*) degli erbivori e, soprattutto, degli organismi decompositori, una ulteriore parte del carbonio viene riemesso in atmosfera sotto forma di CO₂.

Sottraendo la respirazione eterotrofa alla produzione primaria netta, si ha la produzione netta di ecosistema NEP (*net ecosystem production*) che è equivalente allo scambio netto di ecosistema (NEE, *net ecosystem exchange*), che corrisponde alla quantità di carbonio che, in un intervallo medio di tempo, è immagazzinata o emessa da un ecosistema.

$$\text{NEP} = \text{NPP} - \text{Rh} = \text{GPP} - (\text{Ra} + \text{Rh})$$

La NEP è la misura del reale assorbimento di un ecosistema. La somma di Ra e Rh viene definita respirazione di ecosistema, Re.

Nel lungo periodo vanno considerati i fattori di disturbo, sia naturali che determinati dall'uomo (come la gestione forestale con il taglio dei boschi). Questi fattori determinano la produzione netta di bioma, NBP che è uguale alla produzione di ecosistema al netto dei disturbi:

$$\text{NBP} = \text{NEP} - \text{Disturbi}$$

Un'analisi del totale del sequestro del carbonio dall'atmosfera (GPP) evidenzia come la NPP ne costituisce il 50%, la NEP l'8,3%, mentre la NBP l'1-2% (Steffen et al., 1998; Schimel et al. 2001).

Tra gli ecosistemi terrestri, le foreste svolgono sicuramente il ruolo più incisivo nel ciclo del carbonio, perché controllano il 70% degli scambi di carbonio fra atmosfera e biosfera (Waring e Schlesinger, 1985; Pan et al., 2011).

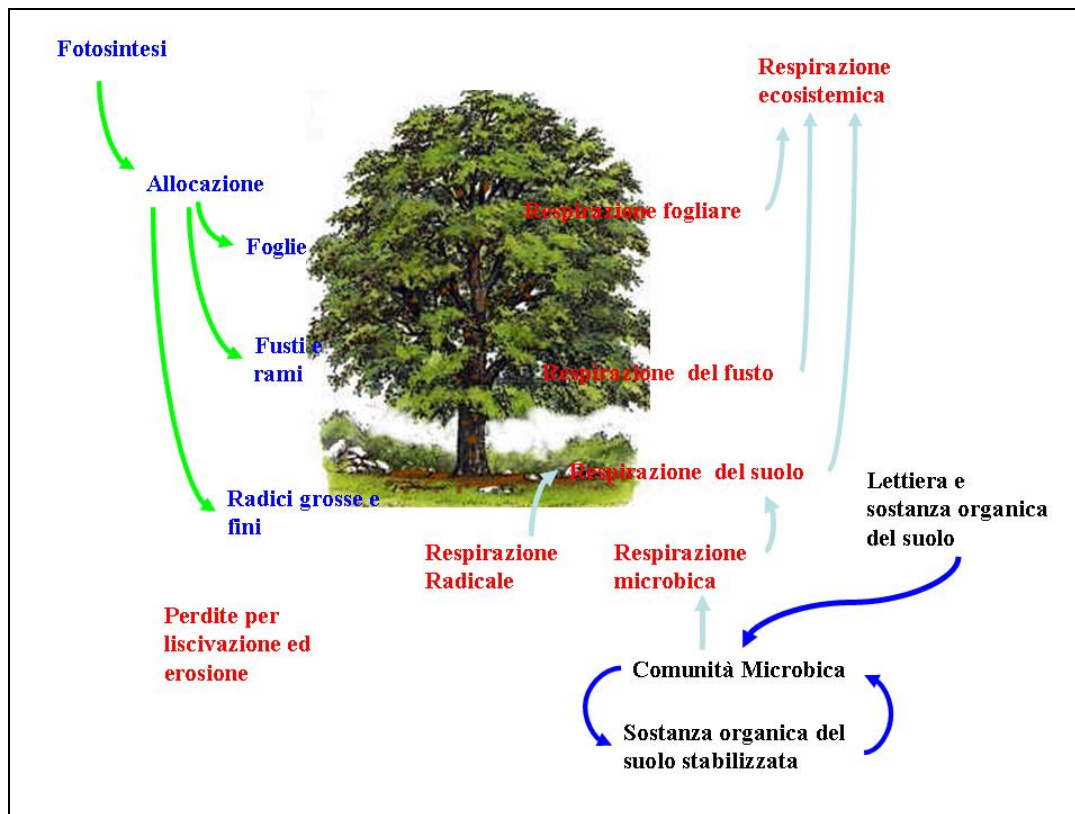


Figura 5: Ciclo del carbonio nei sistemi forestali.

L'importanza delle foreste nel ciclo globale del carbonio è stato sottolineato dal lavoro di Pan e colleghi (2011) che hanno stimato le quantità di carbonio assorbita a livello globale da questi ecosistemi. Usando dati inventariali e studi a lungo termine, hanno stimato che le foreste, tra il 1990 e il 2007, hanno assorbito 2.4 ± 0.4 petagrammi di carbonio all'anno (PgC anno^{-1}). Inoltre hanno stimato nelle aree tropicali una *source* di 1.3 ± 0.7 PgC anno^{-1} legata ai cambiamenti dell'uso del suolo, derivante da emissioni di 2.9 ± 0.5 PgC anno^{-1} dovuti alla deforestazione al netto di 1.6 ± 0.5 PgC anno^{-1} assorbiti dalla ricrescita. Il risultato finale ottenuto da Pan e colleghi (2011) è stato che le foreste tra il 1990 e il 2007 hanno assorbito 1.1 ± 0.8 PgC anno^{-1} .

A livello europeo Luyssaert e colleghi (2010) hanno stimato la produzione primaria netta e la produzione netta di bioma tra il 1990 e il 2005. Mediamente è stata stimata una NPP pari a 5.20 ± 0.75 $\text{MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ su una superficie boscata di 1.55×10^6 Km^2 (EU-25). La quantità di carbonio sequestrata nel medio lungo periodo è rappresentato dalla NBP, pari a 0.75 ± 0.20 $\text{MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, di questi il $29 \pm 15\%$ (0.22 $\text{MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) è sequestrato nei suoli forestali e il $71 \pm 15\%$ (0.53 $\text{MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) negli incrementi della biomassa legnosa.

A livello globale le foreste a alto tasso di naturalità, tra cui rientrano le vetuste, rivestono un ruolo importante nel ciclo del carbonio, infatti le foreste tropicali vergini (1392 Mha) rappresentano circa

il 70% della superficie forestale tropicale (1949 Mha), che corrisponde all'area più vasta dei biomi forestali naturali (circa 50%) (Pan et al., 2011).

Nella regione mediterranea le foreste sono sempre state utilizzate dalle popolazioni. Per questa ragione trovare foreste vetuste in questa area è molto raro e quei pochi lembi si trovano spesso all'interno di riserve e nelle zone montane più remote e inaccessibili.

Sebbene le foreste vetuste non siano comuni, possono essere utili per comprendere i meccanismi ecologicamente importanti, fornendo anche suggerimenti per la gestione delle altre.

1.2 Definizione di foreste vetuste

La prima volta che si parlò di foreste vetuste (*old-growth forest*) fu negli Stati Uniti durante gli anni settanta quando alcuni movimenti ambientalisti iniziarono a battersi per impedire l'abbattimento di maestose foreste, habitat di specie animali chiave come il gufo maculato. Fino ad allora il concetto di vetustà (in inglese *old growth*) possedeva esclusivamente connotati economici, essendo associato a quei popolamenti definiti in selvicoltura come "stramaturi" (Spies, 2004).

Ancora oggi dopo ben 40 anni la definizione di foreste vetuste non è ancora completamente condivisa. Hilbert e Wiensczyk (2007) hanno raccolto diverse definizioni, che si basavano su principi strutturali, funzionali, ecologici e socio economici (tab. 1).

Old-growth forests are made up of climax or sub-climax ecosystems where dominant trees are close or older than their age of physiological maturity. Unique to each biogeoclimatic region, the old-growth stage may be reached at different ages depending on the site, ecosystem, or dominant tree species (Duchesne 1994).
Old-growth forests contain these structural components: supercanopy trees, canopy trees, understorey trees, shrubs and saplings, decaying wood, ground cover, organic litter, pits and mounds, cavity trees, and snags (Ontario Ministry of Natural Resources 1999).
An old-growth forest, regardless of its history of land use, shows a specific and complex set of structural characteristics and associated organisms (Trombulak 1996).
Structural characteristics of old growth include: large trees; wide variations in tree sizes and spacing; accumulations of large, dead standing and fallen trees; broken and deformed tops; bole and root rot; multiple canopy; and understorey patchiness (Johnson <i>et al.</i> 1995).
Attributes most indicative of old-growth status in the Sub-Boreal Spruce zone (mc2) are stand age, numbers of large logs, regeneration density, and numbers of large snags (Burton and Coates 1996).
Old growth forests are structurally and biologically complex, multi-aged, and have a multi-layered canopy (MacKinnon 2003).
Old-growth forests are ecosystems with old trees and related structural attributes. Old growth typically differs from earlier stages in a variety of characteristics which may include tree size, accumulations of large dead woody material, number of canopy layers, species composition, and ecosystem function (White and Lloyd 1994).
Old growth is a forest that contains live and dead trees of various sizes, species composition, and age class structure that are part of a slowly changing but dynamic ecosystem (B.C. Ministry of Forests 1992, cited in Arseanult 2003).

Tabella 1: Elenco di definizioni di "old growth forest", tratto da Hilbert e Wiensczyk (2007).

Con l'intento di armonizzare le diverse definizioni, anche la FAO nel 2001 ha dato la propria. La definizione data è: “una foresta vetusta è una foresta primaria o secondaria che ha raggiunto un'età alla quale le strutture e le specie normalmente associate con le foreste primarie “vecchie” di quella tipologia hanno sufficientemente accumulato per essere un ecosistema forestale distinto dalle altre classi di età più giovani” (*An old-growth forest is a primary or a secondary forest which has achieved an age at which structures and species normally associated with old primary forests of that type have sufficiently accumulated to act as a forest ecosystem distinct from any younger age class*) (FAO, 2002).

Questa definizione risulta difficile da applicare per identificare le foreste vetuste semplicemente perché foreste primarie, della maggior parte delle tipologie, non esistono da molto tempo soprattutto in Europa.

In generale possiamo considerare una foresta vetusta come un ecosistema caratterizzato dalla presenza di alberi con età oltre quella della maturità fisiologica per quella data specie e dagli attributi strutturali collegati, che possono includere la dimensione delle piante e la sua variazione, l'accumulo di grandi quantità di legno morto, la stratificazione verticale e la composizione specifica (Spies, 2004). La vetustà delle foreste non può basarsi comunque solo sul fattore età ma deve anche tener conto delle dinamiche in atto nella stazione, perché non è possibile definire con precisione l'età di passaggio dalla maturità alla vetustà (Tyrrell, 1996). Inoltre, qualora una foresta vetusta abbia dimensioni sufficientemente ampie, alcune sue parti potrebbero, in seguito a disturbi, essere in rinnovazione ma la foresta manterrebbe, nel suo complesso, caratteristiche di vetustà.

Appare quindi più conveniente definire la vetustà in relazione ai processi che la caratterizzano, ossia la senescenza e la morte di alberi dominanti.

La morte di individui dominanti, spesso di grandi dimensioni, provoca due effetti immediati sull'ecosistema, l'accumulo di grandi quantità di necromassa e l'apertura di buche nella copertura (*canopy*) di dimensioni tali da non poter essere colmate, in breve, dalla crescita degli alberi circostanti. Queste aperture consentono ad una nuova coorte di occupare il biospazio disponibile, contribuendo alla progressiva eterogeneità della struttura per età e della struttura verticale e orizzontale.

Foreste precedentemente gestite che, per varie ragioni, non siano più utilizzate da diversi decenni, danno origine a popolamenti stramaturi, nei quali la mortalità dà avvio a processi che possono condurre ad uno stadio di vetustà, a cui è associato una progressiva eterogeneizzazione strutturale: la scalarità di questo processo protratta per un lungo periodo in assenza di disturbi di forte intensità può portare a foreste strutturalmente molto complesse anche alla scala di pochi ettari (Piovesan *et al.*, 2005).

A differenza delle foreste gestite in cui le dinamiche sono generalmente maggiormente influenzate dall'uomo che dai processi naturali, in quelle vetuste la forza che origina le varie dinamiche è rappresentata dai disturbi.

Con il termine “disturbo” si definisce ogni evento, dovuto a cause interne (endogeno) o esterne (esogeno), che alteri la struttura dell'ecosistema e la disponibilità di risorse al suo interno (White e Pickett, 1985). Il disturbo implica l'apertura di soluzioni di continuità nella volta arborea dovuto alla morte di alberi dominanti e codominanti e la loro sostituzione ad opera di nuovi individui. Il regime di disturbo di un ecosistema è definito in base a diverse componenti fondamentali (spaziali e temporali) che lo caratterizzano (White e Pickett, 1985):

- Tipo: riferito all'agente responsabile di disturbo (siccità, fuoco, galaverna, vento, valanghe);
- Severità: quantità di biomassa viva trasformata in necromassa;
- Intensità: unità fisica della forza espressa da ciascun agente durante un singolo evento (p.e., Joule/ha per un incendio o km/h per il vento);
- Tempo di ritorno: tempo medio che intercorre tra due eventi di disturbo successivi;
- Tempo di rotazione: tempo necessario affinché tutta la superficie occupata da un popolamento sia completamente sostituita da nuovi individui secondo il regime di disturbo medio.

A questo punto possiamo considerare un disturbo come origine di un nuovo ciclo dinamico della foresta che passerà attraverso vari stadi. Un gran numero di modelli evolutivi sono stati sviluppati per descrivere questo tipo di dinamiche, (Emborg *et al.*, 2000; Franklin *et al.* 2002). Seguendo la classificazione di Emborg (2000) a livello di coorte, ossia gruppo di individui coetanei, abbiamo 5 stadi:

1. rinnovazione; corrisponde alla colonizzazione dello spazio libero da parte di nuovi individui;
2. aggradazione; inizia quando la rinnovazione ha superato la competizione della vegetazione circostante, durante questa fase c'è competizione laterale in seguito al contatto tra le chiome;
3. prima fase biostatica; corrisponde allo sviluppo della struttura sociale, quando la coorte raggiunge il piano più alto;
4. seconda fase biostatica; è lo stadio in cui le piante sono divenute vecchie e più sensibili ai danni biotici ed abiotici;
5. degradazione; con morte degli individui dominanti, che permette nuovamente l'inizio del ciclo.

Se il disturbo è di forte entità il ciclo può avvenire a livello di intero soprassuolo come riporta Frelich (2002):

1. colonizzazione (stadio corrispondente alla fase di rinnovazione);
2. autodiradamento (stadio corrispondente alla fase di aggradazione);
3. transizione demografica, in cui la degradazione della coorte dominante apre buche che, non suturabili per crescita laterale, favoriscono l'insediamento di una nuova coorte (disetaneizzazione con struttura verticale bistratificata);
4. multicoorte, in cui la progressiva apertura di buche genera disetaneità avanzata ed elevata eterogeneità strutturale (foresta pluristratificata).

A meno di grandissimi disturbi (*stand replacing disturbances*, vasti incendi, tempeste di vento), tutti questi stadi si alternano continuamente nelle foreste vetuste, sia a livello temporale che spaziale.

Nella particolare situazione italiana, una distinzione fondamentale è tra foreste vetuste primarie e secondarie (Frelich 2002).

Le *foreste vetuste primarie* sono quelle in cui struttura e dinamiche attuali sono legate esclusivamente a processi naturali. Esse sono caratterizzate da un'elevata *eredità naturale*, costituita da disturbo e rinnovazione naturale protratti nel tempo, testimoniata da fonti storiche e paleoecologiche. Le *foreste vetuste secondarie*, invece, portano ancora al loro interno (nella composizione e struttura del bosco, e anche nella crescita degli alberi) i segni del passato impatto antropico, inteso come gestione forestale storica. Così, ad esempio, l'abbandono delle pratiche selvicolturali condurrà una fustaia coetaneiforme verso una foresta vetusta secondaria quando nelle buche, generatesi in seguito a disturbi naturali, si sarà insediata una nuova coorte (stadio di transizione demografica).

Quindi, con il tempo, il popolamento potrà evolversi a fustaia (vetusta) secondaria multicoorte e poi a fustaia primaria multicoorte quando saranno morti gli alberi del ciclo più vecchio che si erano insediati in seguito ai trattamenti selvicolturali. Si intuisce che i tempi di rinaturalizzazione di un ecosistema forestale sono estremamente lunghi (da alcuni secoli fino a superare in alcuni casi il millennio).

1.3 Foreste vetuste e ciclo del carbonio

Negli anni '60, Eugene Odum (1969), rifacendosi al concetto di omeostasi cioè la capacità di autoregolarsi raggiunta dagli ecosistemi maturi, propose la teoria secondo la quale le foreste stramature o vetuste erano da considerarsi neutrali dal punto di vista del ciclo del carbonio. In queste foreste, secondo Odum, la componente attiva del bilancio del carbonio (produttività primaria) era bilanciata dalle componenti passive (respirazione dell'ecosistema) (Odum, 1969).

Questa ipotesi, ritenuta convenzionalmente valida per 40 anni, è stata messa in discussione dagli sviluppi recenti di alcuni settori della ricerca in ecologia forestale.

Nel 2004 Pregitzer e colleghi hanno effettuato uno studio, basato su dati di letteratura, che metteva in relazione l'età delle foreste con vari parametri descrittivi del ciclo del carbonio (figg.6- 7).

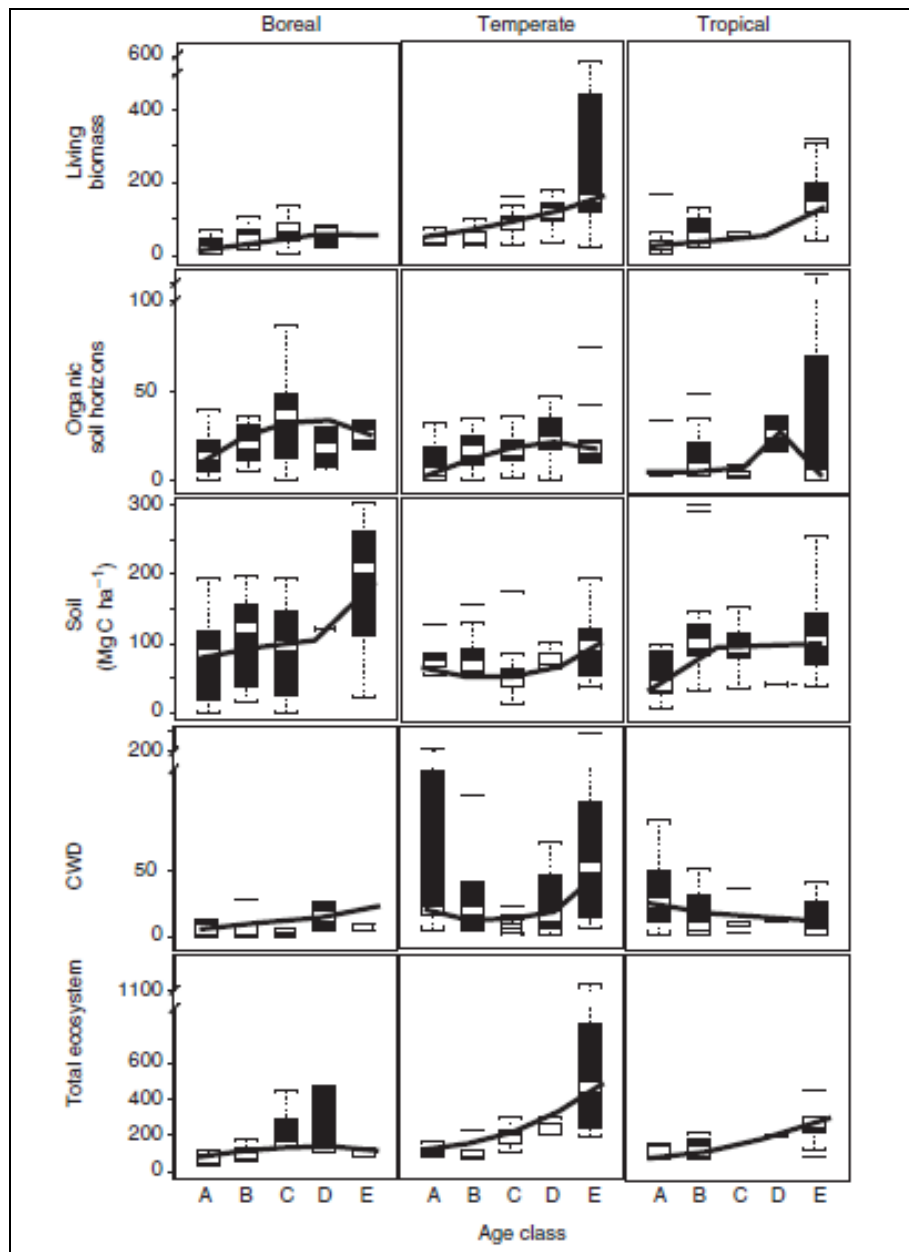


Figura 6: Variazione nei pool (MgC ha⁻¹) della biomassa viva, orizzonte organico del suolo, suolo, legno morto (CWD), e carbonio totale dell'ecosistema negli ecosistemi boreali, temperati e tropicali. Le classi di età in anni sono le seguenti: per gli ecosistemi boreali, A 50–30; B 31–70, C 71–120; D 121–200; E >200, e per quelli temperati e tropicali, A 0–10; B 11–30; C 31–70; D 71–120; E 121–200. (tratto da Pregitzer et al., 2004)

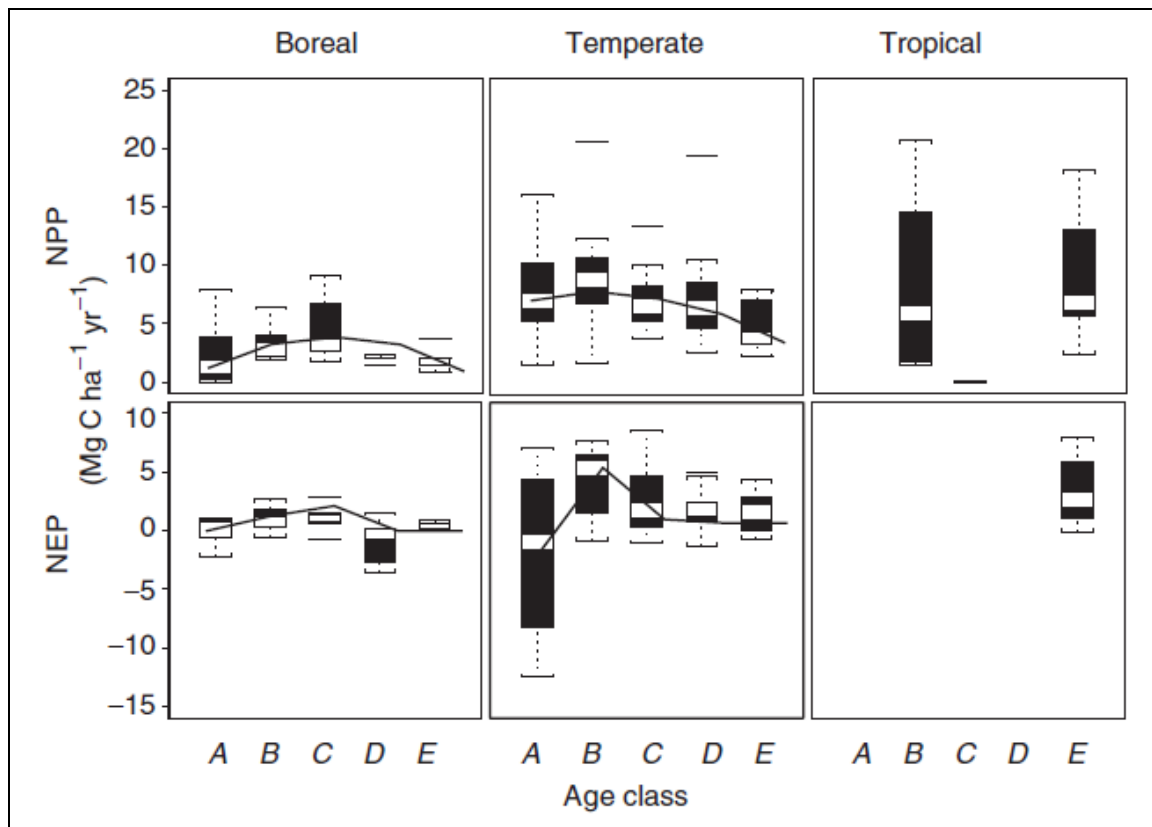


Figura 7: Variazione nella NPP e NEP ($\text{Mg C ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$) della biomassa viva, orizzonte organico del suolo, suolo, legno morto (CWD), e carbonio totale dell'ecosistema negli ecosistemi boreali, temperati e tropicali. Le classi di età in anni sono le seguenti: per gli ecosistemi boreali, A 50–30; B 31–70; C 71–120; D 121–200; E >200, e per quelli temperati e tropicali, A 0–10; B 11–30; C 31–70; D 71–120; E 121–200. (tratto da Pregitzer et al., 2004)

Lo studio ha messo in evidenza come nei biomi boreali e temperati la NPP, dopo una fase iniziale di crescita (sino a pre-maturità o maturità) decresca con l'avanzare dell'età delle foreste. Differentemente, la produttività netta a scala di ecosistema (NEP) dopo una crescita sembra stabilizzarsi (fig. 7). A livello di biomassa e sostanza organica nei suoli, l'accumulo risulta comunque maggiore ad età avanzate (fig. 6).

Come mostra la figura 8, la respirazione eterotrofa, legata alla decomposizione, diminuisce con il passare degli anni, in tutti i biomi forestali e dipende essenzialmente dall'intensità dei disturbi (Pregitzer et al., 2004).

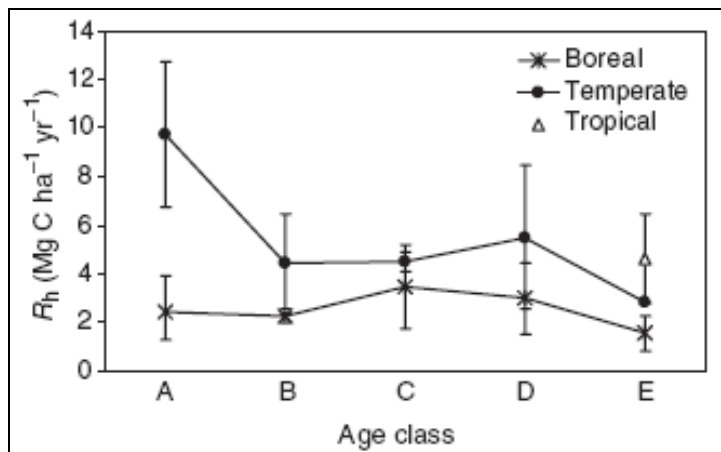


Figura 8: respirazione eterotrofa Le classi di età in anni sono le seguenti: per gli ecosistemi boreali, A 50–30; B 31–70, C 71–120; D 121–200; E >200, e per quelli temperati e tropicali, A 0–10; B 11–30; C 31–70; D 71–120; E 121–200. (tratto da Pregitzer et al., 2004)

Poiché la NPP e la respirazione eterotrofa (fig. 8) declinano con l'età delle foreste, anche la respirazione ecosistemica, la cui componente autotrofa dipende dalla NPP, si riduce con l'avanzare dell'età delle foreste. Dato che la respirazione del suolo è dominata dalla respirazione radicale e dalla respirazione microbica legata alla componente labile del carbonio (C) organico (Zak & Pregitzer, 1998; Hogberg et al., 2001) non c'è ragione di aspettarsi che le foreste più vecchie presentino sistematicamente tassi di respirazione ecosistemica più elevati, tali da annullare la loro produttività netta come ipotizzato da Odum (1969), o da renderli emettitrici (*source*) di carbonio.

Schulze et al. (2000) riportano che in un crescente numero di studi è dimostrato che gli ecosistemi forestali non raggiungono un equilibrio tra assimilazione e respirazione, e agiscono come assorbitori (*sink*) attivi fino ad età elevate, affermando che questo sia dovuto al fatto che il ciclo del carbonio è guidato dal turn over delle foglie e delle radici, che continueranno a contribuire a una parte stabile del carbonio organico nel suolo (Schulze et al., 2000).

In questo contesto si inserisce lo studio di pubblicato su Science da Zhou e colleghi nel 2006 nel quale si è misurata la dinamica del carbonio nel suolo di una foresta di 400 anni in Cina. Lo studio ha dimostrato che nel corso di 24 anni c'è stato un accumulo medio di carbonio nel suolo di 0.6 tonnellate ad ettaro all'anno (Zhou et al., 2006).

Un altro studio che rafforza la tesi della capacità di accumulo delle foreste vetuste, almeno nelle condizioni attuali, è quello pubblicato su Nature da Luyssaert e colleghi nel 2008.

Questa ricerca, che si è basata su 519 osservazioni distribuite tra foreste boreali e temperate, riporta un declino della NPP dopo i 100 anni di età (fig. 9.c) che potrebbe essere parzialmente attribuito a presenza, assenza o diverse intensità di gestione ma soprattutto a differenze nella storia dei disturbi tra foreste gestite e non gestite (Luyssaert et al., 2008). In ogni caso, nonostante la diminuzione

della produzione primaria netta, la produttività netta dell'ecosistema (NEP) è positiva (*sink*) anche in foreste che raggiungono 500 e più anni di età, tranne pochi casi (fig. 9.a).

Inoltre è da osservare come il rapporto $Rh: NPP$ mostri valori minori di uno, che corrispondono ad un accumulo di C nell'ecosistema (fig. 9.b).

I risultati del lavoro di Luyssaert e colleghi evidenziano che il ruolo delle foreste vetuste nell'accumulo di carbonio è stato nel passato sottovalutato.

Sempre nello stesso studio è riportato che le foreste vetuste, che rappresentano circa un terzo delle foreste del pianeta e circa il 50% delle temperate e boreali (soprattutto concentrate nella fascia boreale poiché tra le foreste temperate dell'emisfero nord ne sono rimaste solo piccoli lembi), immagazzinano 1.3 ± 0.5 Gt di carbonio all'anno.

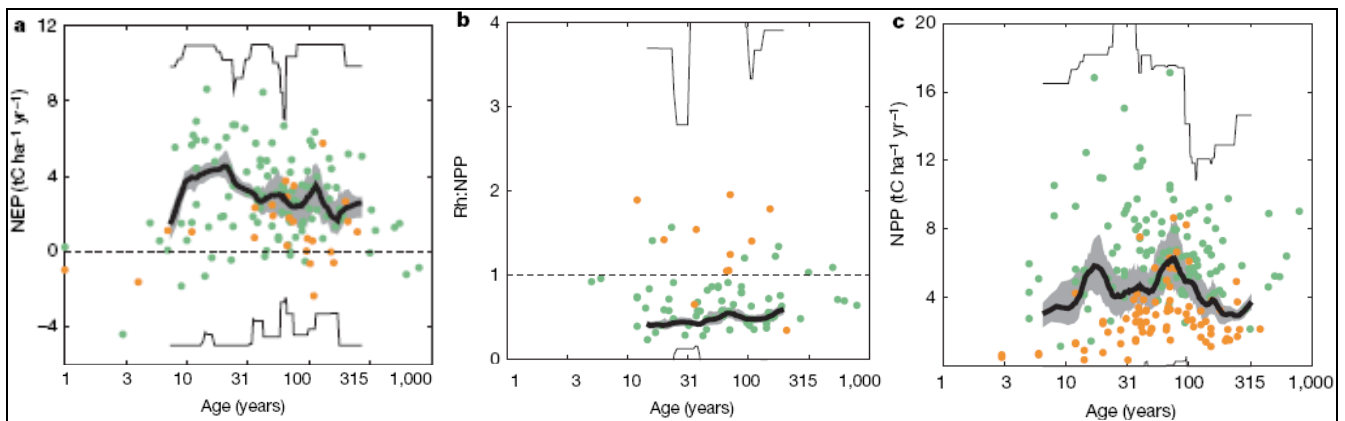


Figura 9: a, NEP vs età; valori positive indicano assorbimento di carbonio, valori negativi emissioni di carbonio; b, rapporto tra respirazione eterotrofa e NPP vs età, $Rh:NPP < 1$ indicano assorbimento di carbonio; c, NPP vs età (tratto da Luyssaert et al, 2008).

1.4 Obiettivi

Si è ritenuto quindi interessante dal punto di vista dell'ecologia forestale approfondire le conoscenze riguardo l'accumulo di carbonio e la produttività delle foreste vetuste italiane, concentrandosi sulle faggete dato che questo tipo di ecosistema forestale è diffuso sugli Appennini e sulle Alpi, dal Sud al Nord, rende possibili studi con approccio a "transetto" ed è quello maggiormente rappresentato nel nostro patrimonio forestale nazionale (1'035'103 ha, INFC, 2005). Nel nostro studio sono state considerate 11 faggete di cui 7 vetuste e 4 gestite, distribuite tra le Alpi Orientali ed il Centro Italia. Gli obiettivi dello studio sono stati :

- la caratterizzazione strutturale dei siti
- la stima dei pool di carbonio nelle diverse componenti dell'ecosistema, inclusi i suoli
- la stima della NPP totale
- il confronto tra siti vetusti e gestiti, per valutare il ruolo della gestione
- la valutazione dell'influenza dei fattori ambientali e strutturali sui pool e sulla produttività

Lo studio si è inserito in un progetto di interesse nazionale (PRIN) del bando 2007 dal titolo *"Cambiamenti climatici e foreste - Risposte dendroecologiche ed ecofisiologiche, produttività e bilancio del carbonio in una rete nazionale di foreste vetuste di faggio"* coordinato dal Prof. Gianluca Piovesan dell'Università degli Studi della Tuscia di Viterbo, nel quale la seconda unità di ricerca è stata presso l'Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale del Consiglio Nazionale delle Ricerche. Il progetto si è svolto tra Settembre 2008 e Settembre 2010 con alcune delle attività proseguite anche nel 2011.

2 Materiali e metodi

2.1 I siti

Con l'ottica di creare una rete Nord –Sud, sono state individuate faggete vetuste del centro Italia e del Friuli, e nelle loro vicinanze sono state individuate delle foreste gestite (fig. 10), situate più o meno alla medesima quota (tab. 2).

Nella regione Alpina sono stati selezionati quattro siti, due vetusti e due gestiti, localizzati nelle Alpi Carniche (Friuli-Venezia Giulia, Udine), dove la faggeta è il tipo forestale dominante.

Entrambi i siti vetusti (Lateis, Timau, Udine) sono situati sopra piccoli paesi in situazioni di pendenza molto elevata (in molti casi oltre il 70%), e per questa ragione sono stati storicamente protetti dal taglio per mantenere la funzione di protezione (“boschi banditi”; Di Filippo et al., 2007); vista l'importanza, la loro proprietà è pubblica fin dal sedicesimo secolo, quando erano gestiti dalla Repubblica di Venezia (Paiero et al., 1975).

Entrambi i siti gestiti ricadono nel territorio della frazione di Illegio (Tolmezzo, Udine), sono storicamente sottoposti a gestione e differiscono tra di loro per la quota (tab. 2).

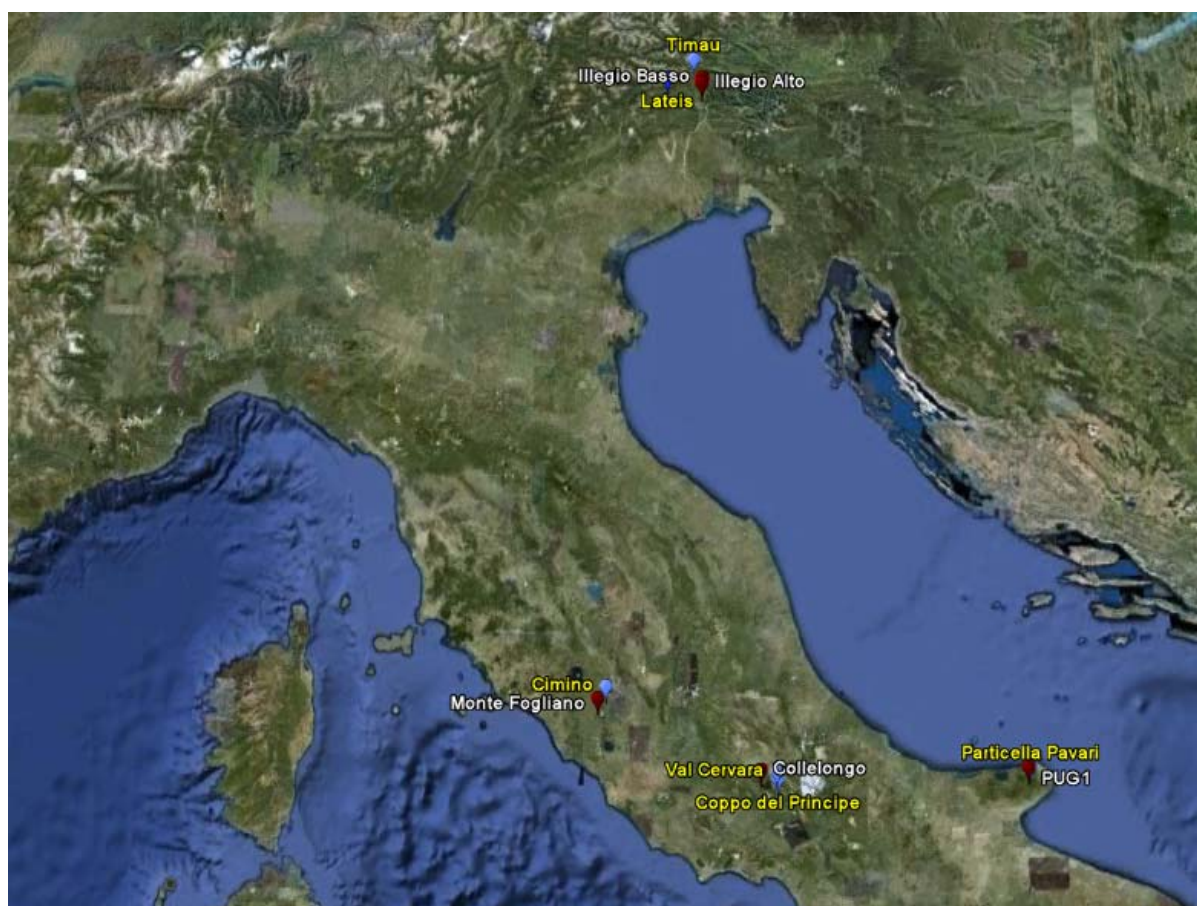


Figura 10: siti campionati, in bianco le faggete gestite, in giallo le vetuste.

Sito	Località	Latitudine (°)	Longitudine (°)	Altitudine(m s.l.m.)	età5
Lateis	Sauris (Ud)	46.4215	12.7489	1300	132
Illegio Alto	Tolmezzo(Ud)	46.4594	13.082	1450	371
Timau	Paluzza (Ud)	46.4593	13.0045	950	138
Illegio Basso	Tolmezzo(Ud)	46.5836	13.0857	1150	348
Fogliano	Vetralla (Vt)	42.4083	12.1344	1000	158
Cimino	Soriano al C. (Vt)	42.3253	12.2033	1000	202
Collelongo	Collelongo (Aq)	41.8495	12.2033	1550	120
Coppo del Principe	Pescasseroli (Aq)	41.7883	13.7381	1625	376
Val Cervara	Villavallelonga (Aq)	41.8690	12.1344	1700	479
PUG1	Monte S.Angelo (Fg)	41.8197	15.9875	800	90
Particella Pavari	Monte S.Angelo (Fg)	41.8235	16.0032	800	209

Tabella 2: localizzazione dei siti di studio, età5 è pari alla media delle età delle 5 piante più vecchie carotate.

In Italia centrale sono stati campionati 7 siti, 4 vetusti e 3 gestiti. Lungo la penisola i lembi di foreste vetuste primarie sono generalmente trovati a quote elevate (Piovesan et al., 2005), mentre è più facile trovare foreste vetuste secondarie, la cui protezione è legata al loro valore estetico e socio-culturale (es. Monte Cimino). Le foreste vetuste di Val Cervara e Coppo del Principe (Villavallelonga e Pescasseroli, L'Aquila) si trovano all'interno del Parco Nazionale d'Abruzzo-Lazio - Molise. Entrambi i siti sono posti a quote elevate e difficili da raggiungere, e proprio per questo non sono state interessate dai tagli che nel dopo guerra hanno riguardato l'area in cui si trovano. Val Cervara è una foresta primaria multicoorte (Frelich, 2002), con struttura disetanea, in questo sito sono state ritrovate le piante più vecchie di faggio conosciute nell'emisfero nord (più di 500 anni, Piovesan et al., 2005). Coppo del Principe è molto vicino al sito precedente, ha caratteristiche strutturali simili, con molti individui senescenti o morenti.

Queste foreste vetuste sono state confrontate con la particella forestale di Collelongo (AQ) in cui ricade il sito LTER Selva Piana che comprende anche l'area di monitoraggio permanente CONECOFOR ABR1. La scelta è ricaduta su tale area per la grande quantità di dati disponibili a partire dai primi anni '90 (Matteucci et al., 1999). Questo sito è da considerarsi come una fustaia di transizione in età molto avanzata, gli ultimi interventi si sono avuti verso la fine degli anni '70.

Il sito del Cimino (Soriano nel Cimino, Viterbo) è situato alla sommità dell'omonimo monte, è stato per lungo tempo gestito con basse densità per permettere il pascolo. Nel 1949 sotto la spinta delle comunità locali, visto il grande valore estetico e socio-culturale, sono cessati gli interventi culturali (Lo Monaco, 1983). Da allora non sono stati effettuati tagli e attualmente la foresta può essere inquadrata in una fase di transizione demografica, nella quale sta passando da un singolo strato dominante delle coperture a una struttura multicoorte (Frelich, 2002).

Nei pressi del Cimino è stato individuato il sito del Monte Fogliano (Viterbo) storicamente gestito.

Nella Foresta Umbra sono stati individuati due siti, quello vetusto della Particella Pavari e uno gestito, situato nei pressi dell'area permanente di monitoraggio CONECOFOR PUG1 (Monte Sant'Angelo, Foggia).

La particella Pavari ha un'estensione di circa 5 ha ed è stata installata nei primi anni del secolo scorso per motivi di ricerca. Da allora è diventata una sorta di riserva integrale. Al suo interno cominciano ad essere presenti i processi e i fattori strutturali di una foresta vetusta, come l'apertura di grosse buche, l'aumento della quantità e della dimensione del legno morto, l'insediamento di rinnovazione, sono molto ben visibili. Il sito di confronto è quello di PUG1 una faggeta ad agrifoglio di circa 90 anni.

2.2 Analisi strutturali

I rilievi strutturali sono stati condotti all'interno di aree di saggio circolari con raggio di 20 metri. Le aree sono state posizionate in maniera sistematica in modo da coprire in modo uniforme l'area delle foreste. La distanza media tra le aree è stata di circa 100 metri. Ne sono state rilevate da 4 a 6 per ognuna delle foreste studiate.

All'interno delle aree di saggio sono state cavallettate tutte le piante di diametro maggiore di 2.5 cm, e per ciascuna è stata misurata la distanza e l'azimuth dal centro (coordinate polari) e ne è stato identificato lo stato sociale. Inoltre sono state misurate le altezze di un numero rappresentativo di piante per la costruzione della curva ipsometrica e prelevate carote per analisi dendrocronologiche e auxometriche.

La diversità strutturale è stata caratterizzata utilizzando 2 indici.

Il *Weighted Evenness index* (Merino et al, 2007) è una versione modificata del comune *Evenness index*, nel quale sono inclusi i valori di altezza, perché la diversità strutturale di un soprassuolo dipende sia dalla distribuzione dei diametri che delle altezze (Weber, 2000). Il valore di questo indice aumenta con l'aumentare con il numero delle classi diametriche e l'eterogeneità delle altezze.

Il coefficiente di Gini (Gini, 1912) (fig. 11) è una misura dell'eterogeneità, è stato originariamente applicato da Gini per valutare la disuguaglianza della distribuzione della ricchezza e dei guadagni (Sen, 1973). In seguito è stato anche applicato come misura della gerarchia della dimensione nelle popolazioni di piante (Weiner and Solbrig, 1984). Poiché il valore varia da zero ad uno, l'indice è facile da interpretare. Il calcolo del coefficiente di Gini richiede che tutte le piante vengano riportate in un database in ordine crescente di area basimetrica. Il coefficiente di Gini quantifica la deviazione dalla perfetta uguaglianza, ed è uguale a zero quando tutte le piante sono di dimensioni

simili, e un massimo teorico di uno in una infinita popolazione nella quale tutti gli alberi hanno valore prossimo allo zero eccetto uno.

Attraverso una serie di analisi cluster abbiamo cercato di verificare quale parametro dendrometrico potesse essere utilizzato come indice di vetustà. In particolare si è voluto testare la capacità dell'indice dQuant85 di discriminare i boschi gestiti e vetusti, rispetto ad indici strutturali riportati da Ziaco e colleghi (in stampa). L'indice dQuant85 rappresenta il diametro oltre il quale è compresa una quota del 15% dell'area basimetrica. In altri termini è il diametro corrispondente allo 0,85 quantile o all'ottantacinquesimo percentile della distribuzione dell'area basimetrica.

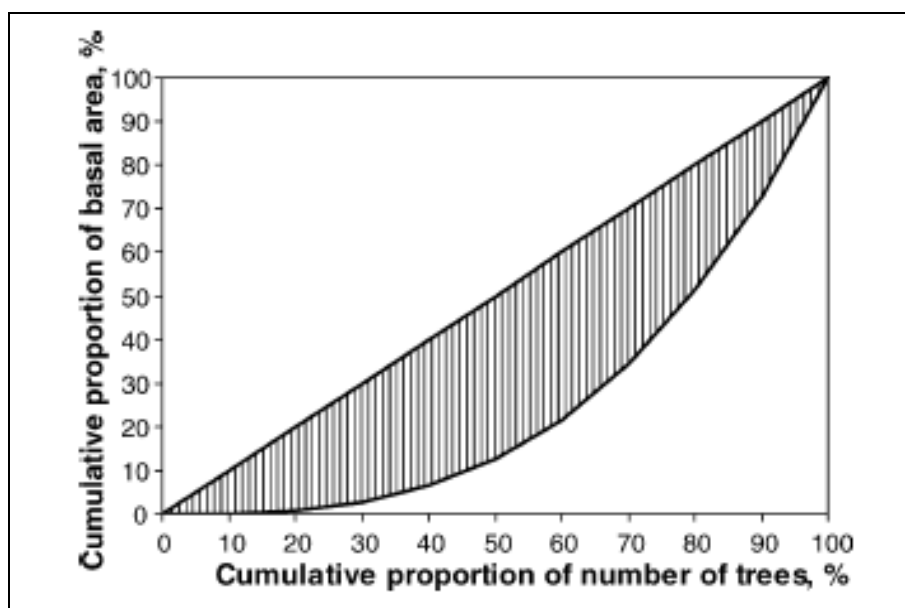


Figura 11: rappresentazione grafica del coefficiente di Gini. La linea superiore rappresenta una situazione dove tutti gli alberi sono di taglia uguale (assoluta uguaglianza), mentre quella inferiore rappresenta una situazione con una certa diversità nella dimensione delle piante. L'area tra le due linee rispetto all'area totale sotto la diagonale è uguale al valore del coefficiente di Gini.

2.3 La stima della necromassa e del suo contenuto di carbonio

All'interno delle aree di saggio è stato fatto un rilievo del legno morto.

La necromassa è stata divisa in materiale in piedi (*Snag*), materiale caduto a terra (*Log*) con diametro medio >10 cm e detriti fini con diametro compreso tra 2 e 10 cm e ceppaie.

In ogni area sono stati rilevati il numero, la distribuzione diametrica e la posizione degli *Snag*, *Log* e delle ceppaie, dove presenti.

Il volume delle piante morte in piedi intatte è stato stimato come se fossero piante vive, quello delle troncate è stato calcolato secondo la formula

$$V = g * h$$

dove g rappresenta l'area basimetrica e h l'altezza di troncatura.

Per il materiale a terra di diametro maggiore di 10 cm il volume è stato calcolato secondo la formula di Huber (Fridman and Walheim, 2000):

$$V = s_{0.5} * l$$

dove $s_{0.5}$ rappresenta l'area della sezione mediana e l è la lunghezza del pezzo.

Il volume delle ceppaie è stato calcolato moltiplicando la superficie superiore per l'altezza.

La componente fine della necromassa è stata stimata attraverso il metodo del *line-intercept* (transetti lineari) (Van Wagner, 1968). In ogni sito sono stati fatti da un minimo di 3 ad un massimo di 6 transetti lunghi ciascuno 50 m.

Secondo questo metodo il volume per unità di superficie ($m^3 m^{-2}$) è:

$$V = 9.869 * \sum d^2 / 8L$$

dove d è il diametro del pezzo intercettato dalla linea (m), e L è la lunghezza della linea (m).

A ciascun elemento rilevato è stato assegnato una classe di decadimento che corrisponde ad una determinata densità basale:

- Classe I, 100% della densità basale del legno (per il faggio, $0.6 Mg m^{-3}$);
- Classe II, 66% della densità basale ($0.396 Mg m^{-3}$);
- Classe III, 33% della densità basale ($0.198 Mg m^{-3}$).

L'assegnazione della densità basale è stata fondamentale per passare dal volume del legno morto alla necromassa, che moltiplicata per il contenuto percentuale di Carbonio ci ha permesso di stimare la quantità di carbonio contenuto in questo comparto dell'ecosistema.

Il contenuto di carbonio è stato misurato su un campione di materiale raccolto nel sito di Collelongo per ogni classe di decadimento, pari a:

- Classe I, $0.4694 g g^{-1}$ di C
- Classe II, $0.4778 g g^{-1}$ di C
- Classe III, $0.4702 g g^{-1}$ di C

2.4 Stima della biomassa legnosa e del suo contenuto di carbonio

Per le piante di piccole e medie dimensioni sono state utilizzate equazioni (tab. 3) costruite per il sito di Collelongo che permettono di stimare la biomassa dei diversi comparti della pianta (Masci, 2002).

Queste equazioni sono state costruite attraverso campionamenti distruttivi, effettuati nel 1992, 1995, 1996 e nel 1999, su 41 piante che coprivano un range diametrico da 5 a 40 cm.

Tipo di equazione $y=ad^b$		
Variabile dipendente	Parametri	R ²
Fusti	a 283.734 b 2.134	0.956
Rami	a 61.897 b 2.087	0.882
Foglie	a 4.805 b 2.092	0.886
Ceppaie	a 5.592 b 2.696	0.981
Radici d >2,5 cm	a 1.7125 b 2.991	0.863
Radici 2,5<d<1,5 cm	a 0.568 b 2.991	0.974
Radici 1,5<d<0,5 cm	a 175.984 b 1.231	0.793

Tabella 3: equazioni allometriche per la stima delle componenti della biomassa.

Per le piante di grosse dimensioni, che vanno ben oltre il range di applicazione delle sopra citate equazioni, ne sono state create di nuove ad hoc.

Le funzioni allometriche sono state costruite su un campione di 16 piante provenienti da 4 diverse foreste vetuste(5 in Val Cervara, 5 a Coppo del Principe, 3 a Timau e 3 nella Foresta Umbra) di diametro compreso tra 32 e 114 cm di diametro.

Le grandi dimensioni delle piante, che si trovavano in aree protette o difficili da raggiungere, rendevano il campionamento distruttivo impossibile. Per ovviare a questo problema è stata messa a punto una metodologia che integrava un campionamento non distruttivo, effettuato attraverso il *tree climbing*, e i vantaggi della statistica Randomized Branching Sampling (R.B.S., Bascietto et al., 2012).

Sulle piante scelte sono stati misurati i diametri del fusto a varie altezze e il diametro all'inserzione dei rami, che venivano inoltre numerati progressivamente.

I diametri del fusto sono serviti per la cubatura dello stesso per sezioni, mentre i diametri dei rami sono utilizzati come dati di partenza del RBS per la stima del volume della chioma.

Considerando V il volume totale dei rami, questo valore può essere stimato come dall'equazione seguente:

$$V = \sum_{i=1}^N V_i$$

dove V_i è il volume dell'iesimo ramo.

La tecnica Randomised Branching Sampling permette di ottenere un estimatore *unbiased* $\hat{V}$ per V, definito come:

$$\hat{V} = V_i / q_i,$$

Dove V_i è il ramo selezionato e q_i la probabilità di selezione condizionata, che è legata al diametro dei rami dalla seguente relazione (Bascietto et al., 2012)

$$q_i = \frac{d_i^{2.5}}{\sum_{i=1}^N d_i^{2.5}}$$

I principali vantaggi di questa metodologia è la rapidità di misurazione e la possibilità di stimare anche l'incertezza della stima che diminuisce con l'aumentare del numero di rami estratti.

La stima della biomassa radicale della piante di grosse dimensioni è stata effettuata utilizzando le equazioni allometriche di Collelongo, dato che non potevano essere estratti gli apparati radicali di piante grosse. La scelta di tali funzioni è stata giustificata dal confronto dei risultati con quelli ottenuti utilizzando altre relazioni allometriche trovate in letteratura (tab. 4). Dal confronto è emerso che i risultati ottenuti con le diverse equazioni non sono significativamente differenti ($P = 0.266$) giustificando l'uso della relazione allometrica realizzata a Collelongo su sei piante (Masci, 2002).

Tipo di equazione	Parametri	R ²	Referenza
$\ln(Y)=a+b\ln(DBH)$	a b	-3.8219 2.5382	0.99 Le Goff et Ottorini (2001)
$\ln(Y)=a+b\ln(DBH)$	a b	-4 2.32	0.94 Bolte et al.(2004)
$\ln(Y)=a+b\log(DBH)$	a b	-1.66 2.54	0.99 Zianis et al.(2005)
$\ln(Y)=a+b\log(DBH)$	a b	-2 2.7	0.98 Zianis et al.(2005)
$\ln(Y)=a+b\log(H*DBH^2)$	a b	-2.8434 1.104	- Zianis et al.(2005)

Tabella 4: equazioni allometriche per la stima della biomassa radicale,

Per la stima del contenuto di carbonio dei rami e del fusto è stata utilizzata una concentrazione pari a 47.58% mentre per le radici grosse una concentrazione di 46.56% rilevate in faggete dal progetto CANIF (Bauer et al., 2000).

2.5 Stima della biomassa fogliare

La stima della biomassa di foglie (equivalente, in boschi decidui, alla produzione annuale) è stata effettuata utilizzando le relazioni allometriche create per il sito di Collelongo.

L'affidabilità di tale metodo è stata testata confrontando i risultati di questa equazione e di altre trovate in letteratura (tab. 4) con i valori di produzione ottenuti attraverso la raccolta della lettiera del sito CONECOFOR PUG1 (Cutini, 2002), del sito di Collelongo e con i risultati ottenuti attraverso le misure di LAI nel sito del Cimino.

La biomassa fogliare misurata nel sito di PUG1 non è significativamente diversa quando i valori sono ottenuti utilizzando le equazioni di Collelongo (ANOVA, $P = 0.869$) e le equazioni 4 (ANOVA, $P = 0.541$), 5 (ANOVA, $P = 0.189$) ed 8 (ANOVA, $P = 0.981$) (fig. 12).

Tipo di equazione	Parametri	R ²	Referenza
1 $Y=a*DBH^b$	a 0.0145 b 1.9531	0.89	Santa Regina et al. (1997)
2 $Y=a+b*DBH^c$	a 0.375 b 0.0024 c 2.517	0.906	Bartelink (1997)
3 $Y=a*DBH^b*h^c$	a 0.0167 b 2.951 c -1.101	0.923	Bartelink (1997)
4 $Y=a*DBH^b$	a 0.00007 b 3.282	0.959	Calamini et al.(1988)
5 $Y=a*g$	a 0.006	0.88	Grote (2002)
6 $Y = p1 * e^{(p2*g)}$	p1 0.498 p2 0.0031	0.94	Grote (2002)
7 $\ln Y=a+b\ln DBH$	a -4.8599 b 2.1935	0.95	Zianis et al.(2005)
8 $y=aDBH^b$	a 0.00295 b 2.43854	0.956	Zianis et al.(2005)
9 $y=a*DBH^b*h^c$	a 0.02408 b 3.04567 c -1.51571	0.961	Zianis et al.(2005)
10 $y=a*DBH^b*h^c$	a 0.0167 b 2.951 c -1.101	0.923	Zianis et al.(2005)

Tabella 5: equazioni allometriche per la stima della biomassa fogliare del faggio

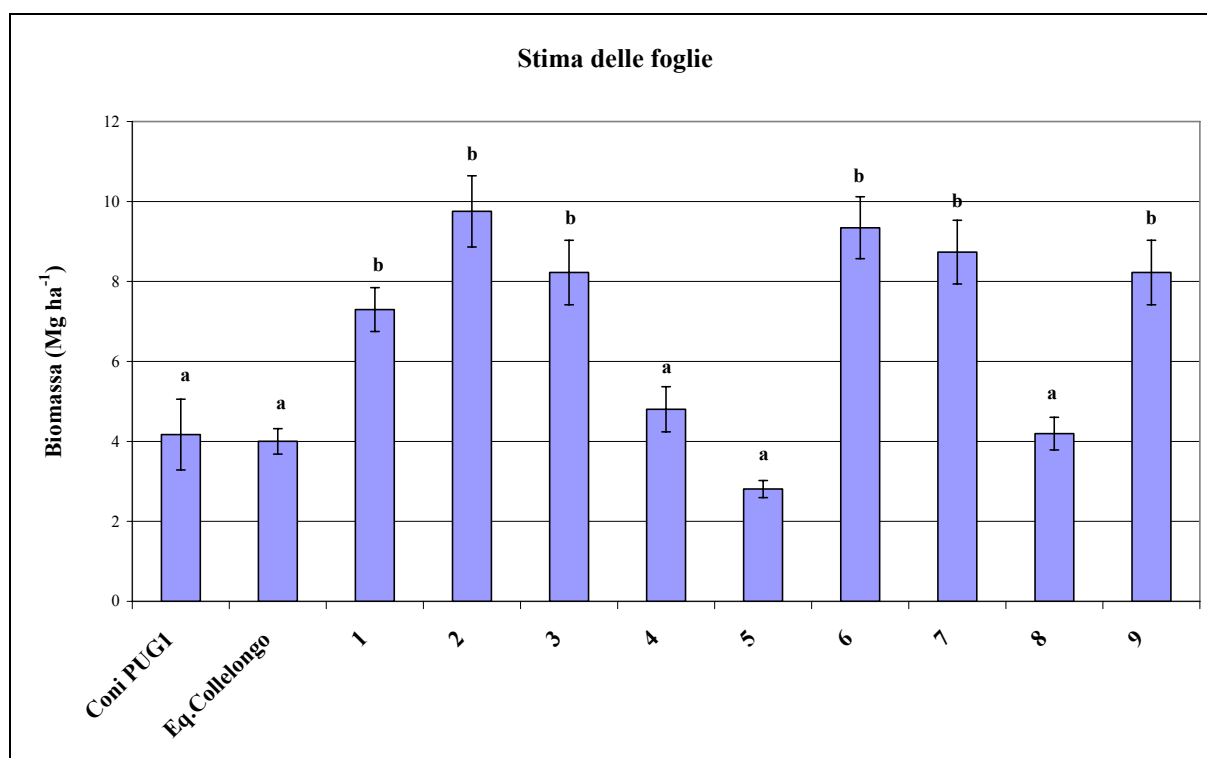


Figura 12: confronto tra i risultati delle varie equazioni, differenze significative sono indicate da lettere diverse (ANOVA, $\alpha=0.05$).

Nella seconda prova i risultati stimati con le equazioni di Collelongo sono stati confrontati con quelli ottenuti utilizzando il LAI2000. Nel sito del Cimino è stato stimato un LAI pari a $5.99 \pm 0.34 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, che moltiplicato per un valore di LMA (*leaf mass per area*) pari a 0.65 Kg m^{-2} , restituisce un valore di biomassa fogliare pari a $3.902 \pm 0.224 \text{ Mg ha}^{-1}$. Per lo stesso sito le equazioni allometriche di Collelongo hanno dato un risultato pari a $4.121 \pm 0.149 \text{ Mg ha}^{-1}$, questi due valori non risultano significativamente differenti (t-test, $P = 0.411$).

Per la stima del contenuto di carbonio nelle foglie è stato utilizzato un valore medio, derivante dall'analisi del materiale raccolto nei siti di Collelongo, Coppo del Principe e Cimino, pari a 47.97%.

2.6 La stima del pool di carbonio della lettiera

La lettiera rappresenta uno dei cinque pool che, insieme a biomassa epigea, ipogea, legno morto e sostanza organica nel suolo, compongono lo stock di carbonio degli ecosistemi forestali.

La lettiera accumulata a terra è stata determinata raccogliendo il materiale all'interno di una cornice di dimensione nota (0.04 m^2). Il numero di campioni raccolti è stato variabile compreso tra 15 e 30, distribuiti casualmente all'interno delle foreste studiate.

All'interno delle cornici è stato raccolto tutto il materiale organico degli orizzonti L, F e H.

Lo strato L è costituito da materiale caduto di fresco e leggermente scolorito, non disgregato. L'orizzonte F è formato da materiale mediamente ed altamente frammentato, con la presenza di funghi e piccole radici. L'orizzonte H è costituito da materiale amorfo umificato. Il materiale raccolto è stato seccato, pesato ed analizzato per il contenuto di C e N.

2.7 Identificazione dei suoli e stima del loro stock di carbonio.

In ogni sito, dopo una serie di carotaggi preliminari per identificare i vari orizzonti, sono stati aperti e descritti uno o più profili (Schoeneberger et al., 2002), a seconda dell'omogeneità stazionale.

Il campionamento per la stima del carbonio contenuto nel suolo è stato effettuato per orizzonti usando minipit e carotaggi, prelevando per ogni orizzonte un minimo di 10 campioni.

La densità apparente degli orizzonti è stata determinata utilizzando il metodo del cilindro a volume noto, che prevede la raccolta di suolo attraverso dei cilindri di acciaio di volume pari a 100 cm³.

I campioni sono stati portati in laboratorio e seccati a 60° C fino a raggiungere un peso costante, setacciati a 2 mm per separare la terra fine (< 2 mm) dalla frazione grossa (> 2 mm).

La tessitura del suolo è stata stimata usando il metodo delle Pipette su 3 repliche per orizzonte, mentre il pH è stato determinato su tutti i campioni in acqua.

La terra fine è stata macinata, omogeneizzata e analizzata con l'analizzatore elementare Carlo Erba NA 1500 per stimare il contenuto percentuale di carbonio e azoto. Prima dell'analisi chimiche, per i campioni che ne necessitavano, sono stati rimossi i carbonati trattandoli con HCl al 10%.

Lo stock di carbonio organico nel suolo è stato calcolato usando la seguente equazione,

$$SOC_{stock}(Mgha^{-1}) = \sum_{Horizon=1}^{Horizon=n} \left[SOC \times BD \times Depth \times \left(1 - \frac{frag}{100} \right) \right]$$

dove SOC rappresenta il contenuto percentuale di carbonio, BD è la densità apparente del suolo (Mg m⁻³), Depth la profondità in metri, e (1-(frag/100)) il coefficiente di correzione per la pietrosità. Il risultato va riportato all'ettaro moltiplicando per 10⁴.

Per ogni orizzonte podologico di tutti i siti inoltre sono state eseguite analisi chimiche per la determinazione delle basi di scambio (calcio, magnesio, potassio e sodio) con ammonio acetato seguendo il metodo XIII. 4 del manuale “Metodi di analisi chimica del suolo” (2000).

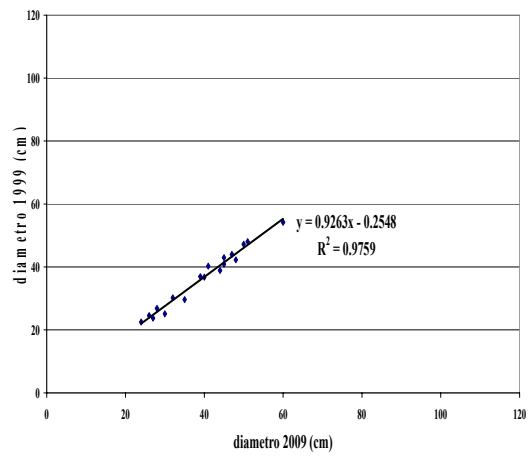
2.8 La stima della produttività legnosa.

Per la stima della produttività legnosa sono stati utilizzati gli incrementi degli ultimi dieci anni.

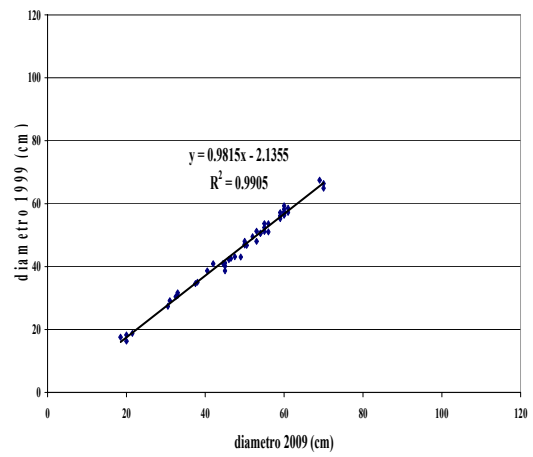
In ogni sito sono state prelevate carote e su queste sono stati misurati gli incrementi legnosi.

In seguito è stata creata per ogni sito una relazione tra diametri al momento del campionamento (2009) e diametri dei 10 anni precedenti (1999) (fig. 13), da applicare a ciascuna pianta per stimarne gli incrementi decennali. Attraverso i diametri del 1999 è stato possibile, applicando le equazioni allometriche, stimare la biomassa divisa nei vari comparti di quell'anno. La differenza tra biomassa nel 2009 ed il 1999 divisa per 10 è stata utilizzata come stima della produttività media nell'ultimo decennio, al netto di eventuali perdite a causa di mortalità di piante avvenuta tra 1999 e 2009. A questo proposito, si può ragionevolmente pensare che tale mortalità sia trascurabile. Inoltre questo rende le stime di produttività "precauzionali".

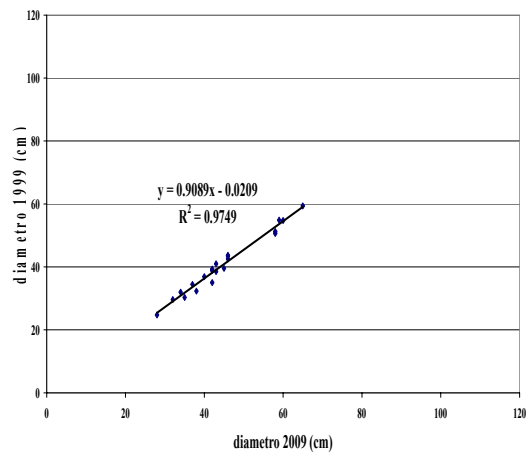
Illegio Alto



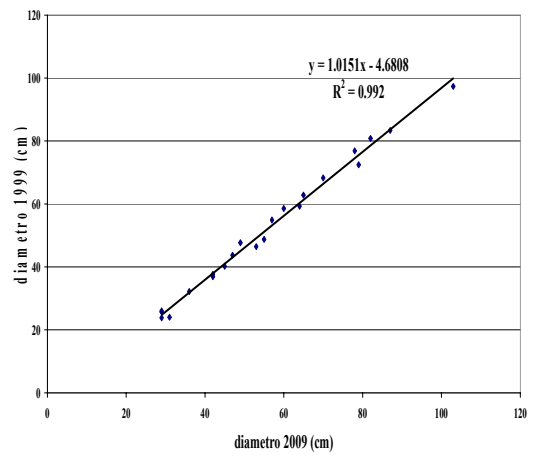
Lateis



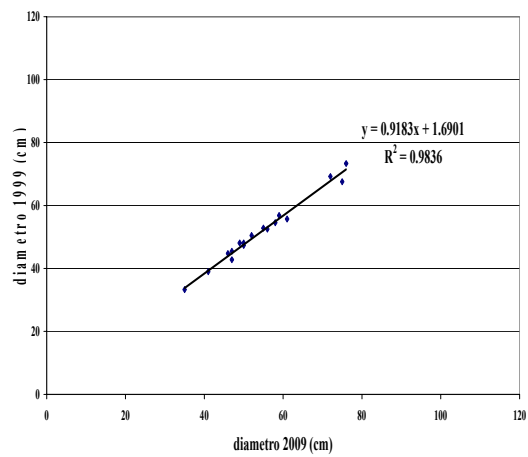
Illegio Basso



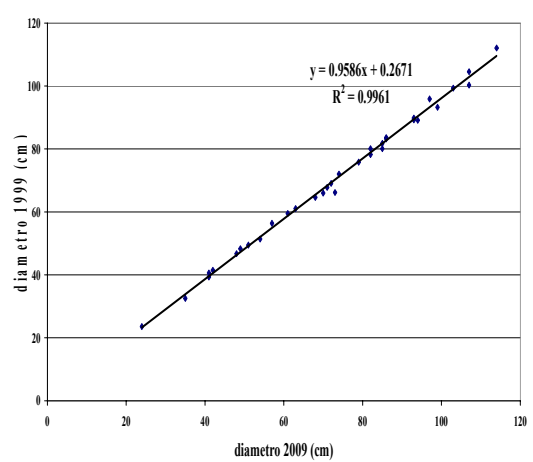
Timau



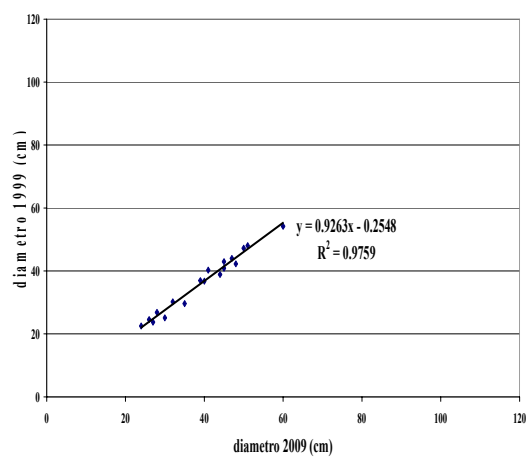
Fogliano



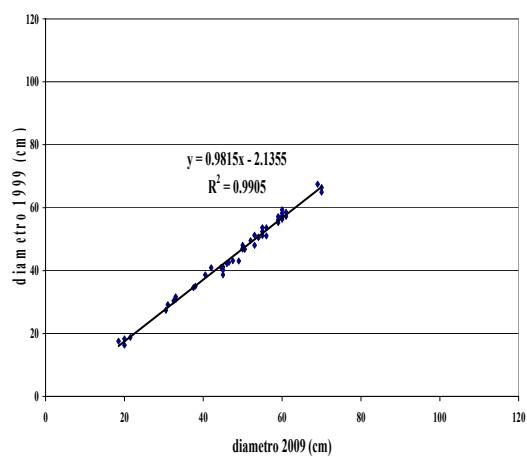
Cimino



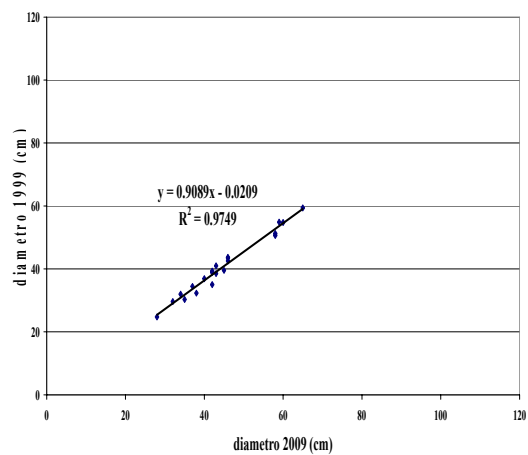
Illegio Alto



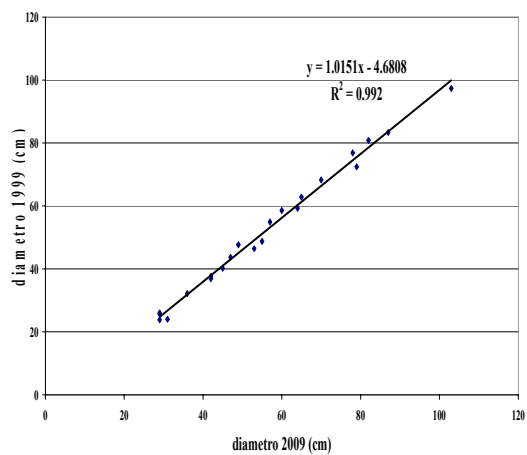
Lateis



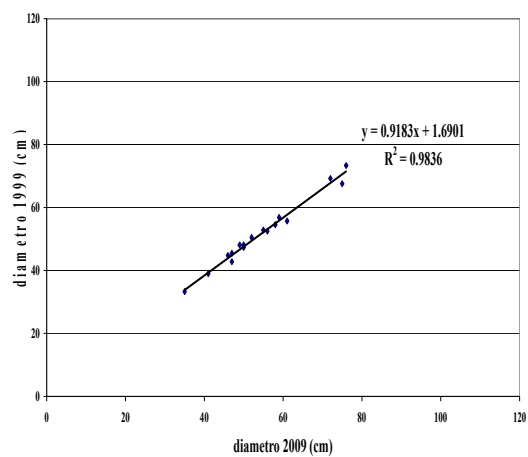
Illegio Basso



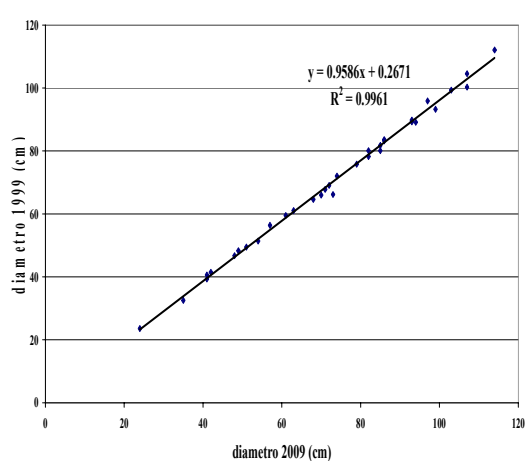
Timau



Fogliano



Cimino



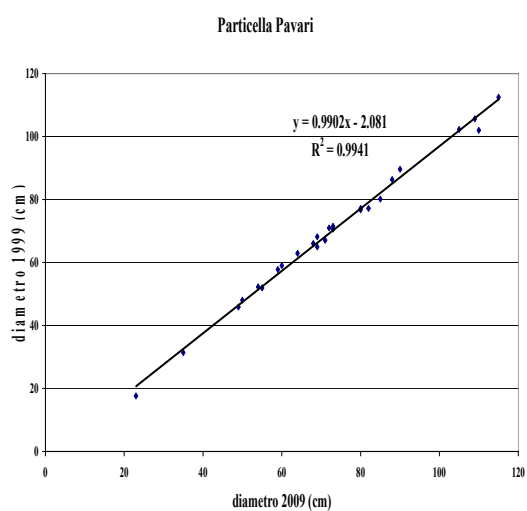
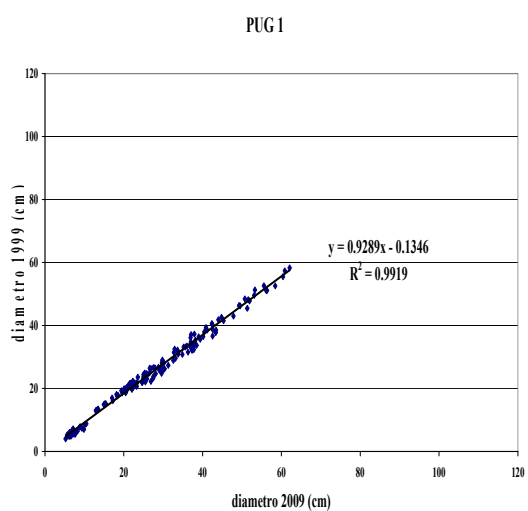
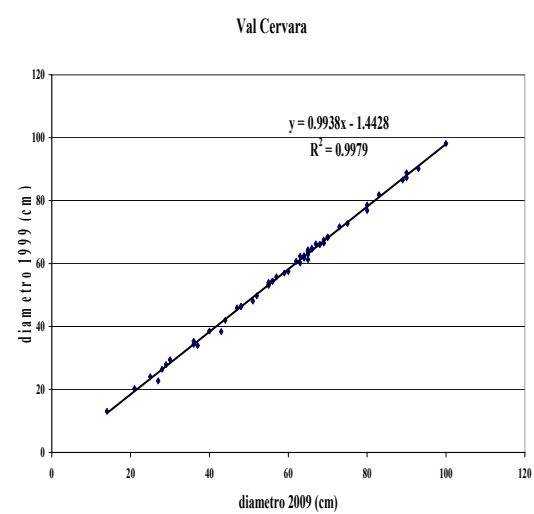
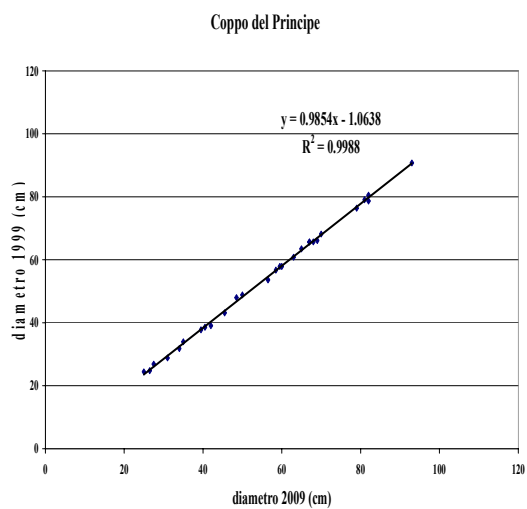
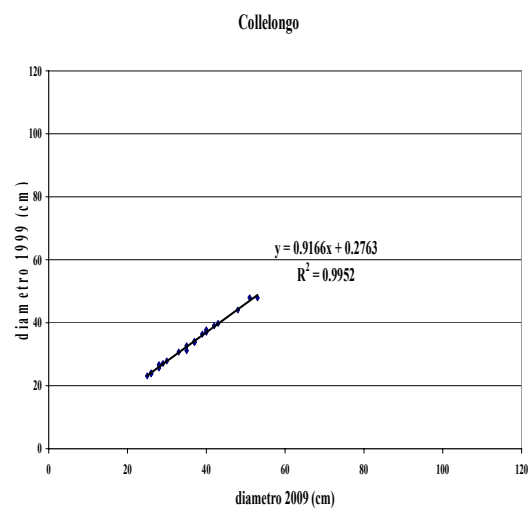


Figura 13: relazioni per la stima del diametro 1999 dei vari siti; sx gestiti, dx vetusti

2.9 La stima della produzione di radici fini

Per la stima della produzione di radici fini è stato utilizzato il metodo delle *ingrowth cores* nel sito del Cimino e l'equazione riportata di Le Goff e Ottorini (2001) per gli altri siti:

$$\ln Y \text{ (Kg)} = -5.7948 + 2.1609 \ln DBH \text{ (cm)}$$

Il metodo delle *ingrowth cores*, sebbene laborioso, è molto semplice e consiste nel sostituire un cilindro (carota) di suolo del sito con uno stesso volume di suolo dal quale sono state rimosse le radici. Il suolo si preleva in precedenza dalla stessa area in modo da assicurare che non vi siano differenze di tipo chimico o strutturale. Il suolo rimesso nel terreno è contenuto in una “trappola” (*core*) fatta di rete di plastica a maglia variabile, che verrà estratta al momento opportuno. Raccogliendo le “trappole” ad intervalli di tempo prestabiliti (da qualche mese ad un anno), separando le radici e pesandole si riesce a stimare la produzione di radici fini nel periodo.

Estrema importanza deve essere posta sul periodo in cui si mettono a dimora le trappole, che devono essere installate prima della ripresa vegetativa.

Di seguito saranno riportate tutte le operazioni eseguite dalla preparazione dell'esperimento alla stima della biomassa.

Il primo passo è stato la costruzione delle trappole di rete plastica da interrare. È stato scelto questo materiale per evitare la decomposizione e il rilascio di sostanze nel suolo che potevano interferire con la crescita delle radici. La trappola di forma cilindrica alta 30 cm, e con la base di diametro 5,5 cm, è stata ottenuta avvolgendo intorno ad un cilindro un pezzo di rete con maglia 4 mm. I lembi della rete sono stati legati inizialmente manualmente con filo di nylon da pesca, poi servendoci di filo di nylon cucito per mezzo di una macchina, rinforzando comunque la cucitura. Una volta ottenuto il cilindro cavo si fissava la base con il filo più resistente a mano. La scelta della maglia a 4 mm è stata fatta per studiare l'intera frazione fine (generalmente fissata a 1-2 mm di diametro) cercando di non avere limiti all'intrusione delle radici stesse.

Nel frattempo all'inizio di Aprile del 2009 è stata raccolta della terra sul Cimino, che dopo essere stata lasciata un paio di giorni all'aria, è stata setacciata a 0,4 mm, in modo da eliminare le radici già presenti.

Ad un controllo visivo, dopo il setacciamento, la maggior parte delle radici risultava assente. Rimaneva una piccola frazione di radici minuscole che, verosimilmente, sarebbero state decomposte in tempi brevissimi una volta reinserite le “trappole” nel suolo.

Alla fine di Aprile 2009 sono state interrate le trappole, riempite con la terra priva di radici facendo attenzione a non lasciare vuoti all'interno e tra la trappola ed i bordi della buca, scavata con una trivella di diametro 7,5 cm. Sono stati individuati 10 punti in cui mettere due trappole, per un totale

di 20 carote. I primi di Maggio del 2010, dopo un anno circa, sono state estratte le carote installate nel 2009.

Le trappole dopo la raccolta sono state portate in laboratorio per raccogliere le radici fini cresciute all'interno.

Una volta raccolte le radici, alcuni sottocampioni sono stati posti in stufa per essere essiccati, per poterne determinare il peso secco. Il tempo che ogni campione passava in stufa era differente, poiché durante la raccolta all'interno dei contenitori entrava anche acqua. Quindi tutti i campioni sono stati lasciati in stufa a 70 ° C per 6 ore, poi tutti i campioni venivano pesati ogni mezz'ora fino a quando il peso non rimaneva costante. Per riportare il peso secco dal sottocampione all'intero campione si è usato un fattore di conversione data dal rapporto tra il peso del campione e del sotto campione. Il valore ottenuto quindi è stato riportato ad ettaro attraverso una proporzione.

Per la stima del contenuto di carbonio sono stati analizzati alcuni sottocampioni.

Dal confronto tra i due metodi per la stima delle radici fini nel sito del Cimino è però emerso che il modello di Le Goff e Ottorini (2001) sottostima leggermente la produzione di radici fini. Nonostante questa differenza, l'equazione è stata utilizzata negli altri siti perché fornisce una stima cautelativa della produzioni di radici fini, e quindi anche della NPP. Da segnalare, inoltre, che l'equazione di Le Goff e Ottorini (2001) è stata realizzata in ambienti centro europei, tipicamente più umidi dei nostri, dove la produzione di radici fini può essere relativamente più elevata in risposta alla carenza idrica.

2.10 La stima del Produzione primaria netta

La NPP è considerata operativamente come la quantità di nuova sostanza organica prodotta nell'arco di un anno.

La produzione primaria netta è data dalla somma degli incrementi delle componenti legnose (rami, fusti e radici) e della produzione annuale delle componenti a rapido turn over (foglie e radici fini).

La stima completa è stata effettuata nel sito del Cimino essendo il più facile da raggiungere, mentre negli altri siti si sono utilizzate, per alcune componenti, le equazioni sopra citate.

2.11 Analisi statistica per valutare il ruolo dei parametri ambientali e strutturali su biomassa, necromassa e produttività.

I modelli sono rappresentazioni semplificate della realtà che dovrebbero essere accurati e adeguati per permettere l'interpretazione delle osservazioni compiute, la messa in luce delle interazioni tra processi ed, in ultima istanza, il loro impiego con finalità predittive in contesti analoghi ma spazialmente o temporalmente distanti.

Un modello mette in relazione una variabile dipendente (Y) con una o più (p) variabili indipendenti ($x_1, x_2, \dots, x_p$):

$$Y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_px_p$$

In termini statistici Y è definita anche come **variabile di risposta**, x come **variabile esplicativa** o **fattore**, questa è la terminologia cui faremo riferimento nel prosieguo.

Parametrizzare un modello significa attribuire un valore a ciascuno dei coefficienti moltiplicativi dei fattori presenti nel modello stesso. Tali coefficienti ($a, b_1, b_2, \dots, b_p$) sono denominati **parametri del modello**.

Il numero totale di fattori è denotato con p ; il numero totale di parametri è generalmente pari a $k = p + 1$ (incluso l'intercetta a); il numero totale di siti in cui sono misurati i fattori, è indicato con n .

La misurazione di un fattore in un sito è indicata con **osservazione**.

I modelli possono essere divisi in 4 gruppi che, in ordine di decrescente di potenza esplicativa sono (Tabella 5):

- Modelli saturati
- Modelli massimali
- Modelli minimali adeguati
- Modelli nulli;

La parametrizzazione è stata eseguita mediante la minimizzazione della somma quadratica delle distanze verticali tra le osservazioni e le risposte predette tramite una approssimazione lineare delle osservazioni stesse (OLS, **Ordinary Least Squares**).

Nonostante sia impossibile massimizzare contemporaneamente rappresentazione della realtà (realismo), generalizzabilità e olismo di un modello, vi sono alcuni criteri riconducibili al principio della “parsimonia” per permettere di scegliere un modello rispetto ad un altro. Il principio di parsimonia consiglia di inserire una variabile esplicativa in un modello solo se essa migliora significativamente la capacità esplicativa del modello stesso.

Il principio della parsimonia consiglia di preferire, a parità di accuratezza:

- Un modello con $k-1$ parametri a uno con k parametri;
- Un modello con $p-1$ variabili esplicative a un modello con p variabili;
- Un modello lineare a un modello più complesso;
- Un modello senza interazioni a un modello contenente interazioni tra fattori.

Sempre per lo stesso principio si devono preferire modelli che contengono variabili esplicative facili da misurare rispetto a quelli con variabili che sono difficili e costose da misurare.

Modello	Caratteristiche
Saturato	Un parametro per ogni punto dei dati Fit: perfetto Gradi di libertà: nessuno Potenza esplicativa del modello: nessuna
Massimale	Contiene tutti (p) i fattori, le interazioni e le covarianze che potrebbero essere interessanti. Probabilmente alcuni termini del modello potrebbero essere non significativi. Fit: massimo Gradi di libertà: $n-p-1$ Potenza esplicativa del modello: dipende
Minimale adeguato	Un modello semplificato con $0 \leq p' \leq p$ parametri Fit: minore del modello massimale, ma non significativamente Gradi di libertà: $n-p'-1$ Potenza esplicativa del modello: $r^2 = SSR/SSY$
Nullo	Un solo parametro, media di tutti i valori y Fit: nessuno; $SSE = SSY$ Gradi di libertà: $n-1$ Potenza esplicativa del modello: nessuno

Tabella 6: caratteristiche dei modelli, $SSY = \sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n}$, $SSX = \sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{n}$,

$$SSXY = \sum xy - \frac{(\sum x \sum y)}{n}, \quad SSR = \frac{SSXY^2}{SSX}, \quad SSE = SSY - SSR, \quad (\text{tratto da Crawley, 2005})$$

La parsimonia richiede che il modello sia il più semplice possibile e che non contenga parametri ridondanti. Per raggiungere e semplificare modello massimale iniziale si opera seguendo i passaggi sottostanti per:

- Rimuovere le variabili esplicative non significative cominciando da quelle di più complessa interpretazione (le interazioni);
- Rimuovere i termini quadratici o di maggior grado non significativi;
- Eliminare la variabili esplicative il cui parametro non differisce significativamente da un altro, lasciando quello più facilmente interpretabile o misurabile.

Tutti i passaggi di semplificazione devono avere un senso scientifico e non devono comportare una riduzione significativa della capacità esplicativa del modello.

Se le variabili inserite nel modello sono di scala molto differente, la standardizzazione è un processo molto utile. Dopo la standardizzazione il confronto tra i parametri del modello è più semplice, permettendo di valutare la presenza o meno di parametri non significativamente diversi.

La bontà del modello semplificato rispetto al modello di partenza è stata giudicata mediante analisi della varianza e stima dell'AIC (Akaike Information Criteria), che deve diminuire man mano che si procede nella semplificazione. L'AIC è un indice della quantità di informazioni perse nella semplificazione del modello, e dipende dalla funzione di verosimiglianza (L) e dal numero di parametri utilizzati (k).

$$AIC=2k-\ln(L)$$

Nella procedura di semplificazione, il percorso si fermava all'occorrenza di una delle due seguenti condizioni:

- la capacità esplicativa del modello corrente fosse significativamente minore del modello precedente
- il coefficiente AIC del modello corrente fosse maggiore del precedente.

Per dare una spiegazione ai nostri dati è stata scelta una regressione lineare multipla.

Ci sono alcune importanti questioni da considerare nella regressione multipla:

- Quali variabili indipendenti includere;
- L'eventuale curvatura nella risposta alle variabili esplicative (i parametri devono avere un legame lineare con la variabile indipendente);
- Interazioni tra le variabili esplicative;
- Correlazione tra le variabili esplicative (collinearità);
- Rischio di parametrizzazione eccessiva.

Il numero di variabili esplicative inoltre è fortemente legato al numero di osservazioni che costituiscono il dataset, è buona regola non utilizzare $n/3$ variabili indipendenti nel modello lineare multiplo (Crawley, 2005).

Il modello lineare semplice richiede il rispetto di quattro assunzioni:

- **Omoschedasticità**, varianza costante. Un buon modello deve tener conto di un'adeguata relazione tra varianza e media e produrre effetti additivi sulla scala appropriata. L'omoschedasticità si ha quando la varianza rimane costante lungo tutto il range di osservazione delle variabili dipendenti. Per verificare tale assunzione si mettono in un grafico i residui standardizzati in funzione dei valori predetti dal modello, il grafico

risultante deve apparire come “il cielo di notte” (Crawley, 2005), ossia non devono esserci andamenti ben delineati, altrimenti ci troveremo di fronte a casi di eteroschedasticità.

- **Normalità degli errori.** I residui devono avere una distribuzione normale, per verificare questa assunzione si realizza un grafico Q-Q normale, dove sull’asse delle ascisse sono riportati i quantili e sull’asse delle ordinate i residui standardizzati. I punti si devono disporre quanto più possibile lungo la retta che congiunge il 25° ed il 75° percentile.
- **Indipendenza.** Questa assunzione significa che ciascun valore di Y di un’osservazione non dovrebbe influenzare i valori di Y di altre osservazioni. La verifica di questa assunzione viene fatta graficamente riportando sull’asse delle ascisse i valori predetti dal modello e sull’asse delle ordinate la radice quadrata del valore assoluto dei residui.
- **Assenza di punti influenti.** Se una particolare variabile esplicativa ha uno o più valori che sono molto più grandi delle altre osservazioni, queste osservazioni possono influenzare fortemente i risultati della regressione. Il *Leverage* è uno strumento che identifica le osservazioni che hanno valori estremi per le variabili (*outlier*) e possono potenzialmente pregiudicare i risultati della regressione. Per evidenziare questi valori si utilizza la distanza di Cook e come valore soglia quello calcolato con la formula di Fox (2011):

$$\text{Valore soglia} = 4/(n-k-1)$$

Dove n è il numero di osservazioni e k il numero di parametri utilizzati nel modello.

Una volta che il modello ha verificato le assunzioni rimane un ultimo passaggio per verificare la capacità esplicativa delle singole variabili indipendenti utilizzate e la loro collinearità, ossia la parte di variabilità spiegata in comune dai fattori presenti. Affinché un modello sia affidabile la componente della variabilità spiegata in comune dalle variabili indipendenti deve essere il più possibile bassa.

La partizione della varianza si può spiegare facilmente con la regressione lineare parziale, seguendo il metodo di Legendre e Legendre (1998), enfatizzando la decomposizione della variabilità (fig. 14).

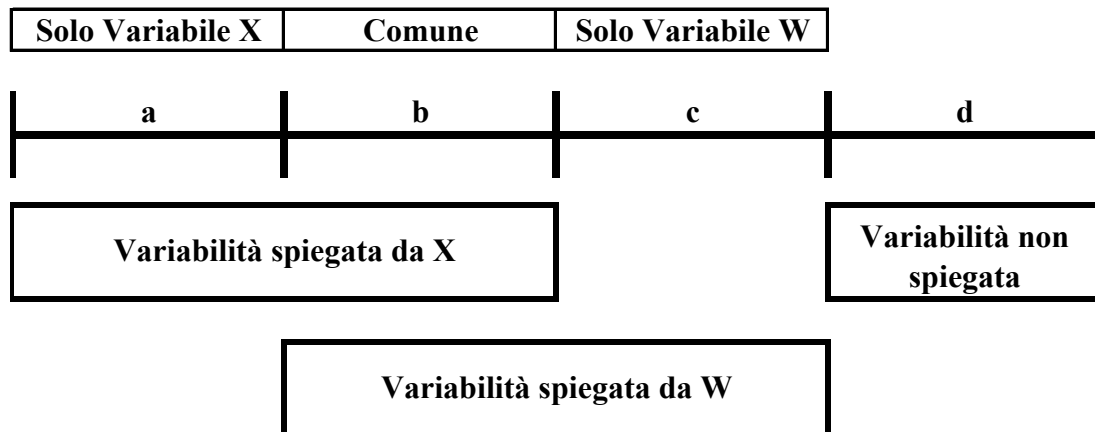


Figura 14: scomposizione della variabilità, (tratto e modificato da Zuur et al., 2007)

Considerando un modello del tipo :

$$y_i = X_i\beta + W_i\gamma + \varepsilon$$

Le matrici X e W sono le matrici che contengono p e m variabili esplicative. I parametri sono β e γ , e l'errore ε . L'obiettivo è trovare una relazione tra y e X , mentre si controllano le variabili in W , chiamate anche covariabili.

Per ottenere le componenti della varianza (fig.14) Legendre e Legendre (1998) utilizzano il seguente algoritmo:

1. Applicare una regressione lineare $y_i = X_i\beta + W_i\gamma + \varepsilon$ e calcolarne il coefficiente di determinazione. Questo è uguale a $[a+b+c]$ e $[d]$ è uguale a $1 - [a+b+c]$.
2. Applicare una regressione lineare $y_i = X_i\beta + \varepsilon_i$ e calcolarne il coefficiente di determinazione. Questo è uguale a $[a+b]$.
3. Applicare una regressione lineare $y_i = W_i\gamma + \varepsilon_i$ e calcolarne il coefficiente di determinazione. Questo è uguale a $[b+c]$.

La seguente formula da $[b] = [a+b] + [b+c] - [a+b+c]$

Una volta calcolato $[b]$ per differenza si possono calcolare $[a]$ e $[c]$.

Affinché in un modello tutte le variabili utilizzate abbiano un valore tale da essere considerate, la quantità $[b]$ deve essere minima.

Una volta verificate tutte le assunzioni il modello selezionato può essere considerato applicabile.

Il punto di partenza per l'analisi dei dati è stato il *pairs panels* di fig. 15 che mette in correlazioni le variabili stimate nello studio. Questo utile strumento permette di individuare facilmente quali variabili siano collegate, e questo è utile per la scelta delle variabili esplicative.

Infatti permette di capire quali siano le variabili esplicative che più influenzano le variabili dipendenti, e quali variabili esplicative siano correlate tra loro in modo da poter evitare la multicollinearità.

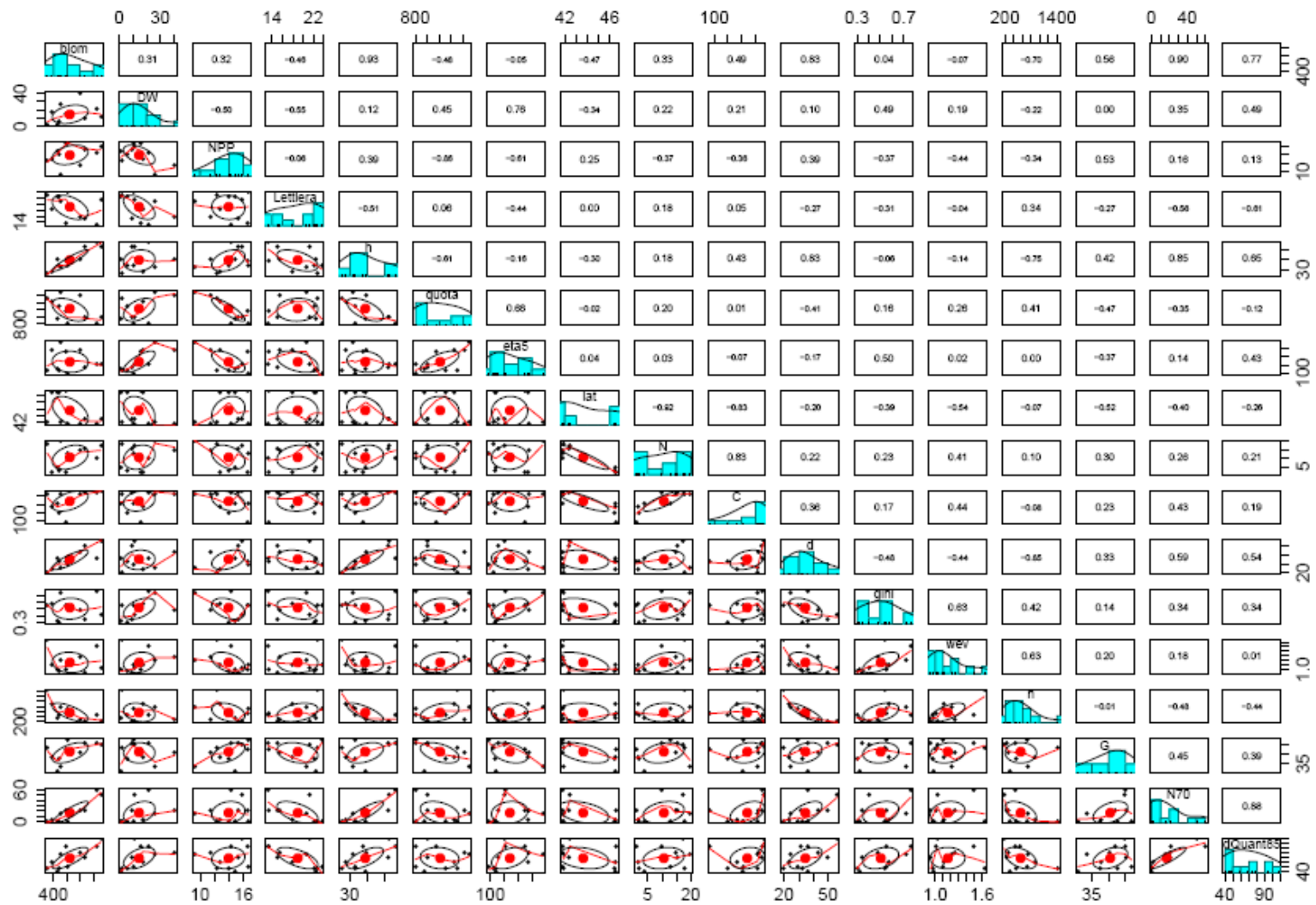


Figura 15: pairs panels

3 Risultati

3.1 Caratteristiche strutturali

La tabella 7 presenta le caratteristiche dendrometrico-strutturali dei vari siti e per le due tipologie di faggeta.

La densità dei vari siti è molto differente con valori che variano da 180 piante ad ettaro del Cimino a 1430 piante ad ettaro a Collelongo. Considerando i siti divisi per tipologia, la densità delle faggete vetuste è di 512.1 ± 110.6 piante ad ettaro e per le gestite 617.6 ± 182.7 piante ad ettaro. Raggruppando per distribuzione geografica nei siti alpini si hanno 549.2 ± 126.5 piante ad ettaro invece nei siti dell'Italia centrale 566.2 ± 155.6 piante ad ettaro.

Confrontando le coppie dei siti gestiti/vetusti (tab. 7) si nota come questo parametro è estremamente variabile ed è significativamente differente in tutte le situazioni analizzate. Se però si raggruppano i siti per tipologia e distribuzione geografica tale differenza perde di significatività.

Il valore di area basimetrica minore, pari a $31.00 \pm 3.98 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, è stato riscontrato nel sito di Illegio Basso, mentre il più elevato è stato stimato all'interno della particella CONECOFOR della foresta Umbra (PUG-1) pari a $46.8 \pm 3.59 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Raggruppando i siti per tipologia è stato stimata un'area basimetrica per le foreste vetuste di $40.52 \pm 1.78 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e di $40.59 \pm 2.83 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ per le gestite. I siti friulani presentano un'area basimetrica media di $37.06 \pm 2.26 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ mentre quelli dell'Italia Centrale $42.55 \pm 1.84 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Sito	Densità				Area basimetrica			Diametro medio			Statura/ Hdominante			Numero di AdS			
	N ha ⁻¹				m ² ha ⁻¹			cm			m			N			
IllegioAlto Lateis	451	±	98	a	37.43	±	1.74	a	32.50	±	3.86	a	31.43	±	0.45	a	3
	900	±	172	b	37.84	±	2.10	a	23.14	±	1.91	b	28.86	±	0.36	b	6
IllegioBasso Timau	305	±	35	a	31.00	±	3.98	a	35.96	±	1.55	a	34.53	±	0.05	a	12
	541	±	113	b	41.96	±	3.69	b	31.43	±	5.30	b	33.75	±	0.51	a	8
Fogliano Cimino	234	±	16	a	45.13	±	2.32	a	49.55	±	2.45	a	41.07	±	1.18	a	5
	181	±	25	b	44.69	±	1.65	a	56.14	±	2.57	b	41.30	±	0.46	a	25
Collelongo Coppo del Principe Val Cervara	1430	±	157	a	42.56	±	2.33	a	19.47	±	1.10	a	27.68	±	0.23	a	15
	279	±	49	b	40.23	±	4.07	a	42.87	±	3.70	b	34.68	±	0.21	b	7
	729	±	138	b	33.50	±	2.33	a	24.19	±	3.67	a/b	30.90	±	0.47	c	9
PUG1 Particella Pavari	712	±	14	b	46.82	±	3.59	a	28.94	±	1.08	a	31.43	±	0.09	a	5
	444	±	111	a	44.91	±	1.30	a	35.89	±	4.33	a	43.17	±	0.20	b	4
Gestite Vetuste	626	±	87	a	40.59	±	2.83	a	33.28	±	3.70	a	33.23	±	1.76	a	5 (siti)
	512	±	111	a	40.52	±	1.78	a	35.61	±	5.09	a	35.44	±	2.32	a	6 (siti)
Alpine Centro italia	549	±	127	a	37.06	±	2.26	a	30.76	±	2.72	a	32.14	±	1.28	a	4 (siti)
	573	±	179	a	42.55	±	1.84	b	36.72	±	5.52	a	35.75	±	2.49	a	7 (siti)

Tabella 7: Caratteristiche dendrometriche e strutturali dei siti (media±err.std) , (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

Tra le 5 coppie di siti messi a confronto solo nel caso di Timau e Illegio Basso (alpini basso montani) la differenza tra le aree basimetriche è significativa. Inoltre questo parametro è significativamente differente tra i siti Friulani e gli altri.

Il diametro medio varia da 56.14 ± 2.57 cm della faggeta del Cimino a 19.47 ± 1.10 cm del sito di Collelongo, con un valore medio di 35.61 ± 5.09 cm per le vetuste e di 33.28 ± 3.70 cm per le gestite, considerando la posizione geografica è stato stimato un diametro medio di 30.76 ± 2.72 cm per i siti Alpini e 36.72 ± 5.52 cm per i siti del Centro Italia.

Tra i siti accoppiati il diametro medio è significativamente diverso in tutti i siti ad eccezione di quelli pugliesi che hanno valori simili. Inoltre non sono state trovate differenze significative per questo parametro tra le foreste gestite e quelle vetuste e tra le friulane e quelle del Centro Italia.

La fertilità di queste foreste è sottolineata dall'andamento delle curve isometriche (fig. 16) e dalla statura (altezza dominante a seconda che si tratti di boschi coetanei o disetanei), tutte superiore a 25 m con valori che vanno dai 28 m di Collelongo a 43 m della Particella Pavari.

Sito	Gini Coef				Wev				Numero di AdS
									N
IllegioAlto Lateis	0.30	±	0.03	a	0.97	±	0.03	a	3
	0.57	±	0.05	b	1.11	±	0.02	b	6
IllegioBasso Timau	0.32	±	0.03	a	0.98	±	0.02	a	12
	0.55	±	0.06	b	1.01	±	0.04	a	8
Fogliano Cimino	0.34	±	0.04	a	0.94	±	0.04	a	5
	0.40	±	0.05	a	1.03	±	0.03	a	25
Collelongo Coppo del Principe Val Cervara	0.54	±	0.02	a	1.63	±	0.02	a	15
	0.48	±	0.09	a	1.25	±	0.17	b	7
	0.72	±	0.06	b	1.21	±	0.03	b	9
PUG1 Particella Pavari	0.55	±	0.01	a	1.10	±	0.01	a	5
	0.76	±	0.05	b	1.49	±	0.10	b	4
Gestite Vetuste	0.41	±	0.07	a	1.13	±	0.06	a	5 (siti)
	0.58	±	0.15	a	1.18	±	0.21	a	6 (siti)
Alpine Centro italia	0.44	±	0.09	a	1.02	±	0.06	a	4 (siti)
	0.54	±	0.14	a	1.24	±	0.21	a	7 (siti)

Tabella 8: indici di diversità strutturale, (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

I valori degli indici di diversità strutturale sono mostrati nella tabella 8. I valori del *Weighted Evenness index* variano da 0.94 a 1.63 indicando un'alta diversità strutturale in tutti i siti. Differenze significative tra i siti gestiti e vetusti sono state riscontrate nella coppia dei siti friulani alto montani, nel gruppo dei siti Abruzzesi e in quelli Pugliesi. Nei siti in cui questo indice è maggiore si ha una

maggior variabilità strutturale, che non è stata sempre riscontrata nei siti vetusti, come nel caso dei siti Abruzzesi. Questa differenza però perde di significatività confrontando l'insieme delle gestite e quello delle gestite, ciò accade anche se il confronto è fatto tra faggete friulane e del Centro Italia.

Il coefficiente di Gini varia da 0.30 a 0.76, ed è significativamente più elevato nei siti vetusti nelle coppie di siti confrontati, eccezion fatta per la coppia Cimino – Fogliano e tra Collelongo- Coppo del Principe. Nonostante le differenze significative riscontrate nelle coppie di siti confrontati, non è stata riscontrata significatività nel confronto tra il gruppo di gestiti - vetusti, e friulani - centro Italiani.

Di seguito sono riportate (figg. 17-18-19-20-21) le distribuzioni diametriche dei siti. Si può notare come le distribuzioni dei siti gestiti sia molto più omogenea rispetto a quella dei vetusti, con un andamento ben definito che può essere ricondotto ad un bosco coetaneiforme. La distribuzione delle foreste vetuste è molto più eterogenea con una tendenza verso la forma tipica delle foreste disetanee, tranne che per il Cimino. Dalle distribuzioni inoltre si può notare come i range diametrici delle foreste vetuste siano molto più ampi per la presenza di piante di grosse dimensioni. L'importanza delle piante di grosse dimensioni è sottolineata dalla fig. 22 che mostra il contributo delle varie classi diametriche all'area basimetrica totale.

L'indice dQuant85 individua 3 gruppi di siti ben caratterizzati che si possono ricondurre a:

1. Boschi vetusti con piante di “grosse dimensioni” (Cimino, Particella Pavari, Timau)
2. Boschi gestiti (Illegio Basso, PUG1, Collelongo, Illegio Alto)
3. Boschi vetusti (Lateis, Fogliano, Coppo del Principe, Val Cervara)

Tra gli altri indici strutturali solo N70 (frequenza di piante con diametro >70cm) individua 3 gruppi di siti ma la loro caratterizzazione non è così netta come quella basata su dQuant85.

Rimane comunque il sito Fogliano che viene consistentemente avvicinato ai boschi vetusti, nonostante non sia ritenuto tale, da tutti gli indici strutturali.

Inoltre è stata osservata una forte relazione tra il parametro età5 e la quota dei siti vetusti, con la concentrazione dei siti più vecchi a quote più elevate (fig. 24).

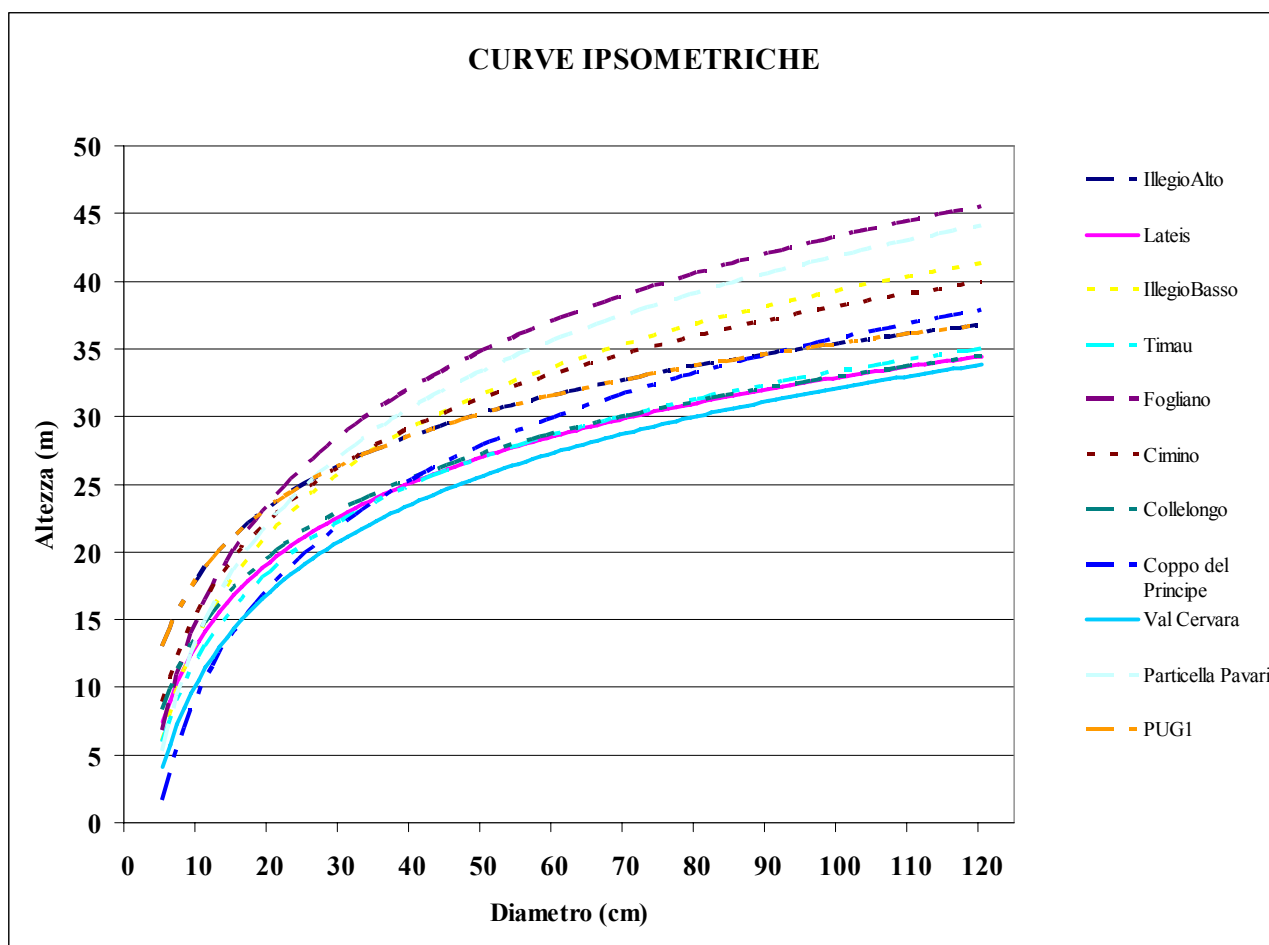


Figura 16: Curve ipsometriche dei siti

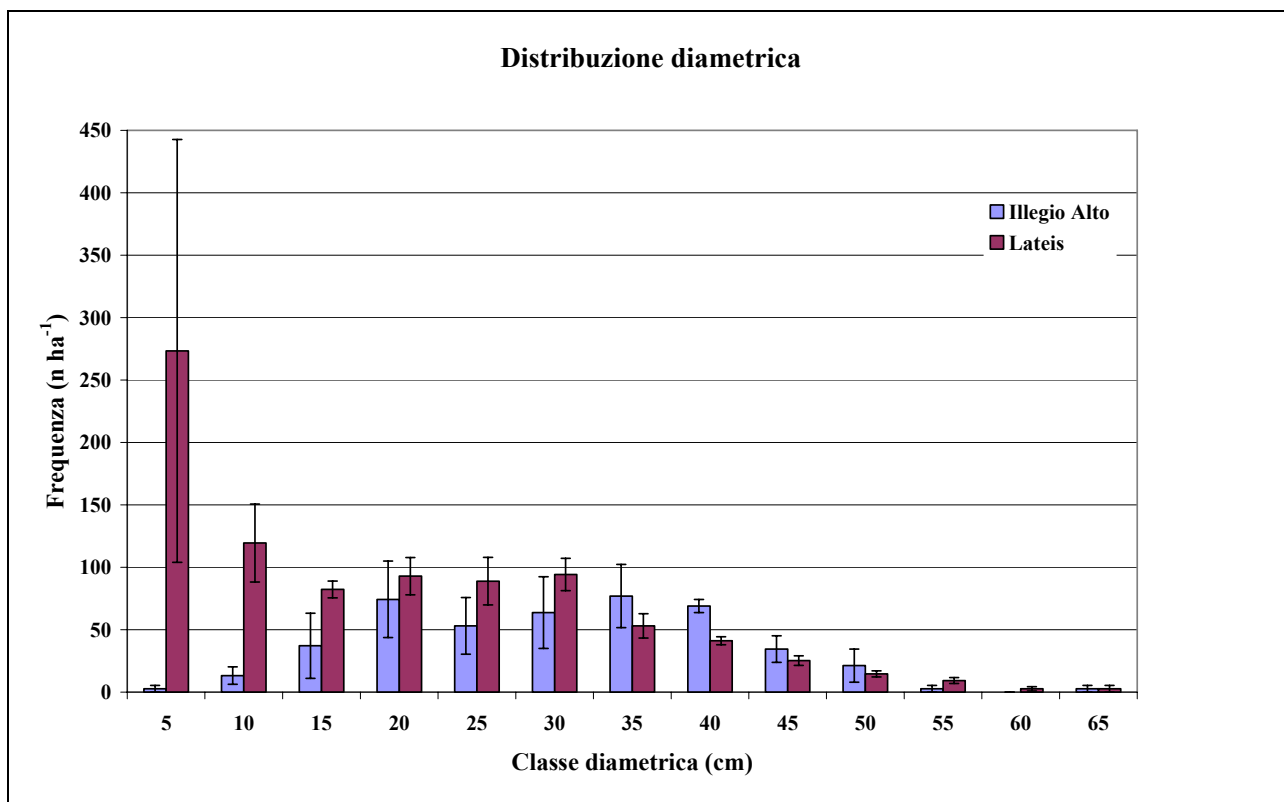


Figura 17: Distribuzione diametrica di Illegio Alto e Lateis (sx gestito; dx vetusto; media $\pm$ err.std)

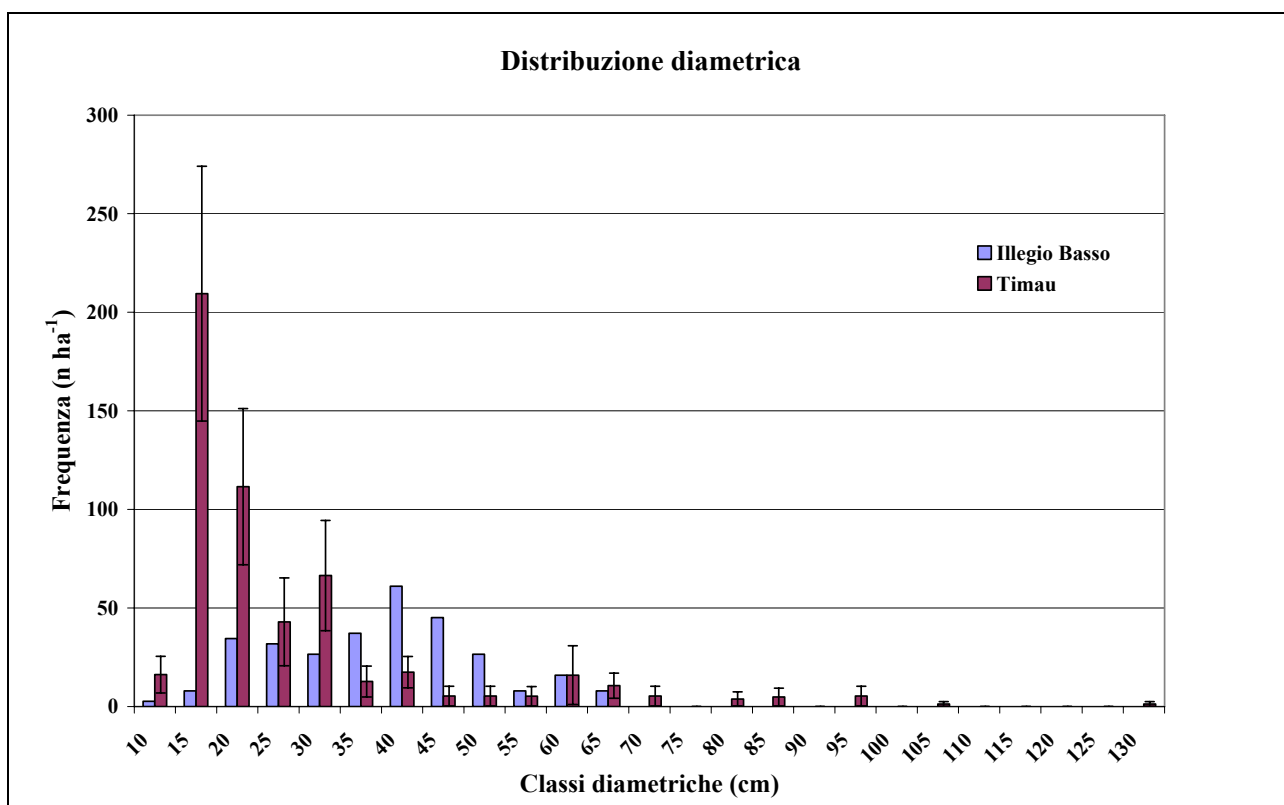


Figura 18: Distribuzione diametrica di Illegio Basso e Timau (sx gestito; dx vetusto; media $\pm$ err.std)

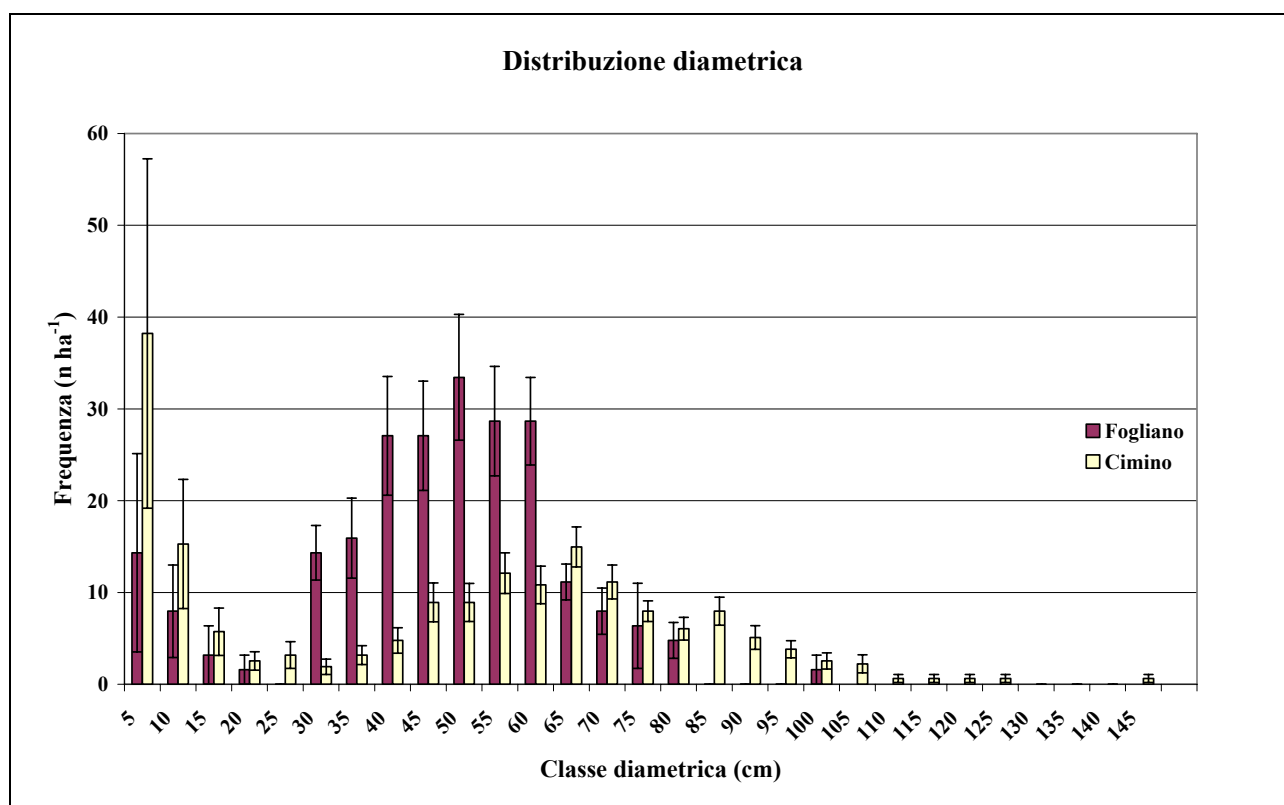


Figura 19: Distribuzione diametrica del Fogliano e Cimino (sx gestito; dx vetusto; media $\pm$ err.std)

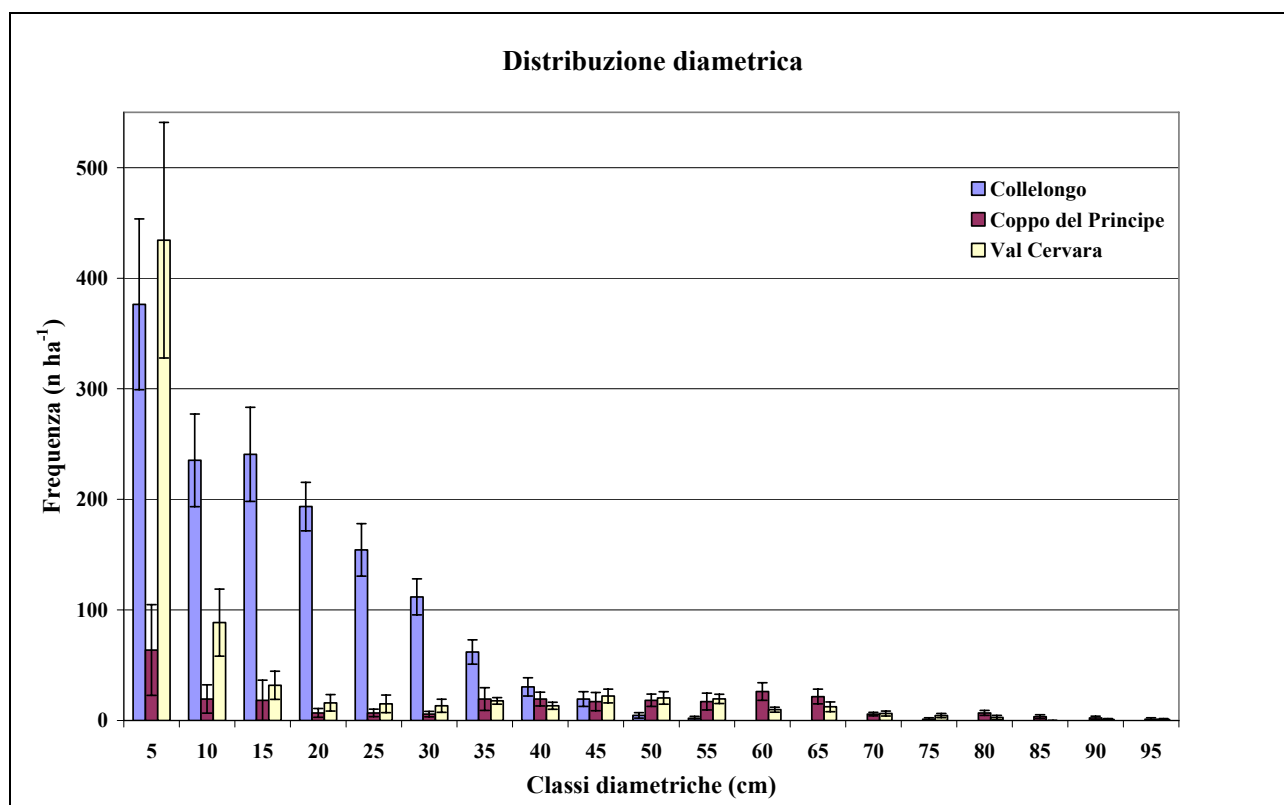


Figura 20: Distribuzione diametrica di Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara (primo a sx gestito; dx vetusti; media $\pm$ err.std)

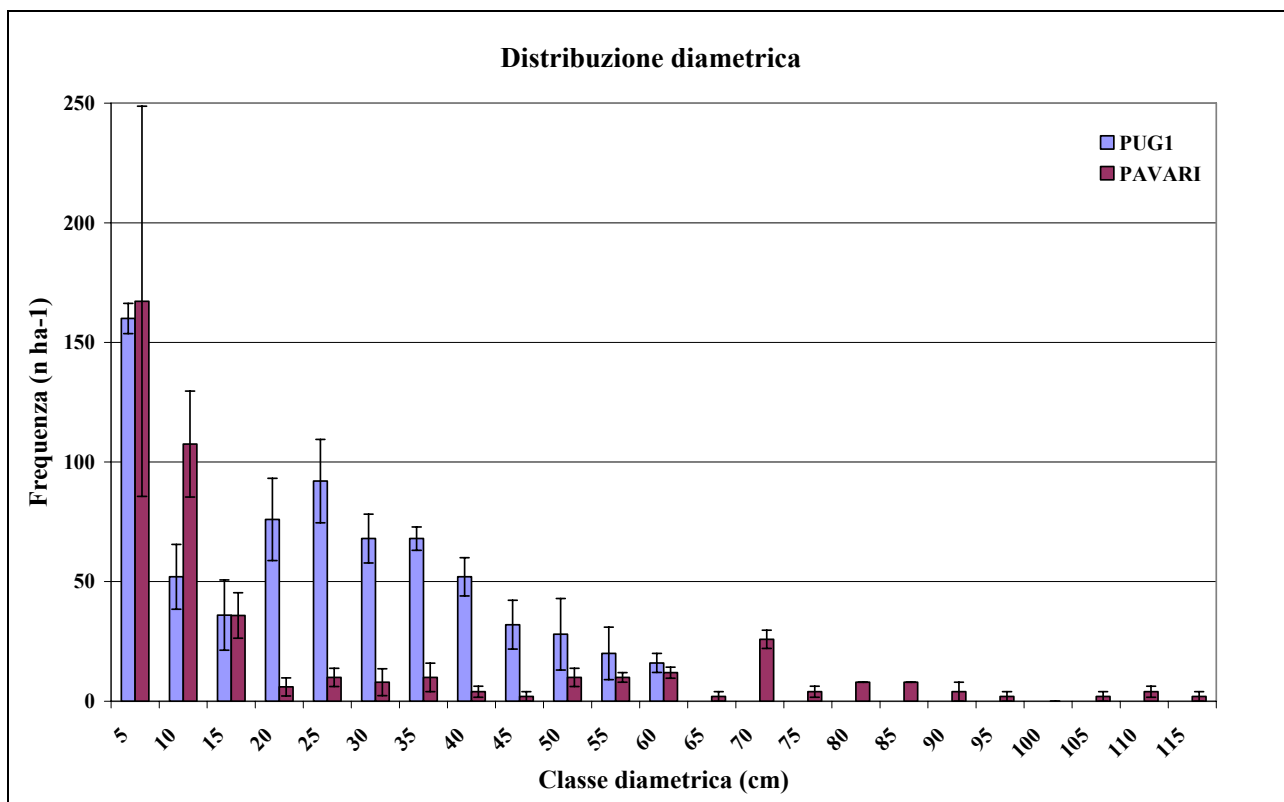


Figura 21: Distribuzione diametrica di PUG1 e Particella Pavari (sx gestito; dx vetusti; media±err.std)

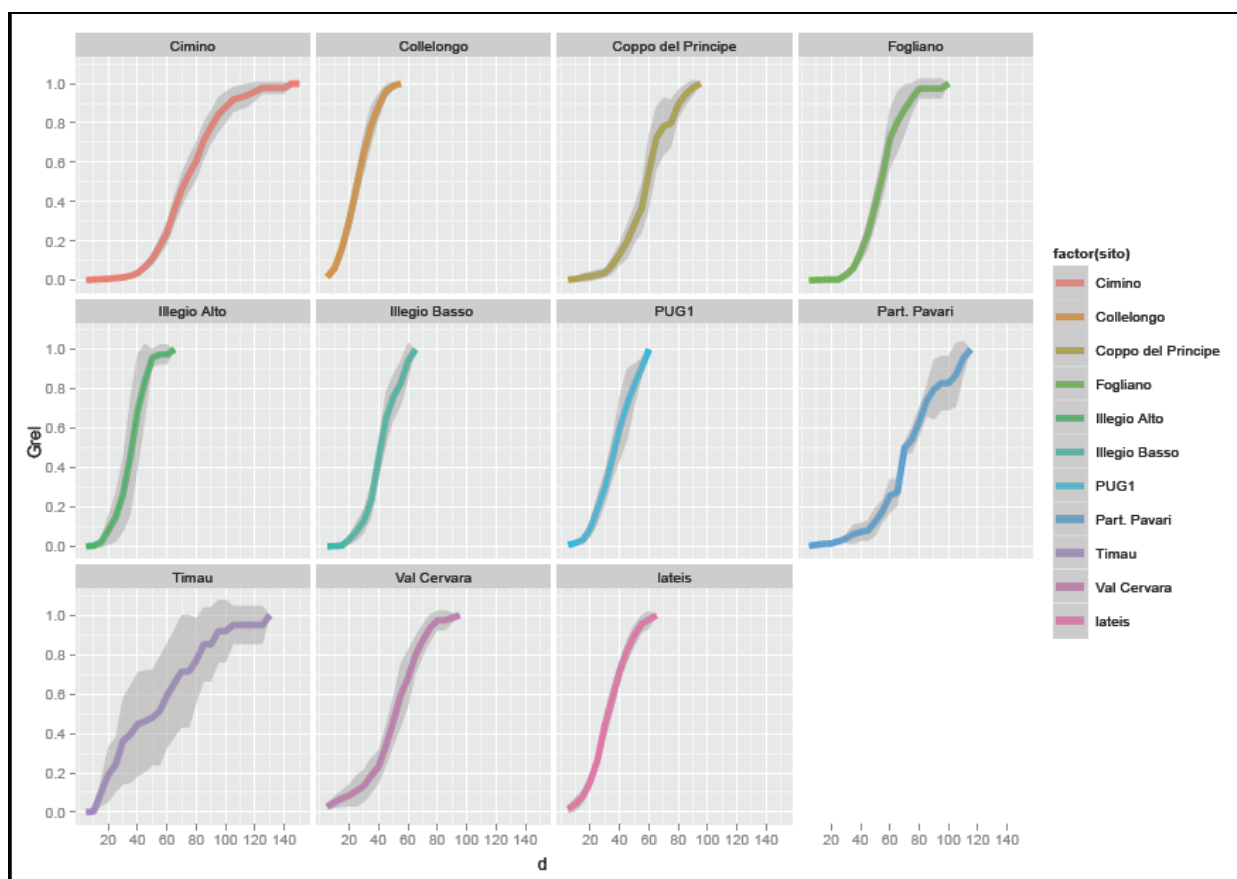


Figura 22: contributo delle classi diametriche all'area basimetrica totale, in grigio intervallo di confidenza

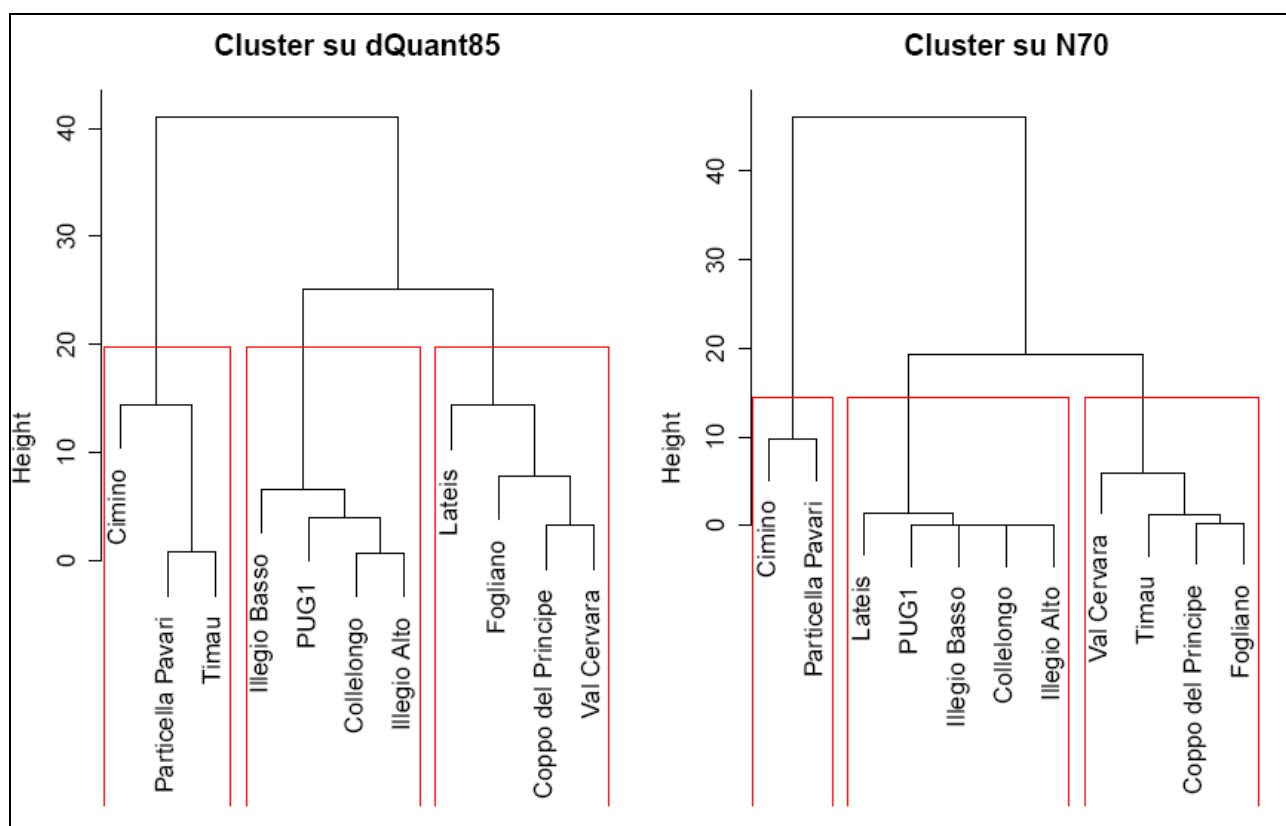


Figura 23: raggruppamento dei siti dopo la cluster analysis, sx dQuant85, dx N70

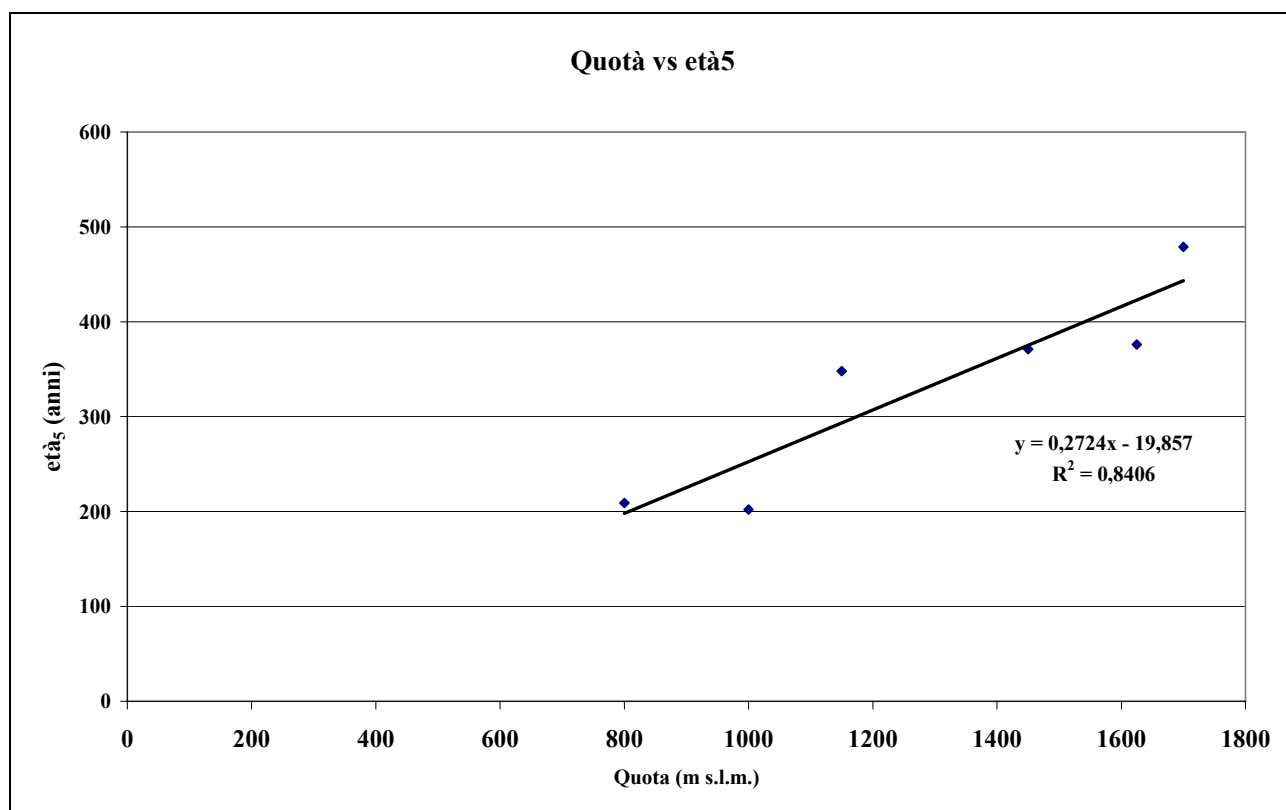


Figura 24: relazione tra età₅ e quota delle foreste vetuste.

3.2 Le relazioni allometriche per la cubatura di piante di grosse dimensioni

La verifica dell'attendibilità delle stime di volume per le piante di grosse dimensioni effettuate attraverso la nuova metodologia utilizzata è stata verificata confrontando i risultati con quelli ottenuti da un campionamento totale delle chiome fatta tramite il *Tree climbing* nei siti di Val Cervara e Coppo del Principe (tab. 9).

Sito	D (cm)	V totale (m ³)	V RBS (m ³)
Coppo del Principe	48.5	0.31	0.30 ± 0.05
Coppo del Principe	45.0	0.45	0.39 ± 0.06
Coppo del Principe	79.0	4.26	3.51 ± 0.30
Coppo del Principe	32.0	0.42	0.37 ± 0.05
Coppo del Principe	93.0	3.62	3.90 ± 0.61
Val Cervara	57.0	0.63	0.60 ± 0.04
Val Cervara	40.0	0.24	0.38 ± 0.16
Val Cervara	45.0	0.30	0.19 ± 0.02
Val Cervara	34.0	0.28	0.21 ± 0.06
Val Cervara	60.0	1.51	1.48 ± 0.14

Tabella 9: risultati dei due metodi di cubatura dei rami.

Dal confronto non sono emerse differenze significative tra i due metodi di cubatura (t-test, P= 0.650). Tra i due metodi di cubatura è stato stimato una differenza del 7.8% tra i risultati.

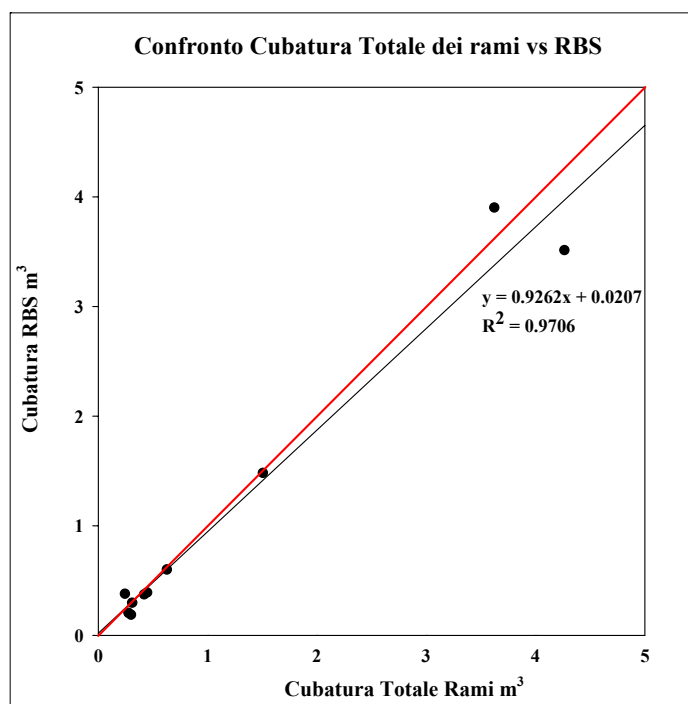


Figura 8: confronto tra i risultati ottenuti con i due metodi.

Dall'elaborazione dei dati ottenuti attraverso il Tree climbing e l'RBS (tab. 10) sono state create 3 funzioni allometriche, per la stima della del fusto, dei rami e della biomassa legnosa epigeo (fig. 9). Le funzioni, di espressione $y = a \text{ DBH}^b$ (DBH: diametro a 1.3 m) presentano valori di R^2 abbastanza elevati.

Sito	D (cm)	H (m)	Vol. Rami (m ³)	Vol. fusto(m ³)	Vol. totale (m ³)
Coppo del Principe	48.5	32.0	0.30 ± 0.05	2.94	3.24 ± 0.05
Coppo del Principe	45.0	29.5	0.39 ± 0.06	3.54	3.93 ± 0.06
Coppo del Principe	79.0	32.0	3.51 ± 0.30	6.11	9.62 ± 0.30
Coppo del Principe	32.0	17.0	0.37 ± 0.05	0.79	1.16 ± 0.05
Coppo del Principe	93.0	28.0	3.90 ± 0.61	7.27	11.17 ± 0.61
Val Cervara	57.0	24.5	0.60 ± 0.04	3.89	4.49 ± 0.04
Val Cervara	40.0	22.7	0.38 ± 0.16	1.11	1.49 ± 0.16
Val Cervara	45.0	23.0	0.19 ± 0.02	2.15	2.34 ± 0.02
Val Cervara	34.0	19.0	0.21 ± 0.06	1.02	1.22 ± 0.06
Val Cervara	60.0	27.7	1.48 ± 0.14	4.08	5.56 ± 0.14
Timau	79.0	26.0	2.32 ± 0.32	6.53	8.85 ± 0.32
Timau	88.0	31.5	2.93 ± 0.51	7.81	10.75 ± 0.51
Timau	103.0	37.0	8.79 ± 0.64	10.79	19.57 ± 0.64
Particella Pavari	69.0	30.0	2.28 ± 0.15	5.50	7.77 ± 0.15
Particella Pavari	70.0	30.0	2.29 ± 0.16	6.32	8.61 ± 0.16
Particella Pavari	114.0	34.5	10.63 ± 0.23	13.51	24.14 ± 0.23

Tabella 10: cubatura piante campione.

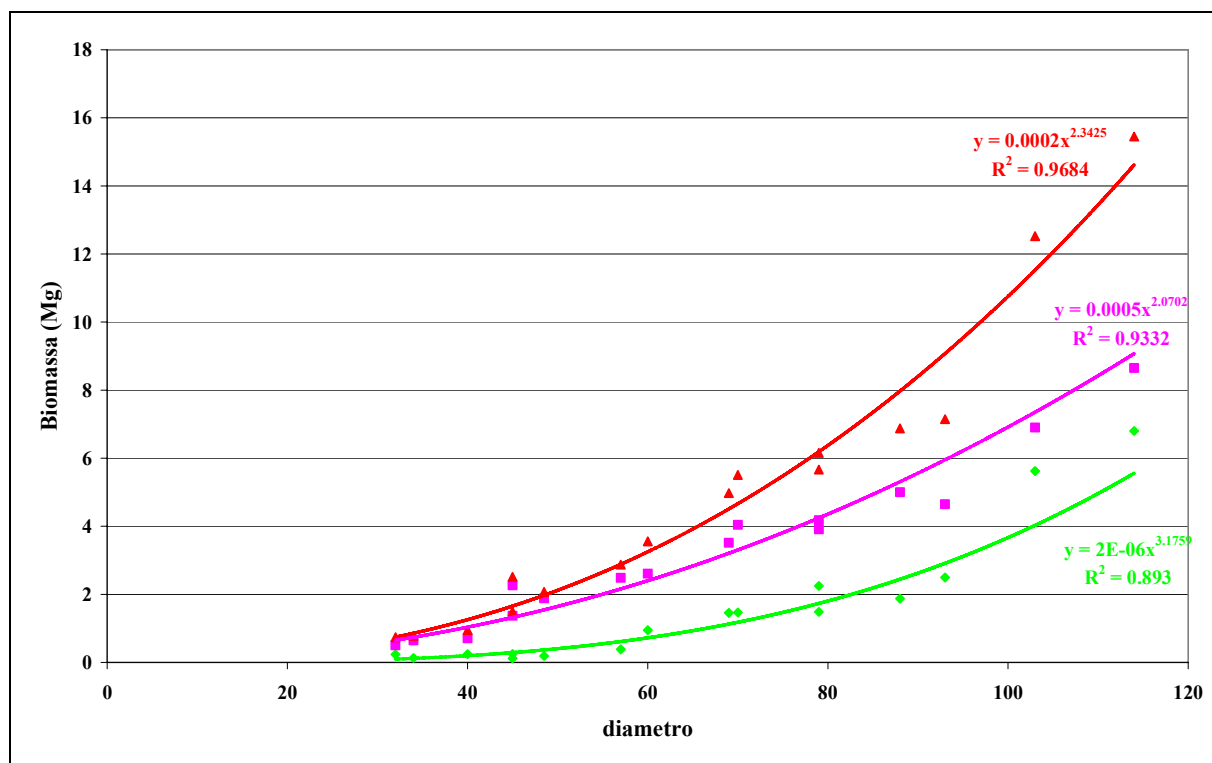


Figura 9: funzioni allometriche per la stima della biomassa totale (rosso), dei fusti (viola) e dei rami (verde) a partire dal diametro a 1.30 m.

3.3 La biomassa ed il suo contenuto di carbonio

I valori di biomassa totale, stimati nelle foreste analizzate sono risultati molto elevati (tab. 11), oscillando dai $356.51 \pm 11.07 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Collelongo a $762.95 \pm 21.56 \text{ Mg ha}^{-1}$ del Cimino.

	Foglie (Mg ha ⁻¹)	Rami (Mg ha ⁻¹)	Fusti (Mg ha ⁻¹)	Biomassa Epigea (Mg ha ⁻¹)	Radici (Mg ha ⁻¹)	Biomassa totale (Mg ha ⁻¹)
Illegio Alto	3.56 ± 0.42 a	64.89 ± 9.89 a	284.31 ± 35.87 a	352.76 ± 37.21 a	91.79 ± 6.42 a	444.55 ± 37.76 a
Lateis	3.23 ± 0.18 a	56.40 ± 3.86 a	248.53 ± 14.12 a	308.17 ± 14.64 b	79.30 ± 2.71 b	387.47 ± 14.89 b
Illegio Basso	2.75 ± 0.19 a	71.82 ± 10.27 a	275.97 ± 31.96 a	350.54 ± 33.57 a	78.43 ± 3.80 a	428.97 ± 33.78 a
Timau	3.42 ± 0.29 b	99.64 ± 19.67 b	286.67 ± 31.35 a	389.74 ± 37.01 b	107.97 ± 8.85 b	497.70 ± 38.06 b
Fogliano	4.01 ± 0.22 a	125.94 ± 13.48 a	375.04 ± 22.92 a	504.99 ± 26.59 a	134.21 ± 6.65 a	639.20 ± 27.41 a
Cimino	4.12 ± 0.15 a	186.56 ± 12.29 b	397.01 ± 16.80 b	587.68 ± 20.81 b	175.27 ± 5.62 b	762.95 ± 21.56 b
Collelongo	3.47 ± 0.16 a	44.03 ± 2.00 a	235.40 ± 10.69 a	282.91 ± 10.88 a	73.60 ± 2.07 a	356.51 ± 11.07 a
Coppo del Principe	3.70 ± 0.29 a	124.69 ± 8.03 b	345.66 ± 26.19 b	474.05 ± 27.40 b	128.79 ± 5.15 b	602.84 ± 27.88 b
Val Cervara	2.97 ± 0.24 a	88.71 ± 10.70 c	270.62 ± 23.00 a	362.30 ± 25.37 c	95.06 ± 5.92 c	457.36 ± 26.05 c
PUG1	4.00 ± 0.32 a	78.68 ± 10.16 a	322.51 ± 31.73 a	405.19 ± 33.31 a	102.56 ± 7.48 a	507.75 ± 34.14 a
Particella Pavari	4.06 ± 0.11 a	175.09 ± 11.07 b	383.05 ± 10.80 b	562.21 ± 15.46 b	163.39 ± 4.75 b	725.59 ± 16.18 b
Gestite	3.56 ± 0.23 a	77.07 ± 13.53 a	298.65 ± 23.59 a	379.28 ± 36.94 a	96.12 ± 10.80 a	475.40 ± 47.50 a
Vetuste	3.58 ± 0.19 a	121.85 ± 20.74 b	321.93 ± 25.30 a	447.36 ± 46.02 b	124.96 ± 15.59 b	572.32 ± 61.57 b
Alpine	3.24 ± 0.18 a	73.19 ± 9.36 a	273.87 ± 8.75 a	350.30 ± 16.68 a	89.37 ± 6.91 a	439.67 ± 22.79 a
Centro Italia	3.76 ± 0.21 a	117.67 ± 25.77 b	332.76 ± 30.31 b	454.19 ± 55.02 b	124.70 ± 18.42 b	578.89 ± 55.40 b

Tabella 11: distribuzione della biomassa nei vari organi della pianta. Differenze significative tra coppie di siti nella stessa area geografica sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

Dal confronto dei siti omologhi è emerso che in tutte le aree geografiche c'è un differenza significativa della biomassa tra vetuste e gestite (tab. 11 e fig. 25) che viene confermata sulla media nazionale.

I valore medi delle foreste vetuste e gestite sono rispettivamente $572.32 \pm 61.57 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $475.40 \pm 47.50 \text{ Mg ha}^{-1}$ e sono risultati significativamente differenti ($P = 0.018$). La biomassa dei siti Friulani è pari a $439.67 \pm 22.79 \text{ Mg ha}^{-1}$ e quella dei siti dell'Italia Centrale è $578.89 \pm 55.40 \text{ Mg ha}^{-1}$, anche in questo caso le differenze sono risultate significative ($P = 0.001$).

La componente principale è rappresentata dai fusti, con valori che vanno da $235.40 \pm 10.69 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Collelongo a $397.01 \pm 16.80 \text{ Mg ha}^{-1}$ del Cimino. Nelle foreste vetuste la biomassa dei fusti mediamente è pari a $321.93 \pm 25.29 \text{ Mg ha}^{-1}$, nelle foreste gestite invece $298.65 \pm 23.58 \text{ Mg ha}^{-1}$.

I rami hanno valori che variano da $186.56 \pm 12.29 \text{ Mg ha}^{-1}$ del Cimino a $44.03 \pm 2.00 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Collelongo. Nei siti vetusti tale comparto ha un valore medio di $121.85 \pm 20.74 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre i gestiti presentano $77.07 \pm 13.52 \text{ Mg ha}^{-1}$, mostrando una differenza significativa ($P=0.003$). Tra le due tipologie di foreste è stata osservata una differenza significativa nella distribuzione della biomassa tra rami ($P = 0.039$) e fusti ($P = 0.026$). I rami costituiscono il 16% della biomassa totale dei siti gestiti e il 21% in quelli vetusti. I fusti invece rappresentano il 64% della biomassa dei siti gestiti e il 57% di quelli vetusti.

In tutti i siti la biomassa ipogea rappresenta circa il 20% della totale. Con valori medi per le foreste vetuste di $124.96 \pm 15.59 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $96.12 \pm 10.80 \text{ Mg ha}^{-1}$ per le gestite, .

Le differenze nella dimensione media delle piante e nella struttura dei boschi studiati giustifica pienamente questi risultati, in parte aspettati.

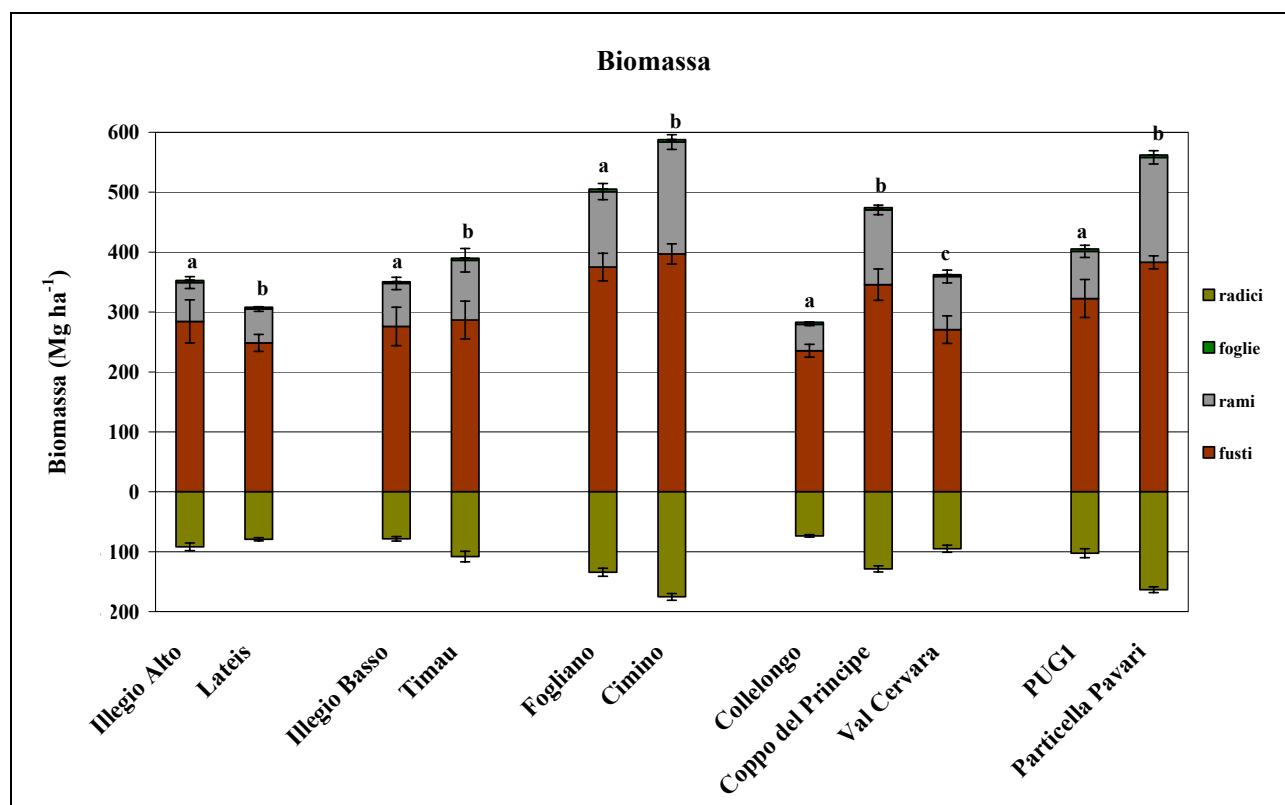


Figura 25: biomassa totale e suddivisione nelle varie componenti. Differenze significative nella biomassa totale tra coppie di siti sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

Nella biomassa è immagazzinata una grande quantità di carbonio (tab. 12), con valori che oscillano da $360.94 \pm 10.24 \text{ MgC ha}^{-1}$ del Cimino a $168.66 \pm 5.26 \text{ MgC ha}^{-1}$ di Collelongo.

I siti vetusti hanno in media $272.20 \pm 28.64 \text{ MgC ha}^{-1}$, mentre quelli gestiti arrivano a $225.03 \pm 22.49 \text{ MgC ha}^{-1}$. Nei siti friulani sono stoccati nella biomassa $207.03 \pm 10.73 \text{ MgC ha}^{-1}$, rispetto a $273.79 \pm 25.75 \text{ MgC ha}^{-1}$ dei siti del Centro Italia.

L'allocazione del carbonio rispecchia la distribuzione della biomassa, con i fusti che ne contengono la quantità maggiore, il 64% per le gestite ($142.10 \pm 11.22 \text{ MgC ha}^{-1}$) e il 57% ($153.87 \pm 11.76 \text{ MgC ha}^{-1}$) nelle vetuste.

Il comparto ipogeo contiene una quantità media di $58.26 \pm 7.14 \text{ MgC ha}^{-1}$ nelle foreste vetuste e $44.55 \pm 5.02 \text{ MgC ha}^{-1}$ nelle gestite.

	Foglie (Mg C ha ⁻¹)	Rami (Mg C ha ⁻¹)	Fusti (Mg C ha ⁻¹)	Biomassa Epigea (Mg C ha ⁻¹)	Radici (Mg C ha ⁻¹)	Biomassa totale (Mg C ha ⁻¹)
Illegio Alto	1.71 ± 0.20 a	30.87 ± 4.71 a	135.27 ± 17.06 a	167.86 ± 17.70 a	42.57 ± 2.99 a	210.42 ± 17.95 a
Lateis	1.55 ± 0.09 a	26.84 ± 1.84 a	118.25 ± 6.72 a	146.64 ± 6.97 b	36.75 ± 1.26 b	183.39 ± 7.08 b
Illegio Basso	1.32 ± 0.09 a	34.17 ± 4.89 a	131.31 ± 15.21 a	166.80 ± 15.97 a	36.34 ± 1.77 a	203.14 ± 16.07 a
Timau	1.64 ± 0.14 b	47.41 ± 9.36 b	136.40 ± 14.92 a	185.45 ± 17.61 b	50.07 ± 4.12 b	235.52 ± 18.09 b
Fogliano	1.92 ± 0.12 a	59.92 ± 7.17 a	178.44 ± 12.19 a	240.29 ± 14.15 a	62.27 ± 3.46 a	302.56 ± 14.56 a
Cimino	1.98 ± 0.07 a	88.76 ± 5.85 b	188.90 ± 7.99 b	279.64 ± 9.90 b	81.31 ± 2.61 b	360.94 ± 10.24 b
Collelongo	1.67 ± 0.08 a	20.95 ± 0.95 a	112.00 ± 5.09 a	134.62 ± 5.18 a	34.04 ± 0.91 a	168.66 ± 5.26 a
Coppo del Principe	1.78 ± 0.14 a	59.33 ± 3.82 b	164.47 ± 12.46 b	225.57 ± 13.04 b	59.76 ± 2.39 b	285.33 ± 13.25 b
Val Cervara	1.46 ± 0.12 a	44.40 ± 5.30 c	132.98 ± 11.48 a	178.84 ± 12.64 c	45.81 ± 2.93 c	224.65 ± 12.97 c
PUG1	1.92 ± 0.15 a	37.43 ± 4.83 a	153.45 ± 15.10 a	192.81 ± 15.85 a	47.54 ± 3.48 a	240.35 ± 16.23 a
Particella Pavari	1.95 ± 0.05 a	83.31 ± 5.27 b	182.26 ± 5.14 b	267.51 ± 7.36 b	75.85 ± 2.21 b	343.37 ± 7.68 b
Gestite	1.71 ± 0.11 a	36.67 ± 6.44 a	142.10 ± 11.22 a	180.47 ± 17.58 a	44.55 ± 5.02 a	225.03 ± 22.49 a
Vetuste	1.73 ± 0.09 a	58.34 ± 9.76 b	153.87 ± 11.77 a	213.94 ± 21.52 b	58.26 ± 7.14 b	272.20 ± 28.64 b
Alpine	1.56 ± 0.08 a	34.82 ± 4.46 a	130.31 ± 4.16 a	166.69 ± 7.93 a	41.43 ± 3.21 a	208.12 ± 10.77 a
Centro Italia	1.81 ± 0.09 a	56.30 ± 12.17 b	158.93 ± 14.08 b	217.04 ± 25.75 b	58.08 ± 8.45 b	275.12 ± 34.14 b

Tabella 12: allocazione del carbonio nei vari comparti della biomassa. Differenze significative tra coppie di siti sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

Tra i fattori ambientali e strutturali la biomassa risulta essere influenzata dalla fertilità dei siti, rappresentata dall'altezza dominante o dalla statura (La Marca, 1999; Oren et al. 2001; Kimmins, 2004). Infatti l'altezza dominante o statura spiegano circa l'85% della variabilità della biomassa dei nostri siti. I valori dei coefficienti sono riportati in tabella 13. La verifica che tale risultato rispondesse alle 4 assunzioni (Omoschedasticità, Normalità degli errori, Indipendenza, Assenza di punti influenti) è stata fatta visivamente attraverso i grafici di figura 26. Il grafico *residuals vs fitted* permette di verificare la prima assunzione, infatti non notiamo degli andamenti particolari dei punti. Il grafico *Normal Q-Q* serve per verificare l'assunzione della distribuzione normale dei residui, in questo caso però la sola analisi grafica non è bastata per verificare tale assunzione, per questo è stato eseguito il test di Shapiro–Wilk (H_0 : non normalità dei residui; $p=0.29$) che ha confermato una distribuzione normale dei residui. L'indipendenza delle osservazioni è verificata dal grafico *Scale-Location*, che è una replica del primo grafico presentato, ma a scale differenti. Se c'è un'anomalia, i punti saranno distribuiti all'interno di un triangolo, con l'aumento della dispersione dei residui che aumenta con l'aumentare del numero dei valori fittati (Crawley, 2005), questo non accade nel nostro caso, quindi l'assunzione dell'indipendenza si può considerare verificata.

L'assenza di punti influenti è stata verificata attraverso il grafico *Cook's distance*, che per tutti i siti è inferiore al valore limite di 0.44.

Anche il grafico *Residuals vs Leverage* rappresenta l'assenza di punti influenti, infatti nessun punto ricade oltre le linee tratteggiate.

Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-101.08	-13.05	-10.3	32.93	68.89	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	-299.518	111.609	-2.684	0.0251	*
h	23.948	3.207	7.466	3.83E-05	***

Signif.	codes:	0 '***'	0.001 '**'	0.01 '*'	0.05 '.' 0.1 ''
Residual	standard	error:	53.21 on 9 degrees of freedom		
Multiple	R-squared:	0.861,	Adjusted	R-squared:	0.8456
F-statistic:	55.75	on 1 and 9 DF, p-value: 0.00003825			

Tabella 13: rapporto della regressione lineare della biomassa in funzione dell'altezza dominante/statura

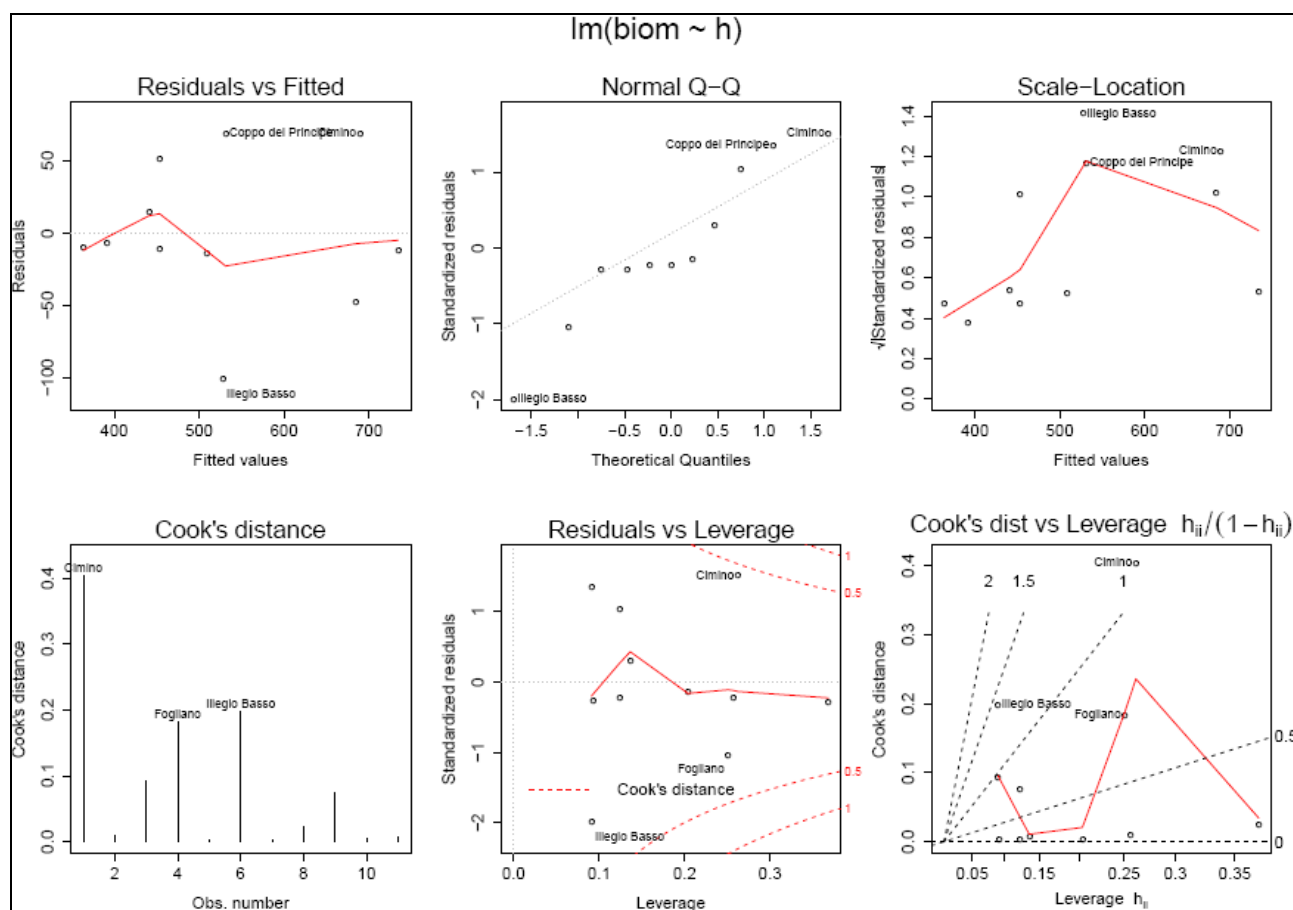


Figura 26: grafici per la verifica delle assunzioni di Omoschedasticità, Normalità degli errori, Indipendenza, Assenza di punti influenti

3.4 La necromassa e il suo contenuto di carbonio

L'abbondanza di necromassa è una delle caratteristiche delle foreste vetuste. Infatti il valore più elevato riscontrato per le foreste gestite è minore del valore più basso delle vetuste (fig. 27). Nei siti gestiti sono stati stimati mediamente $5.77 \pm 1.85 \text{ Mg ha}^{-1}$ di legno morto contro i $21.89 \pm 4.23 \text{ Mg ha}^{-1}$ delle foreste vetuste. I valori di necromassa sono estremamente variabili dai $1.25 \pm 0.71 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Illegio Basso a $40.35 \pm 11.84 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Coppo del Principe.

La distribuzione del legno morto nelle varie componenti è estremamente variabile. La presenza delle ceppaie, residui di utilizzazioni, è stata trovata solamente in alcuni dei siti gestiti con valori che variano da $0.61 \pm 0.20 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Collelongo a $2.71 \pm 1.29 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Illegio Alto. La necromassa rappresentata dagli alberi morti in piedi (*Snags*) è molto più elevata nei siti vetusti con valori che variano da $0.31 \pm 0.19 \text{ Mg ha}^{-1}$ del Cimino a $16.72 \pm 8.37 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Coppo del Principe con un valore medio di $6.94 \pm 2.67 \text{ Mg ha}^{-1}$. Nei siti gestiti per questa componente i valori variano da $0.05 \pm 0.05 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Illegio Alto a $1.58 \pm 0.28 \text{ Mg ha}^{-1}$ del sito di PUG1, con un valore medio di $0.97 \pm 0.61 \text{ Mg ha}^{-1}$.

La necromassa di grosse dimensioni a terra (tronchi, *log* di diametro maggiore di 10 cm) è molto più abbondante nelle foreste vetuste. In questa tipologia di foreste tale componente risulta assente a Timau ma arriva a $19.29 \pm 8.26 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Coppo del Principe con una media di $10.90 \pm 2.84 \text{ Mg ha}^{-1}$. Nelle foreste gestite questa componente è risultata assente in uno dei siti friulani (Illegio Basso) per arrivare a $2.57 \pm 0.36 \text{ Mg ha}^{-1}$ di PUG1, con un valore medio di $1.79 \pm 1.02 \text{ Mg ha}^{-1}$.

La componente fine della necromassa (diametro da 2 a 10 cm) varia da $0.29 \pm 0.15 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Illegio Basso a $6.34 \pm 1.03 \text{ Mg ha}^{-1}$ della Particella Pavari. Nella foreste vetuste si è stimato un valore medio di $4.06 \pm 0.52 \text{ Mg ha}^{-1}$ e in quelle gestite di $2.06 \pm 0.75 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Come ci si aspettava, è stata trovata una differenza significativa tra la quantità di legno morto presente nelle foreste vetuste e in quelle gestite ($P = 0.010$).

L'estrema variabilità della quantità totale di legno morto all'interno dello stesso sito spesso è risultata maggiore di quella tra siti omologhi, come è accaduto tra Illegio Alto e Lateis, o tra PUG1 e Particella Pavari.

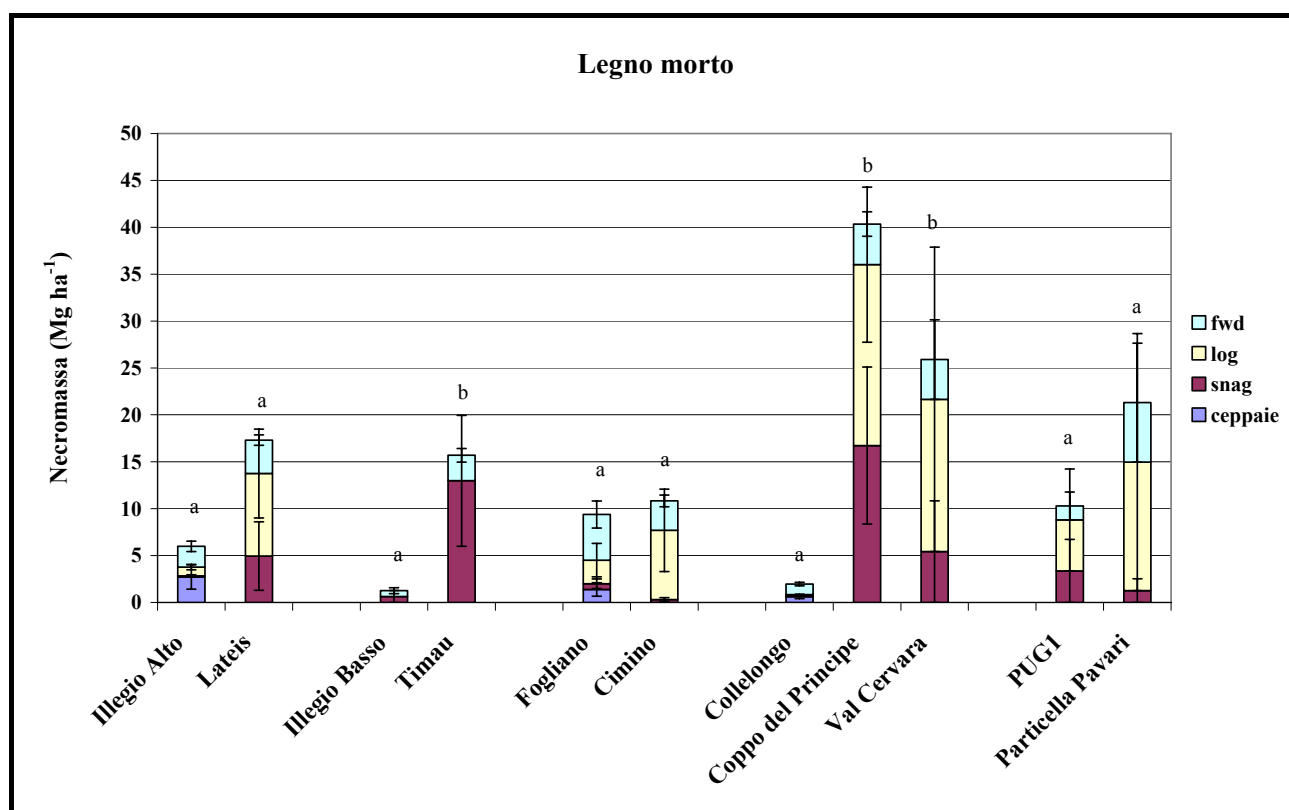


Figura 27: legno morto diviso per componente. differenze significative sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

La necromassa rappresenta uno dei pool che compongono lo stock totale di carbonio degli ecosistemi forestali (fig. 28).

Nelle ceppaie di origine antropica, presenti solo nei siti gestiti, sono immagazzinati mediamente $0.45 \pm 0.24 \text{ MgC ha}^{-1}$.

Negli alberi morti in piedi sono immagazzinati $3.27 \pm 1.26 \text{ MgC ha}^{-1}$ nelle foreste vetuste e $0.46 \pm 0.29 \text{ MgC ha}^{-1}$ nelle gestite.

Nei detriti di grossa dimensione negli ecosistemi vetusti sono allocati $5.16 \pm 1.35 \text{ MgC ha}^{-1}$ e $0.85 \pm 0.48 \text{ MgC ha}^{-1}$ nelle gestite.

Nel legno morto fine sono stoccati mediamente nelle foreste vetuste $1.92 \pm 0.25 \text{ MgC ha}^{-1}$ e $0.98 \pm 0.35 \text{ MgC ha}^{-1}$ nelle gestite.

La quantità totale di carbonio contenuto nel legno morto nelle foreste vetuste è pari a $10.34 \pm 2.01 \text{ MgC ha}^{-1}$ e $2.73 \pm 0.88 \text{ MgC ha}^{-1}$ nelle gestite.

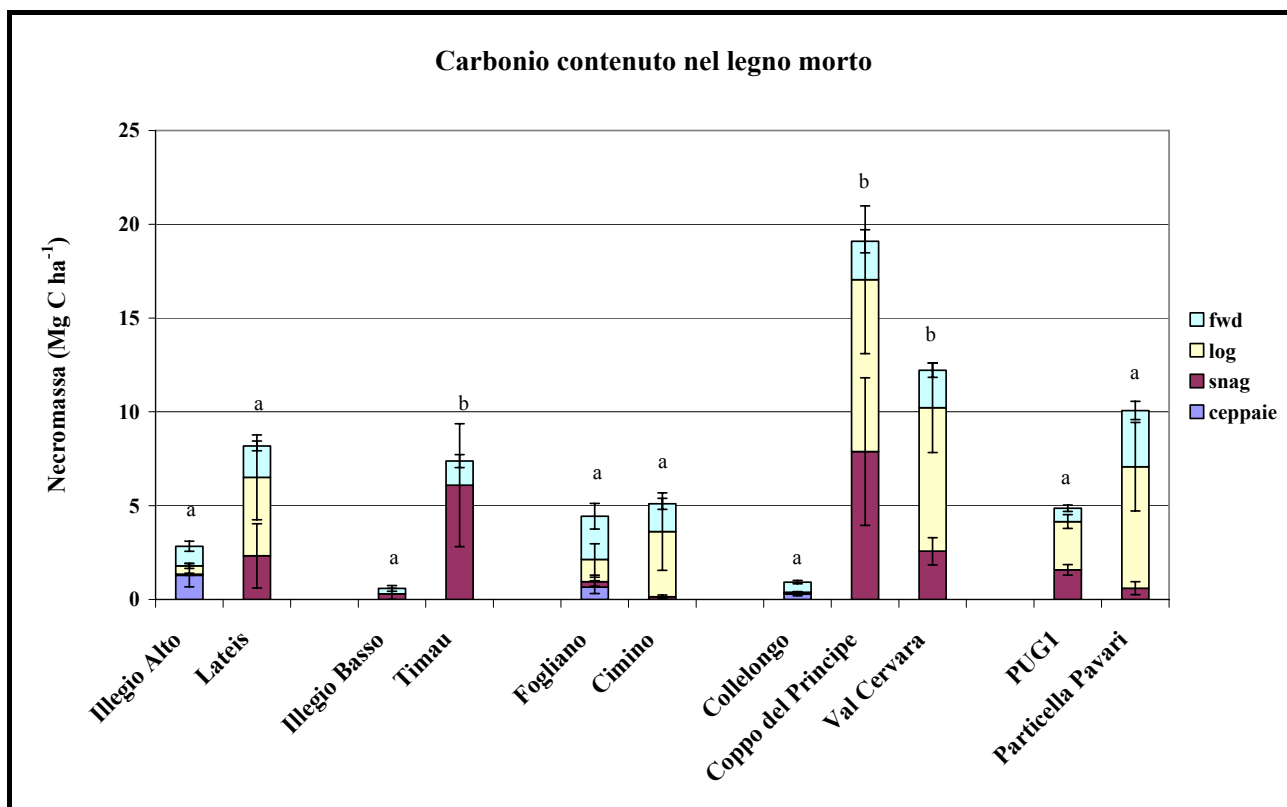


Figura 28: carbonio contenuto nel legno morto differenze significative sul totale della necromassa sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

Nonostante il legno morto sia una caratteristica delle foreste vetuste la variabile età5 non riesce a spiegare in pieno la variabilità nelle quantità di legno morto dei siti considerati.

Come si nota dalla tabella 14 la variabile età5 spiega circa il 53% della variabilità riscontrata nei nostri siti, questo potrebbe essere un risultato di rilievo ma, come si nota in figura 29, sebbene le assunzioni di omoschedasticità, normalità e indipendenza dei residui siano state verificate, è stato riscontrato un punto influente coincidente con il sito di Coppo del Principe. Infatti questo sito è quello che mostra la quantità di legno morto più elevata.

Se ripetiamo l'analisi escludendo il sito di Coppo del Principe la capacità esplicativa della variabile età5 aumenta fino a circa il 60% (tab.15), e risultano verificate tutte e 4 le assunzioni (fig. 30) (la normalità è stata testata con Shapiro –Wilk, $p= 0.52$).

Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.5772	-0.471	-0.1301	0.2519	1.4488
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.13E-16	2.06E-01	0	1
eta5	7.63E-01	2.16E-01	3.537	0.00634 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
Residual standard error: 0.6818 on 9 degrees of freedom				
Multiple R-squared: 0.5816, Adjusted R-squared: 0.5351				
F-statistic: 12.51 on 1 and 9 DF, p-value: 0.006343				

Tabella 14: rapporto della regressione lineare della quantità di legno morto in funzione del parametro età5

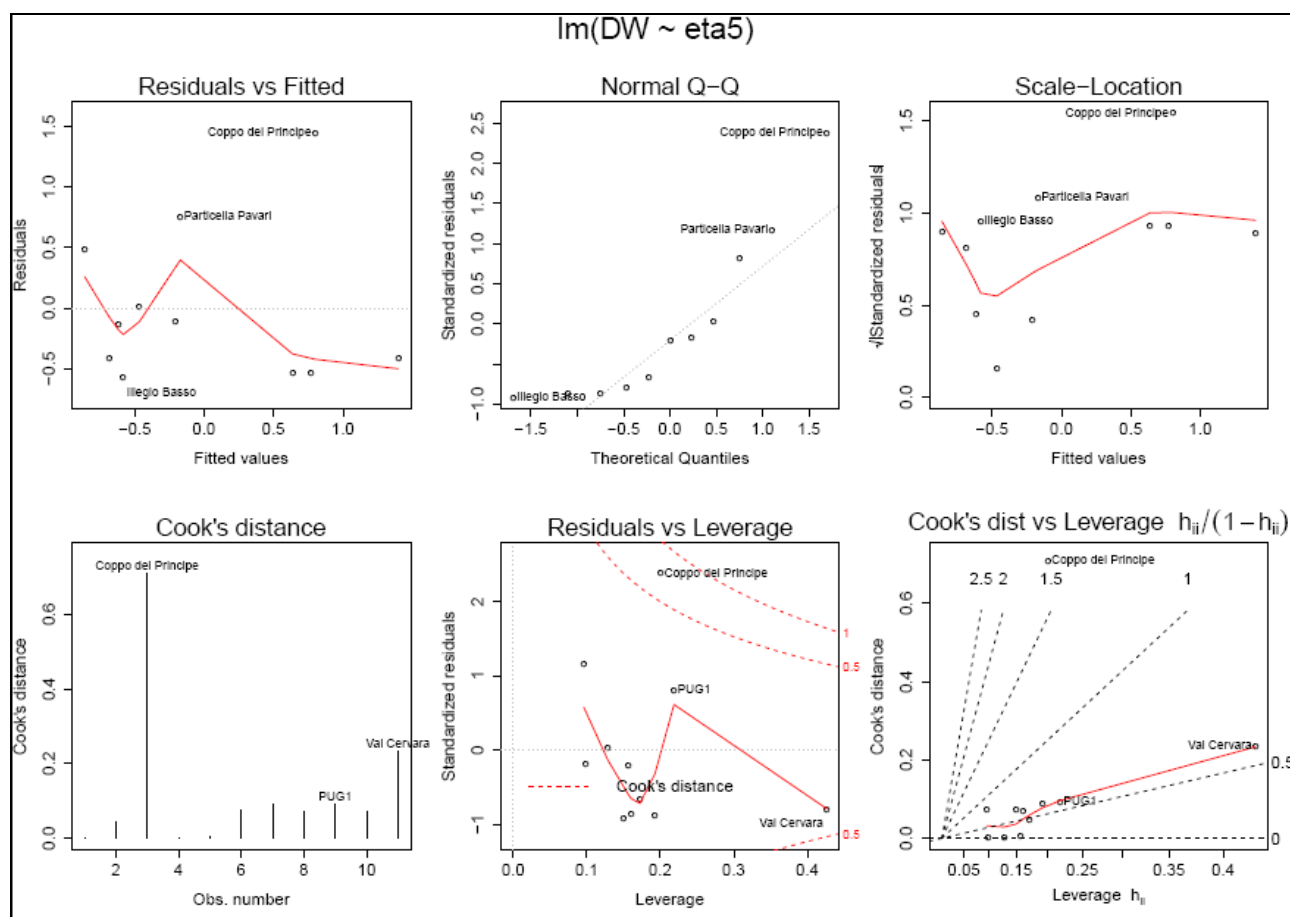


Figura 29: grafici per la verifica delle assunzioni di Omoschedasticità, Normalità degli errori, Indipendenza, Assenza di punti influenti

Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-0.55763	-0.20491	-0.06047	0.09304	0.88029	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	-0.1648	0.1404	-1.173	0.27442	
eta5	0.5728	0.1488	3.849	0.00488	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					
Residual standard error: 0.4413 on 8 degrees of freedom					
Multiple R-squared: 0.6494, Adjusted R-squared: 0.6055					
F-statistic: 14.82 on 1 and 8 DF, p-value: 0.004883					

Tabella 15: rapporto della regressione lineare della quantità di legno morto in funzione del parametro età5 (senza il sito di Coppo del Principe)

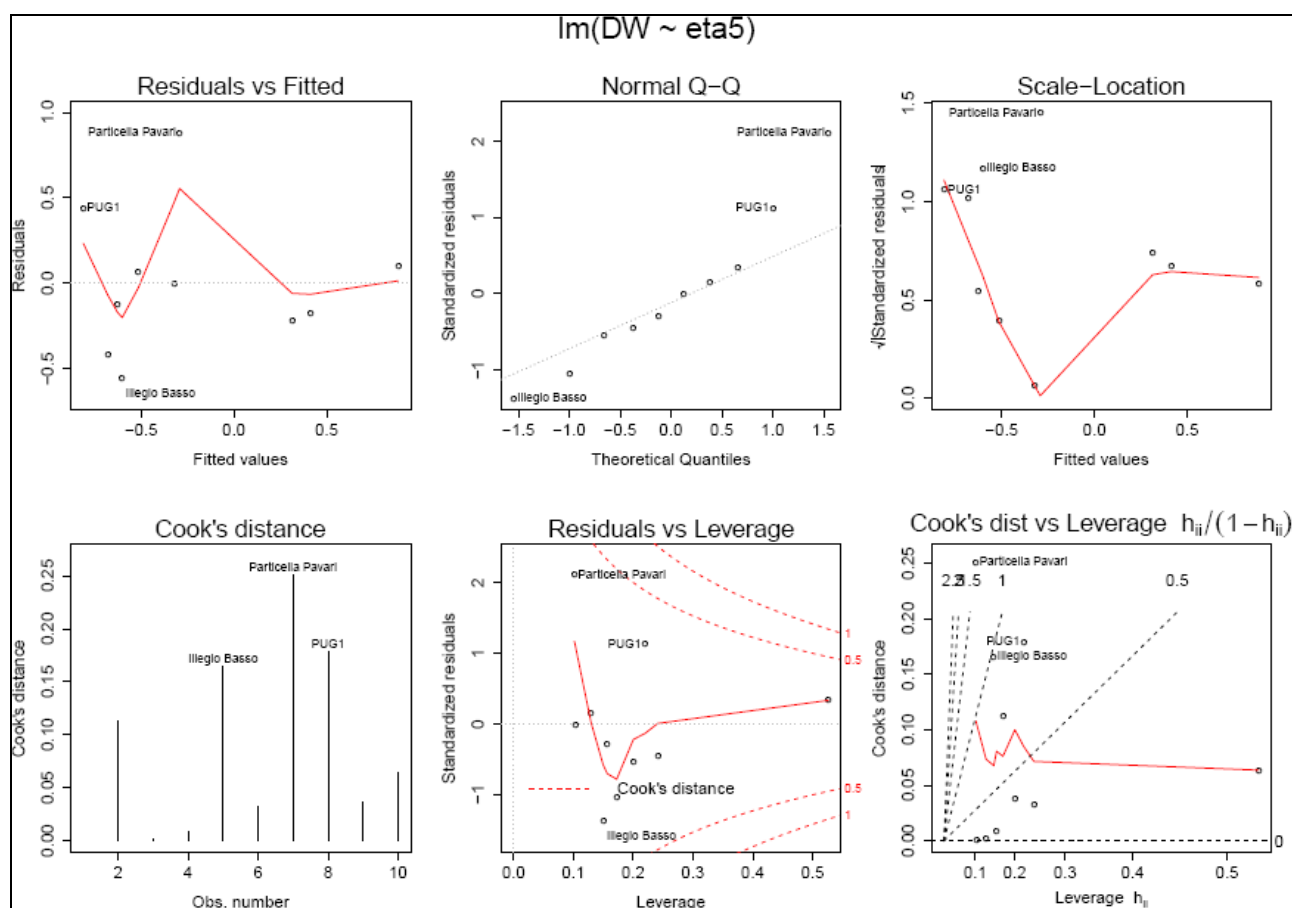


Figura 30: grafici per la verifica delle assunzioni di Omoschedasticità, Normalità degli errori, Indipendenza, Assenza di punti influenti (senza il sito di Coppo del Principe)

3.5 La lettiera e il suo contenuto di carbonio

La lettiera rappresenta uno dei 5 pools che costituiscono lo stock di carbonio degli ecosistemi forestali.

La quantità di lettiera accumulata al suolo dipende da molti fattori ed è per questo motivo molto variabile, con valori che vanno da $13.22 \pm 0.74 \text{ Mg ha}^{-1}$ della Particella Pavari a $23.63 \pm 1.75 \text{ Mg ha}^{-1}$ del sito CONECOFOR PUG1 (tab. 16).

Differenze significative sono state riscontrate nei siti laziali, in quelli abruzzesi e in quelli pugliesi. Considerando le due tipologie di siti, sono stati stimati mediamente quantità di lettiera pari a $16.95 \pm 1.55 \text{ Mg ha}^{-1}$ in quelli vetusti e $21.21 \pm 1.41 \text{ Mg ha}^{-1}$ in quelli gestiti.

Tali valori di lettiera corrispondono a pool di carbonio di $6.75 \pm 0.72 \text{ Mg C ha}^{-1}$ per le foreste vetuste e $8.80 \pm 0.69 \text{ Mg C ha}^{-1}$ per le gestite (tab. 16).

Le differenze riscontrate nella quantità di lettiera sono state riscontrate anche nel contenuto di carbonio tab. 16.

Tra le variabili ambientali e strutturali considerate nessuna sembra avere una buona capacità esplicativa della quantità di lettiera presente al suolo.

	Quantità di lettiera (Mg ha ⁻¹)	Concentrazione di carbonio g g ⁻¹	Contenuto di carbonio (Mg C ha ⁻¹)
Illegio Alto	22.20 ± 2.18 a	0.42 ± 0.03 a	9.35 ± 1.19 a
Lateis	17.92 ± 3.07 a	0.41 ± 0.03 a	7.30 ± 1.34 a
Illegio Basso	22.38 ± 3.88 a	0.39 ± 0.06 a	8.66 ± 2.02 a
Timau	13.36 ± 2.33 a	0.39 ± 0.06 a	5.16 ± 1.18 a
Fogliano	15.07 ± 0.48 a	0.42 ± 0.01 a	6.39 ± 0.29 a
Cimino	21.18 ± 1.22 b	0.42 ± 0.00 a	8.96 ± 0.52 b
Collelongo	22.77 ± 0.96 a	0.37 ± 0.03 a	8.51 ± 0.72 a
Coppo del Principe	15.46 ± 1.32 b	0.41 ± 0.03 a	6.38 ± 0.71 b
Val Cervara	20.56 ± 1.35 a	0.39 ± 0.02 a	7.93 ± 0.61 a
PUG1	23.63 ± 1.75 a	0.47 ± 0.03 a	11.10 ± 1.07 a
Particella Pavari	13.22 ± 0.74 b	0.36 ± 0.02 b	4.78 ± 0.42 b
Gestite	21.21 ± 1.42 a		8.80 ± 0.69 a
Vetuste	16.95 ± 1.56 b		6.75 ± 0.73 b
Alpine	18.96 ± 2.13 a		7.62 ± 0.92 a
Centro Italia	18.84 ± 1.57 a		7.72 ± 0.79 a

Tabella 16: contenuto di carbonio nella lettiera differenze significative tra coppie di siti sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

3.6 Il carbonio contenuto nel suolo

I siti analizzati presentano 5 tipologie di suolo: Andosol, Cambisol, Leptosol, Umbrisol e Acrisol.

Gli Andosols (FAO, 2006) rappresentano suoli che si sviluppano, in diverse condizioni climatiche, sopra residui di eruzioni vulcaniche. Sono i tipici suoli scuri di tali aree.

I Cambisols (FAO, 2006) sono suoli con almeno gli inizi della differenziazione in orizzonti. La trasformazione del materiale parentale è evidente dalla formazione della struttura e soprattutto dalla decolorazione tendente al marrone, l'aumento della percentuale di argilla e/o la rimozione di carbonati. I Leptosols (FAO, 2006) sono suoli poco profondi sopra la roccia madre, questi suoli sono estremamente ghiaiosi o pietrosi. I Leptosols sono suoli azonali e particolarmente comuni nelle regioni montane. Questi suoli su rocce calcaree possono presentare un orizzonte mollico. Gli Umbrisols (FAO, 2006) rappresentano suoli nei quali la sostanza organica si è accumulata all'interno della superficie minerale del suolo. Gli Umbrisols sono la logica controparte di suoli con un orizzonte mollic. Gli Acrisol (FAO, 2006) sono suoli che hanno un più alto contenuto di argilla negli strati inferiori rispetto ai superiori, come risultato dei processi pedogenetici (soprattutto la migrazione dell'argilla) portando a un strato denominato argic.

Questi sono riconoscibili poiché presentano lo strato superiore scuro.

Le principali caratteristiche fisiche dei suoli sono riportate nella tabella 17, quelle chimiche nella tabella 18 e la tessitura nella figura 31.

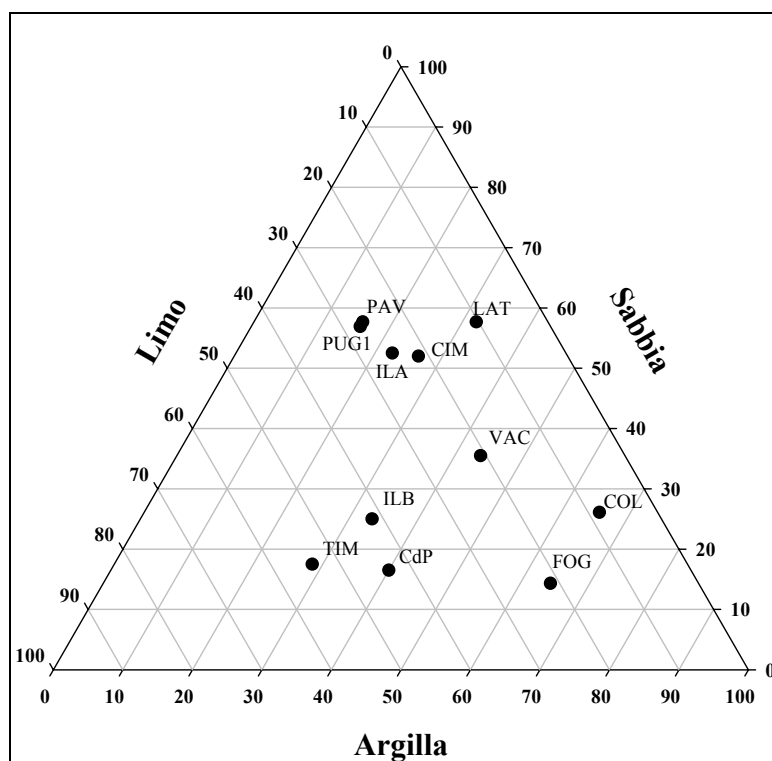


Figura 31: triangolo della tessitura

Sito	Tipo di suolo	Orizzonte	Profondità (cm)	Colore ^a	Tessitura ^b	Struttura ^c	Consistenza ^d	Plasticità ^e	Radici ^f	Limite inferiore ^g
Illegio Alto	Umbrisol	Oi Ah Bw C	6-0 0-19 19- 48 48-100+	7.5 YR 5/4 7.5 YR 5/2 7.5 YR 6/2	c ls	3, vf - m , sbk 2, vf-m, sbk m	(d) sh (d) h	(w) ps (w) ps	2, f-m; 1, c 1, f - c	C, I C, W
Lateis	Leptic Cambisols	Oi A Bw R	7 -0 0-3 3- 53 53+	10 YR 5/3 7.5 YR 4/4 7.5 YR 5/1	c c	3, f - m, sbk 2, f - m, sbk m	(d) sh (d) sh	(w) ps (w) ps	2, f 2, f, 1, c	C, I C, W
Illegio Basso	Haplic Leptosols	Oi A B R	9 -0 0-11 11- 50 50 +	7.5 YR 3/3 7.5 YR 5/3	sil sil	3, f - m, sbk 2, f - m, sbk m	(d) so (d) sh	(w) ps (w) ps	2, f - m 2, f - m, 1, c	C, I C, W
Timau	Haplic Leptosols	Oi A B B1	9 -0 0-7 7- 50 50-100+	7.5 YR 4/4 7.5 YR 5/4 7.5 YR 5/4	sil sic sic	2, vf, sbk 2, vf, sbk 2, vf, sbk	(d) so (d) so (d) so	(w) ps (w) ps (w) ps	2, f 2, f - m 2, f - m	C, W C, W C, W
Fogliano	Umbrisol	Oi A1 A2 Bw	6 -0 0-19 19-40 40-100+	7.5 YR 4/4 7.5 YR 4/3 5 YR 4/6	ls sl sl	2, f - m, sbk 2, f - m, sbk 2, f, sbk	(d) so (d) so (d) so	(w) ps (w) ps (w) ps	2, f 2, f 2, f, 1, c	C, I C, I
Cimino	Haplic Andosols	Oi Oe A B	5-1 1-0 0-45 45-100+	2.5 YR 2.5/1 2.5 YR 2.5/1	sicl cl	2, vf-m, abk 2, vf-f, abk	m (vfr) m (vfr)	(w) ps (w) ps	2 f-m 2 f-m	a, w g, s
Collelongo*	Haplic acrisols	Oi Oe A1 A2 B R	1-0.5 0.5-0 0-6 6- 45 45-80 80+	5YR3/4 5YR3/4 7.5YR4/4	sil sil sic	2, f - m, sbk 2, vf - f, sbk 2, vf, sbk	(d) so (d) so (d) h	(w) ps (w) ps (w) ps	2, f - m 2, f - m 2, f, 1, m - c	C, I C, I C, W
Coppo del Principe	Leptic Leptosols	Oi A B	5-0 0-15 15-45	7.5 YR 4/4 7.5 YR 4/2	sc sc	2, f - m, sbk 2, f, sbk	(d) h (d) sh	(w) ps (w) ps	2, f - m 2, f, 1, m - c	C, I C, W
Val Cervara	Haplic cambisols	Oi A Bw	5-0 0-30 30-45	7.5 YR 4/4 7.5 YR 4/2	sl sc	2, f - m, sbk 2, f, sbk	(d) so (d) sh	(w) ps (w) ps	2, f - m 2, f, 1, m - c	C, I C, W
PUG1**	Haplic acrisols	Oi A A/B B	2-0 0-10 10-35 52-100+	5YR 3/2 7.5YR 3/2 7.5YR 4/4	sil sil sicl	2, f - m, sbk 2, vf - f, sbk 2, vf, sbk	(d) so (d) so (d) h	(w) ps (w) ps (w) ps	2, f - m 2, f - m 2, f, 1, m - c	C, I C, I C, W
Particella Pavari	Haplic cambisols	Oi A A/B B	5-0 0-30 15-30 30-80+	7.5 YR 4/4 7.5 YR 4/2 7.5 YR 5/4	s s sc	2, f - m, sbk 2, vf - f, sbk 2, vf, sbk	(d) so (d) so (d) h	(w) ps (w) ps (w) ps	2, f - m 2, f - m 2, f, 1, m - c	C, I C, I C, W

Tabella 17: caratteristiche fisiche dei suoli dei siti, **a** Moist and Crushed, according to the Munsell Charts®; **b** Tessitura: sicl=silt clay loam; cl=clay-loam; sic=silty-clay; c=clay; l=loam; s= sandy; sl= sandy loam; ls=loamy sand; sil= silt loam; **c** Struttura: 0=structureless; 1=weak; 2=moderate; 3=strong; vf=very fine; f=fine; m=medium; c=coarse; sbk=subangular blocky; abk= angular blocky; m=massive; **d** Consistenza: (m)=moist; (d)=dry; vfr=very friable; fr=friable; sh=slightly hard; vh=very hard; so=soft; l=loose; h=hard; **e** Plasticità: (w)=wet; ps=slightly plastic; p=moderately plastic; **f** Radici: 1=few; 2=common; 3=many; vf=very fine; f=fine; m=medium; c=coarse; **g** Limite inferiore: c=clear; g=gradual; a=abrupt; s=smooth; w=wavy; i= irregular. (* dati Biosoil, ** dati Conecofor)

Sito	Tipo di suolo	Orizzonte	pH	C %		N%	Ca cmol _c kg ⁻¹		Mg cmol _c kg ⁻¹		Na cmol _c kg ⁻¹		K cmol _c kg ⁻¹	
Illegio Alto	Haplic Umbrisol	Ah	4.9	10.90	± 1.85	0.48 ± 0.09	7.43	± 0.77	3.37	± 0.69	1.49	± 0.05	0.95	± 0.04
		Bw	5.4	2.78	± 0.79	0.16 ± 0.03	4.73	± 2.73	1.01	± 0.15	1.09	± 0.30	0.72	± 0.03
		C		2.23	± 0.73	0.15 ± 0.02	9.99	± 3.17	8.34	± 3.73	1.34	± 0.08	0.72	± 0.05
Lateis	Leptic Cambisols	A	5.5	7.53	± 1.38	0.41 ± 0.05	13.48	± 3.88	2.02	± 0.29	1.35	± 0.05	0.97	± 0.03
		Bw	5.7	2.11	± 0.93	0.18 ± 0.04	24.39	± 11.27	0.86	± 0.25	1.30	± 0.07	0.74	± 0.04
Illegio Basso	Haplic Leptosols	A	5.3	8.86	± 1.66	0.37 ± 0.09	8.43	± 2.51	1.80	± 1.64	1.30	± 0.04	1.18	± 0.37
		B	5.1	2.72	± 0.35	0.13 ± 0.03	10.23	± 3.54	2.06	± 1.57	1.25	± 0.04	0.76	± 0.02
Timau	Haplic Leptosols	A	4.9	12.44	± 2.30	0.52 ± 0.18	1.90	± 0.68	1.43	± 0.07	0.90	± 0.11	4.09	± 0.06
		B	5	2.42	± 0.53	0.17 ± 0.03	2.93	± 0.35	1.18	± 0.31	0.91	± 0.01	3.80	± 0.43
Fogliano	Haplic Umbrisol	A1	4.9	12.71	± 1.92	0.72 ± 0.10	11.04	± 1.28	5.03	± 0.90	1.81	± 0.07	5.57	± 0.09
		A2	5.3	6.53	± 1.53	0.36 ± 0.12	3.82	± 2.63	1.98	± 1.08	1.69	± 0.07	4.94	± 0.35
		Bw	5.1	2.61	± 1.11	0.14 ± 0.05	2.38	± 0.90	1.59	± 0.58	1.59	± 0.18	4.52	± 0.15
Cimino	Haplic Andosols	A	5.2	6.00	± 0.65	0.38 ± 0.08	5.02	± 2.05	1.82	± 0.50	1.86	± 0.40	4.56	± 0.26
		B	4.7	4.00	± 1.68	0.28 ± 0.09	2.93	± 0.75	1.39	± 0.45	1.62	± 0.11	4.22	± 0.09
Collelongo*	Humic Acrisols	A1	5.11	14.63	± 2.91	1.10 ± 0.17	19.49	± 6.85	2.42	± 0.16	0.15	± 0.03	1.48	± 0.43
		A2	4.65	8.97	± 0.90	0.73 ± 0.07	11.44	± 7.51	1.17	± 0.28	0.14	± 0.03	0.79	± 0.39
		B	4.93	6.71	± 0.37	0.54 ± 0.05	6.39	± 3.34	1.04	± 0.24	0.14	± 0.03	0.69	± 0.24
Coppo del Principe	Leptic Leptosols	A	4.9	14.04	± 0.18	1.14 ± 0.60	19.06	± 6.10	2.97	± 0.81	1.21	± 0.08	1.32	± 0.47
		B	5.6	11.07	± 1.33	0.83 ± 0.28	37.67	± 17.72	1.71	± 0.27	1.36	± 0.01	1.06	± 0.10
Val Cervara	HaplicCambisols	A	5.3	10.95	± 1.30	0.93 ± 0.29	18.32	± 15.41	2.96	± 0.62	1.01	± 0.02	3.53	± 1.43
		Bw	5.8	9.38	± 2.13	0.75 ± 0.15	14.06	± 5.72	2.44	± 0.72	1.03	± 0.01	1.22	± 0.12
PUG1**	Humic Acrisols	A	5	6.11	±	0.51 ±	10.53	±	3.13	±	0.20	±	1.36	±
		A/B	4.8	5.28	±	0.46 ±	4.38	±	1.83	±	0.21	±	0.82	±
		B	4.9	1.14	±	0.44 ±	2.05	±	1.73	±	0.17	±	0.59	±
Particella Pavari	Haplic cambisols	A	5	10.30	± 0.87	0.78 ± 0.14	15.57	± 6.13	5.28	± 1.81	1.15	± 0.03	2.05	± 0.31
		A/B	4.8	8.32	± 0.99	0.62 ± 0.06	8.33	± 1.83	4.57	± 1.17	1.42	± 0.06	1.79	± 0.42
		B	4.8	6.12	± 0.00	0.47 ± 0.00	7.77	± 1.56	2.93	± 0.86	1.41	± 0.03	1.61	± 0.42

Tabella 18: caratteristiche chimiche dei suoli (* dati Biosoil, ** dati CONECOFOR).

Il suolo riveste un ruolo fondamentale nell'immagazzinamento del carbonio negli ecosistemi forestali, però questo pool risulta fortemente influenzato da vari fattori come ad esempio la profondità del suolo (o del campionamento), le caratteristiche fisiche e stazionali (pendenza, pietrosità).

Nei suoli sono immagazzinate quantità di carbonio che variano da $83.12 \pm 0.72 \text{ Mg C ha}^{-1}$ del sito di Timau a $280.90 \pm 18.92 \text{ Mg C ha}^{-1}$ del Monte Cimino (fig. 32).

All'interno di tutti i siti comunque è stata notata una certa variabilità, come spesso riportato in letteratura, infatti i Coefficienti di variazione sono abbastanza elevati con valori che vanno da 0.12 del Fogliano a 0.41 di Timau.

Nelle foreste vetuste il carbonio contenuto in questo comparto dell'ecosistema è mediamente $223.60 \pm 31.67 \text{ MgC ha}^{-1}$ e in quelle gestite $217.49 \pm 22.16 \text{ MgC ha}^{-1}$.

Lo stock di carbonio nel suolo dei siti friulani, $153.90 \pm 26.27 \text{ MgC ha}^{-1}$, è significativamente più basso di quello del centro Italia, $259.06 \pm 9.25 \text{ MgC ha}^{-1}$.

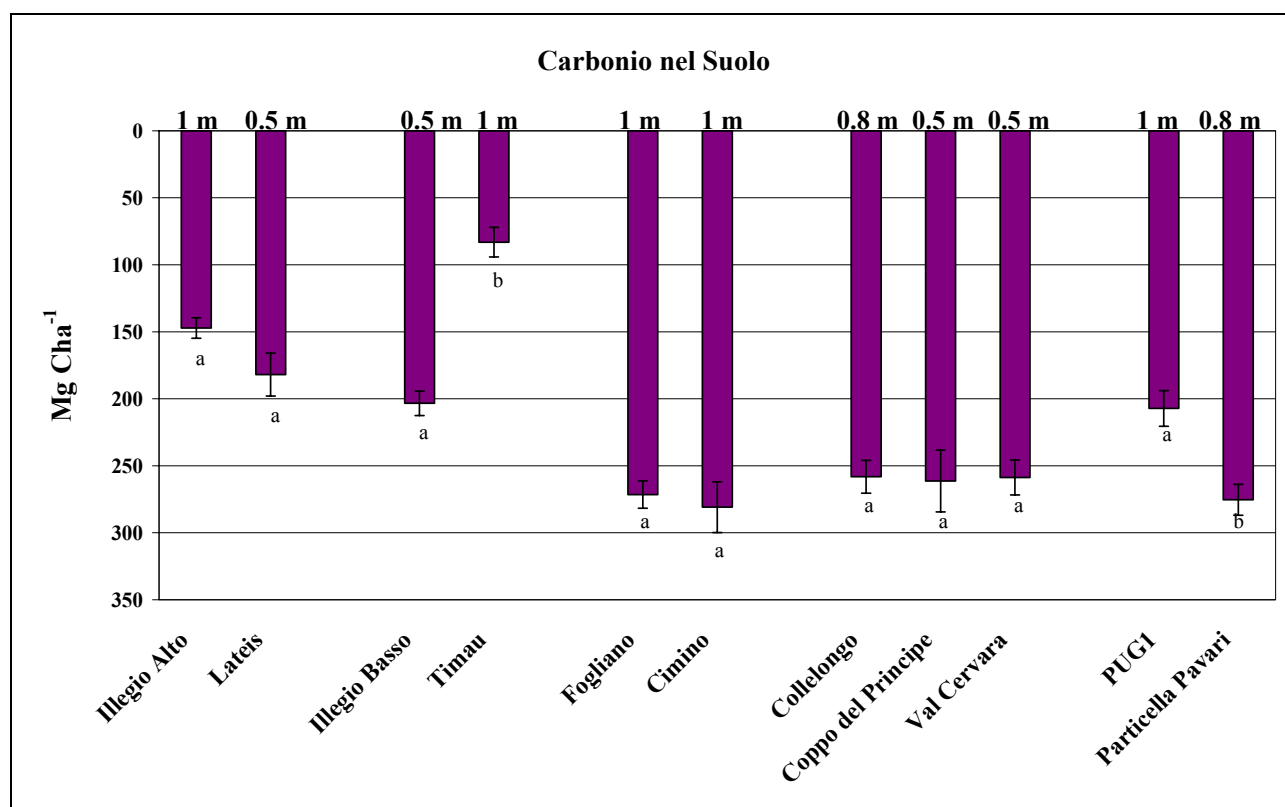


Figura 32: carbonio contenuto nel suolo, differenze significative tra coppie di siti sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$), valori in alto: profondità massima di campionamento.

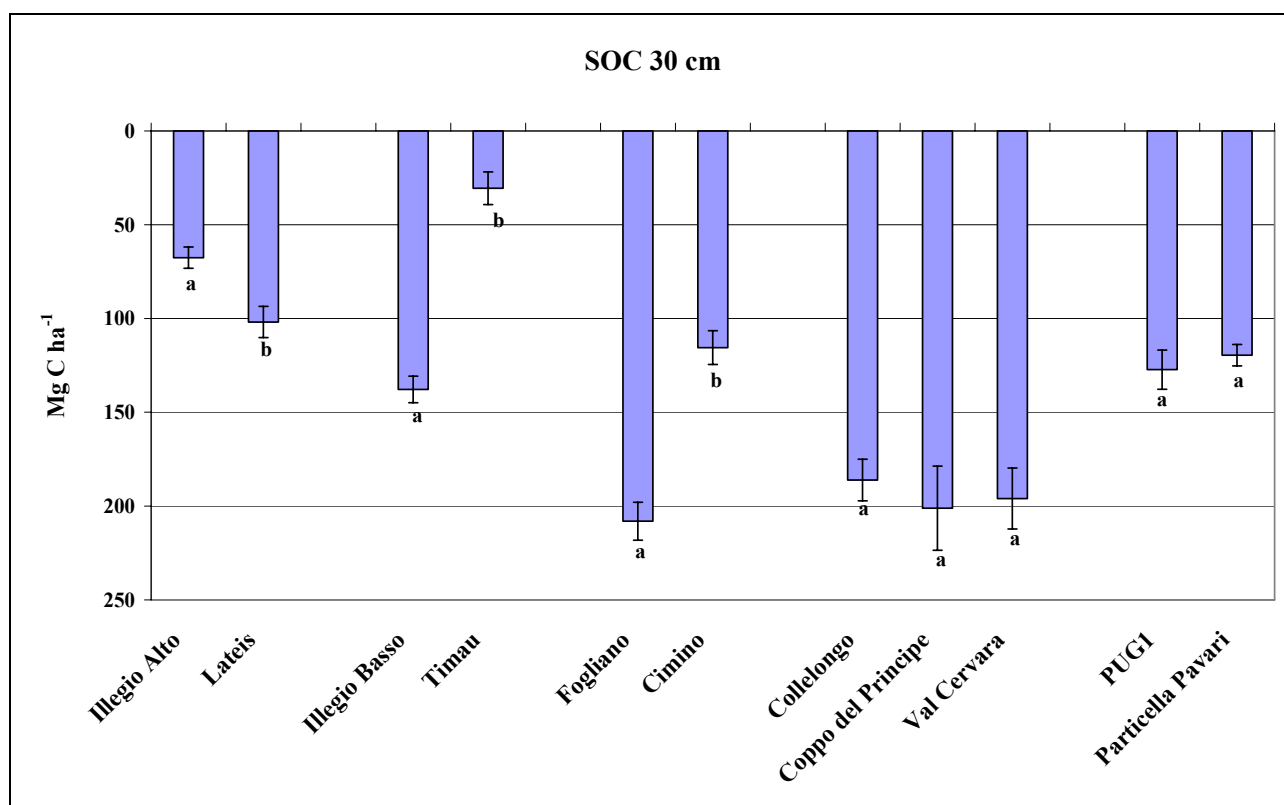


Figura 33: confronto tra i primi 30 cm di suolo differenze significative tra coppie di siti sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

Per confrontare il contenuto di carbonio nei siti in maniera standardizzata, si è deciso di presentare i dati calcolati per i primi 30 cm di suolo minerale, profondità che viene anche richiesta per le stime del protocollo di Kyoto. La quantità di carbonio contenuta fino a tale profondità varia da $30.51 \pm 8.86 \text{ MgC ha}^{-1}$ di Timau a $208.04 \pm 10.11 \text{ MgC ha}^{-1}$ del Fogliano, con valori medi pari a $127.42 \pm 32.02 \text{ MgC ha}^{-1}$ per le foreste vetuste e $145.40 \pm 20.41 \text{ MgC ha}^{-1}$ per le gestite.

Considerando i primi 30 cm di suolo sono emerse nuove differenze significative tra i siti omologhi, come nelle coppie Cimino-Fogliano (t-test, $P < 0.001$), e Lateis - Illegio Alto (t-test, $P < 0.001$). Nel caso della coppia PUG1-Particella Pavari la differenza riscontrata sull'intero profilo scompare nei primi 30 cm.

Considerando i vari di tipi di suolo individuati (fig. 34) non sono state riscontrate differenze significative. Tra le tipologie di suolo il più alto contenuto di carbonio è stato riscontrato nell'Andisol del Cimino, ed il più basso nel Leptisol, pari a $182 \pm 52.50 \text{ MgC ha}^{-1}$, trovato nei siti di Timau, Illegio Basso e Coppo del Principe.

Considerando i primi 30 cm (fig. 35) di suolo lo stock più alto è stato riscontrato negli Acrisol che mediamente contengono $156.68 \pm 29.41 \text{ MgC ha}^{-1}$, il valore più basso nell'Andisol $115 \pm 9.01 \text{ MgC ha}^{-1}$, questa differenza ci permette di capire come suoli diversi immagazzinino carbonio in modo differente, con gli Andisol che presentano una distribuzione omogenea lungo tutta la profondità,

mentre gli altri tipi di suolo hanno la maggior parte del carbonio immagazzinato nella parte più superficiale.

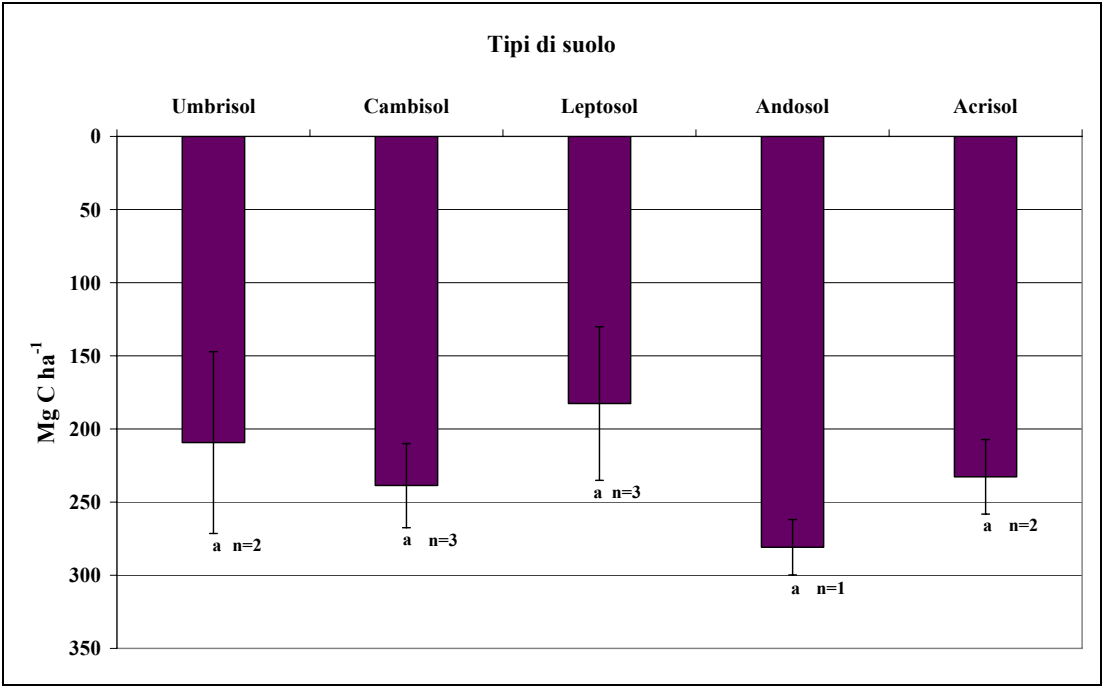


Figura 34: contenuto di carbonio nei diversi tipi di suolo per tutta la prpfondità di campionamento. Differenze significative tra tipi di suolo sono indicate da lettere diverse (ANOVA, $\alpha=0.05$). Per gli Andosol le differenze sono calcolate sulla variabilità interna del sito del Cimino.

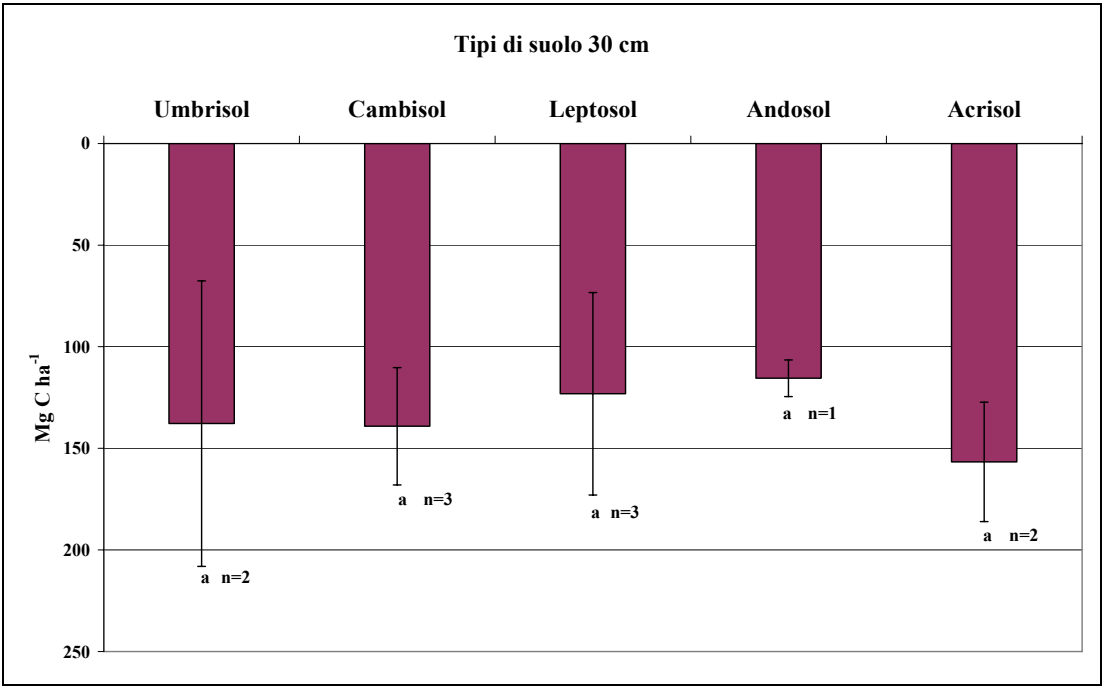


Figura 35: contenuto di carbonio nei diversi tipi di suolo nei primi 30 cm, differenze significative ta tipi di suolo sono indicate da lettere diverse (ANOVA, $\alpha=0.05$)- Per gli Andosol le differenze sono calcolate sulla variabilità interna del sito del Cimino

3.7 Lo stock di carbonio

Sommando i pool presentati nei paragrafi precedenti è possibile calcolare lo stock totale dei vari siti.

Le quantità di carbonio immagazzinate nelle varie foreste variano da $331.18 \pm 21.47 \text{ MgC ha}^{-1}$ di Timau a $655.91 \pm 21.63 \text{ MgC ha}^{-1}$ del Cimino (fig. 36, tab. 19).

Le foreste vetuste presentano uno stock medio di carbonio di $512.89 \pm 50.45 \text{ MgC ha}^{-1}$ allocato il 43% nella biomassa epigea, l'11% in quella ipogea, il 2% nel legno morto, l'1% nella lettiera e il 42% nel suolo.

Nelle foreste gestite è immagazzinata una quantità media di carbonio di $467.67 \pm 39.43 \text{ MgC ha}^{-1}$, distribuita per il 38% nella biomassa epigea, 9% in quella ipogea, lo 0.06% nel legno morto, il 2% nella lettiera ed il 49.4% nel suolo.

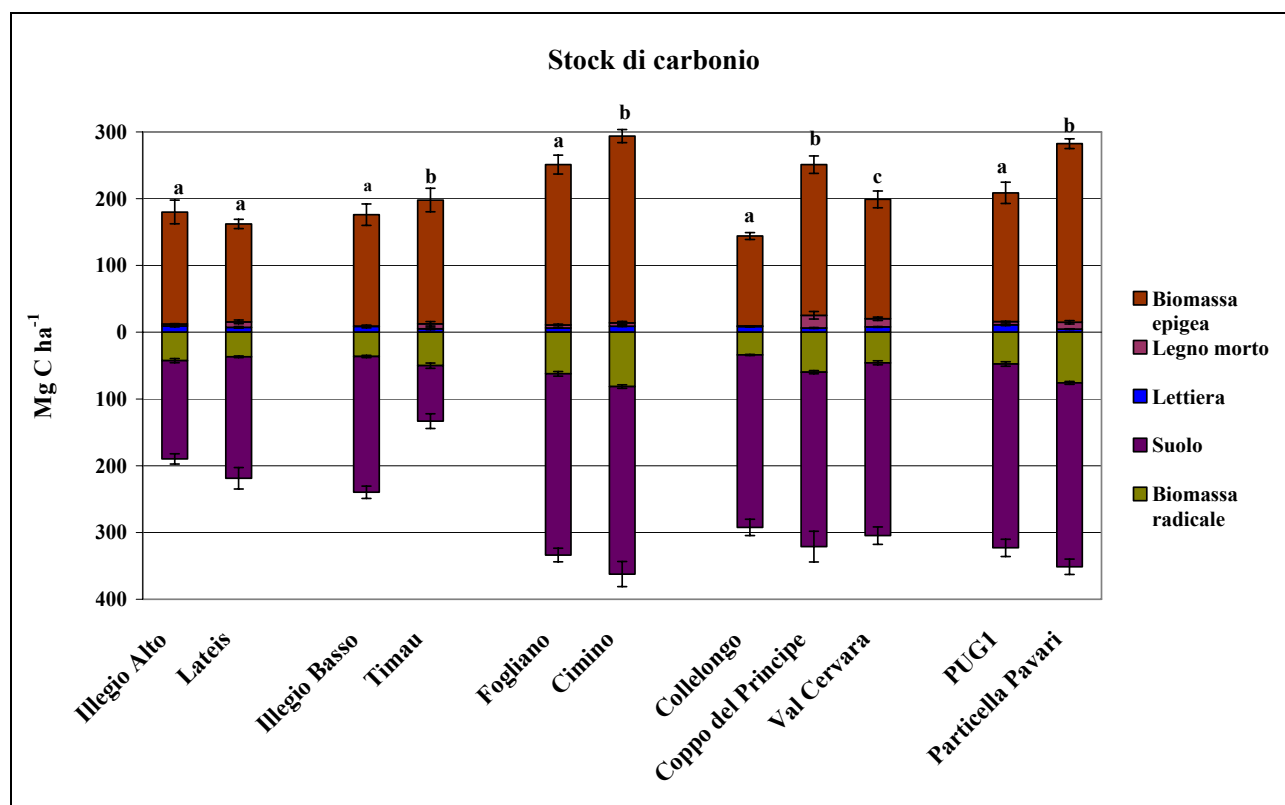


Figura 36: stock di carbonio dei vari siti, differenze significative tra coppie di siti sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

	Illegio Alto	Lateis	Illegio Basso	Timau	Fogliano	Cimino	Collelongo	Coppo del Principe	Val Cervara	PUG1	Particella Pavari
Componente	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ⁻¹
foglie	1.71 ± 0.20	1.55 ± 0.09	1.32 ± 0.09	1.64 ± 0.14	1.92 ± 0.12	1.98 ± 0.07	1.67 ± 0.08	1.78 ± 0.14	1.46 ± 0.12	1.92 ± 0.15	1.95 ± 0.05
rami	30.87 ± 4.71	26.84 ± 1.84	34.17 ± 4.89	47.41 ± 9.36	59.92 ± 7.17	88.76 ± 5.85	20.95 ± 0.95	59.33 ± 3.82	44.40 ± 5.30	37.43 ± 4.83	83.31 ± 5.27
fusti	135.27 ± 17.06	118.25 ± 6.72	131.31 ± 15.21	136.40 ± 14.92	178.44 ± 12.19	188.90 ± 7.99	112.00 ± 5.09	164.47 ± 12.46	132.98 ± 11.48	153.45 ± 15.10	182.26 ± 5.14
Biomassa epigea	167.86 ± 17.70	146.64 ± 6.97	166.80 ± 15.97	185.45 ± 17.61	240.29 ± 14.15	279.64 ± 9.90	134.62 ± 5.18	225.57 ± 13.04	178.84 ± 12.64	192.81 ± 15.85	267.51 ± 7.36
Biomassa radicale	42.57 ± 2.99	36.75 ± 1.26	36.34 ± 1.77	50.07 ± 4.12	62.27 ± 3.46	81.31 ± 2.61	34.04 ± 0.95	59.76 ± 2.40	45.81 ± 2.93	47.54 ± 3.48	75.85 ± 2.21
Ceppaie I Classe	0.19 ± 0.11	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.15 ± 0.09	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Ceppaie II Classe	1.01 ± 0.60	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.50 ± 0.31	0.00 ± 0.00	0.02 ± 0.01	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Ceppaie III Classe	0.09 ± 0.05	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.15 ± 0.15	0.12 ± 0.02	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Totale Ceppaie	1.29 ± 0.62	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.66 ± 0.34	0.00 ± 0.00	0.29 ± 0.09	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Snag I Classe	0.05 ± 0.05	2.28 ± 1.71	0.30 ± 0.30	6.09 ± 3.28	0.29 ± 0.24	0.11 ± 0.08	0.06 ± 0.04	6.07 ± 3.76	1.09 ± 0.47	1.58 ± 0.28	0.21 ± 0.21
Snag II Classe	0.00 ± 0.00	0.04 ± 0.04	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.04 ± 0.03	0.01 ± 0.00	1.81 ± 1.16	1.39 ± 0.55	0.00 ± 0.00	0.23 ± 0.23
Snag III Classe	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.09 ± 0.09	0.00 ± 0.00	0.16 ± 0.16
Totale snag	0.05 ± 0.05	2.32 ± 1.71	0.30 ± 0.30	6.09 ± 3.28	0.29 ± 0.24	0.14 ± 0.09	0.06 ± 0.04	7.88 ± 3.94	2.57 ± 0.73	1.58 ± 0.28	0.60 ± 0.35
Log I Classe	0.11 ± 0.07	0.62 ± 0.41	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.86 ± 0.79	3.08 ± 2.06	0.01 ± 0.01	1.89 ± 1.31	5.16 ± 2.29	0.09 ± 0.09	1.93 ± 1.10
Log II Classe	0.22 ± 0.11	3.21 ± 2.22	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.32 ± 0.27	0.36 ± 0.18	0.00 ± 0.00	6.00 ± 3.66	1.70 ± 0.59	1.14 ± 0.24	2.46 ± 1.23
Log III Classe	0.12 ± 0.06	0.36 ± 0.10	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.01 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.02	1.28 ± 0.59	0.78 ± 0.36	1.34 ± 0.25	2.09 ± 1.69
Totale log	0.45 ± 0.14	4.19 ± 2.26	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	1.19 ± 0.84	3.47 ± 2.06	0.04 ± 0.02	9.16 ± 3.94	7.65 ± 2.39	2.57 ± 0.36	6.48 ± 2.36
FWD (2 - 10 cm) I Classe	0.47 ± 0.03	1.32 ± 0.23	0.25 ± 0.15	0.57 ± 0.11	0.96 ± 0.45	0.81 ± 0.23	0.48 ± 0.09	1.09 ± 0.51	1.17 ± 0.36	0.16 ± 0.05	1.47 ± 0.36
FWD (2 - 10 cm) II Classe	0.34 ± 0.27	0.19 ± 0.08	0.02 ± 0.01	0.57 ± 0.32	1.11 ± 0.51	0.47 ± 0.17	0.04 ± 0.02	0.83 ± 0.34	0.58 ± 0.09	0.55 ± 0.16	1.21 ± 0.33
FWD (2 - 10 cm) III Classe	0.24 ± 0.03	0.16 ± 0.09	0.02 ± 0.02	0.14 ± 0.07	0.23 ± 0.06	0.21 ± 0.05	0.01 ± 0.01	0.12 ± 0.05	0.25 ± 0.07	0.00 ± 0.00	0.31 ± 0.06
Totale FWD	1.04 ± 0.27	1.67 ± 0.26	0.29 ± 0.15	1.29 ± 0.34	2.31 ± 0.68	1.48 ± 0.29	0.53 ± 0.09	2.05 ± 0.62	2.00 ± 0.38	0.71 ± 0.17	3.00 ± 0.49
I Classe	0.81 ± 0.14	4.22 ± 1.78	0.55 ± 0.33	6.66 ± 3.28	2.11 ± 0.94	4.00 ± 2.07	0.70 ± 0.13	9.05 ± 4.02	7.43 ± 2.36	1.83 ± 0.30	3.61 ± 1.17
II Classe	1.57 ± 0.67	3.44 ± 2.22	0.02 ± 0.01	0.57 ± 0.32	1.93 ± 0.65	0.86 ± 0.26	0.07 ± 0.03	8.65 ± 3.86	3.67 ± 0.81	1.69 ± 0.29	3.90 ± 1.29
III Classe	0.45 ± 0.09	0.52 ± 0.13	0.02 ± 0.02	0.14 ± 0.07	0.39 ± 0.16	0.24 ± 0.05	0.15 ± 0.03	1.40 ± 0.60	1.12 ± 0.38	1.34 ± 0.25	2.56 ± 1.70
Totale legno morto	2.83 ± 0.69	8.18 ± 2.85	0.59 ± 0.33	7.37 ± 3.29	4.44 ± 1.16	5.10 ± 2.09	0.92 ± 0.14	19.09 ± 5.60	12.22 ± 2.52	4.86 ± 0.49	10.07 ± 2.43
Lettiera	9.35 ± 1.19	7.30 ± 1.34	8.66 ± 2.02	5.16 ± 1.18	6.39 ± 0.29	8.96 ± 0.52	8.51 ± 0.72	6.38 ± 0.71	7.93 ± 0.61	11.10 ± 1.07	4.78 ± 0.42
Suolo	147.16 ± 7.63	181.97 ± 15.97	203.34 ± 9.13	83.13 ± 11.03	271.49 ± 10.25	280.91 ± 18.93	258.23 ± 12.22	261.38 ± 23.06	258.80 ± 12.99	275.35 ± 12.96	275.42 ± 11.53
Stock di Carbonio	369.77 ± 19.56	380.85 ± 17.75	415.73 ± 18.59	331.18 ± 21.47	584.88 ± 17.85	655.91 ± 21.63	436.32 ± 13.33	572.19 ± 27.19	503.60 ± 18.54	531.66 ± 20.81	633.64 ± 14.08

Tabella 19: componenti dello stock totale di carbonio dei siti studiati.

3.8 Stima della produzione primaria netta

La produzione primaria netta (tab. 20, fig. 37) varia da $16.65 \pm 0.66 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ del sito di PUG1 a $9.24 \pm 0.33 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ di Val Cervara. Le foreste gestite presentano una NPP di $14.58 \pm 0.71 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ e le vetuste di $13.32 \pm 1.13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, con i valori dei siti friulani e del centro Italia rispettivamente a $14.50 \pm 0.81 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ e $13.55 \pm 1.32 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$.

	Foglie (Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Inc. Rami (Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Inc. Fusti (Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Inc. Radici (Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Radici fini (Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	NPP Totale (Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹)
Illegio Alto	3.56 ± 0.42	1.31 ± 0.24	4.60 ± 0.57	1.83 ± 0.13	2.59 ± 0.09	13.89 ± 0.77
Lateis	3.23 ± 0.18	1.07 ± 0.06	4.28 ± 0.21	1.57 ± 0.05	2.57 ± 0.14	12.72 ± 0.33
Illegio Basso	2.75 ± 0.19	1.99 ± 0.35	5.51 ± 0.73	1.87 ± 0.10	2.66 ± 0.29	14.79 ± 0.88
Timau	3.42 ± 0.29	1.83 ± 0.21	5.50 ± 0.64	2.81 ± 0.39	3.03 ± 0.32	16.58 ± 0.89
Fogliano	4.01 ± 0.22	2.03 ± 0.27	4.00 ± 0.32	1.81 ± 0.12	3.34 ± 0.19	15.20 ± 0.52
Cimino	4.12 ± 0.15	2.19 ± 0.14	3.11 ± 0.14	1.76 ± 0.06	4.55 ± 0.47	15.74 ± 0.53
Collelongo	3.47 ± 0.16	0.64 ± 0.03	3.48 ± 0.16	1.31 ± 0.04	3.46 ± 0.67	12.37 ± 0.70
Coppo del Principe	3.70 ± 0.29	1.19 ± 0.08	2.36 ± 0.20	1.11 ± 0.05	3.06 ± 0.26	11.42 ± 0.45
Val Cervara	2.97 ± 0.24	0.87 ± 0.06	2.11 ± 0.10	0.87 ± 0.04	2.43 ± 0.18	9.24 ± 0.33
PUG1	4.00 ± 0.32	1.75 ± 0.23	5.63 ± 0.50	1.90 ± 0.15	3.36 ± 0.09	16.65 ± 0.66
Particella Pavari	4.06 ± 0.11	1.98 ± 0.08	3.32 ± 0.17	1.69 ± 0.03	3.20 ± 0.39	14.25 ± 0.44
Vetuste	3.58 ± 0.19	1.52 ± 0.22	3.45 ± 0.52	1.63 ± 0.27	3.14 ± 0.31	13.32 ± 1.13
Gestite	3.56 ± 0.23	1.54 ± 0.26	4.64 ± 0.42	1.75 ± 0.11	3.08 ± 0.19	14.58 ± 0.71
Alpine	3.24 ± 0.18	1.55 ± 0.22	4.97 ± 0.31	2.02 ± 0.27	2.71 ± 0.11	14.50 ± 0.81
Centro Italia	3.76 ± 0.21	1.52 ± 0.31	3.43 ± 0.58	1.49 ± 0.20	3.34 ± 0.32	13.55 ± 1.32

Tabella 20: produzione primaria netta dei siti.

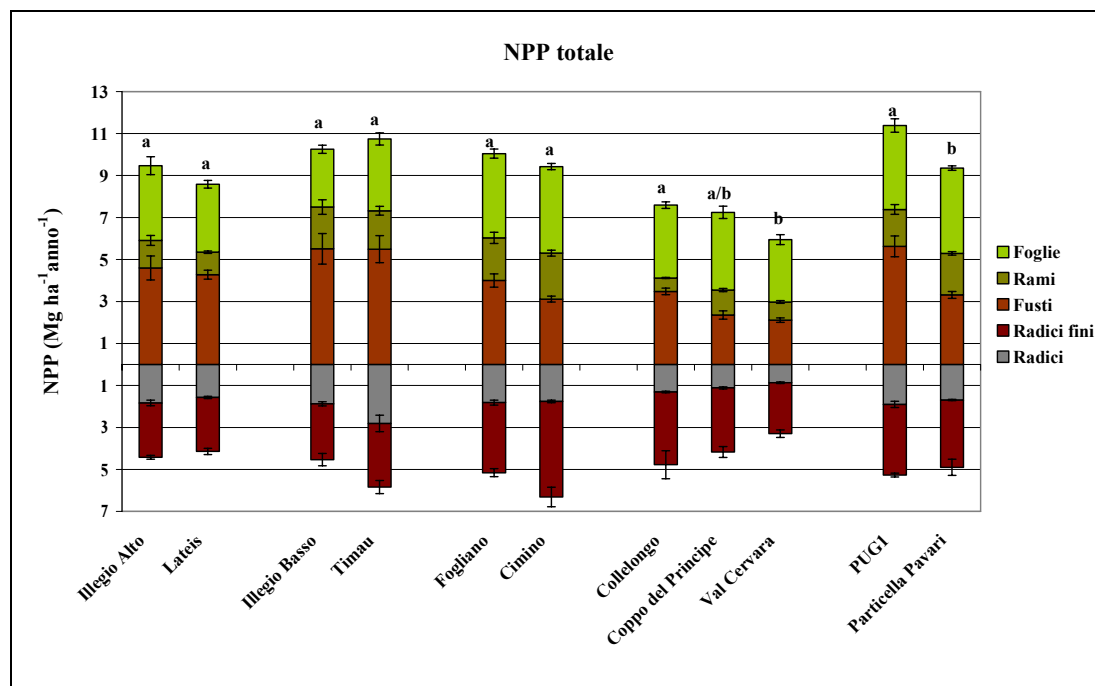


Figura 37: produzione primaria netta, differenze significative sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

I valori di NPP stimati corrispondono a grandi quantità di carbonio assorbito dalle piante e allocato nei vari comparti della biomassa (tab. 21, fig. 38).

La quantità di carbonio assorbita per il 2009 varia da $4.25 \pm 0.15 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ di Val Cervara a $7.65 \pm 0.45 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ di Timau. Non è stata riscontrata una differenza significativa tra la C-NPP degli ecosistemi vetusti, pari a $6.12 \pm 0.52 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, e quella dei gestiti, pari a $6.69 \pm 0.33 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$.

	Foglie (Mg C ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Inc. Rami (Mg C ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Inc. Fusti (Mg C ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Inc. Radici (Mg C ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Radici fini (Mg C ha ⁻¹ anno ⁻¹)	C-NPP (Mg C ha ⁻¹ anno ⁻¹)
Illegio Alto	1.71 ± 0.20	0.62 ± 0.11	2.19 ± 0.27	0.85 ± 0.06	1.04 ± 0.04	6.41 ± 0.37
Lateis	1.55 ± 0.09	0.51 ± 0.03	2.04 ± 0.10	0.73 ± 0.03	1.03 ± 0.06	5.86 ± 0.15
Illegio Basso	1.32 ± 0.09	0.95 ± 0.16	2.62 ± 0.35	0.87 ± 0.05	1.06 ± 0.12	6.83 ± 0.41
Timau	1.64 ± 0.14	0.87 ± 0.10	2.61 ± 0.35	1.31 ± 0.18	1.21 ± 0.13	7.65 ± 0.45
Fogliano	1.92 ± 0.12	0.97 ± 0.13	1.90 ± 0.15	0.84 ± 0.06	1.34 ± 0.08	6.97 ± 0.25
Cimino	1.98 ± 0.07	1.04 ± 0.07	1.48 ± 0.07	0.82 ± 0.03	1.82 ± 0.19	7.14 ± 0.22
Collelongo	1.67 ± 0.08	0.30 ± 0.01	1.66 ± 0.07	0.61 ± 0.02	1.39 ± 0.27	5.62 ± 0.29
Coppo del Principe	1.78 ± 0.14	0.57 ± 0.04	1.12 ± 0.09	0.52 ± 0.02	1.22 ± 0.10	5.20 ± 0.20
Val Cervara	1.46 ± 0.12	0.41 ± 0.03	1.00 ± 0.05	0.40 ± 0.02	0.97 ± 0.07	4.25 ± 0.15
PUG1	1.92 ± 0.15	0.83 ± 0.11	2.68 ± 0.24	0.89 ± 0.07	1.28 ± 0.15	7.60 ± 0.35
Particella Pavari	1.95 ± 0.05	0.94 ± 0.04	1.58 ± 0.08	0.79 ± 0.01	1.34 ± 0.04	6.60 ± 0.11
Vetuste	1.73 ± 0.09	0.72 ± 0.11	1.64 ± 0.25	0.76 ± 0.13	1.27 ± 0.12	6.12 ± 0.52
Gestite	1.71 ± 0.11	0.73 ± 0.12	2.21 ± 0.20	0.81 ± 0.05	1.22 ± 0.07	6.69 ± 0.33
Alpine	1.56 ± 0.08	0.74 ± 0.10	2.37 ± 0.15	0.94 ± 0.13	1.14 ± 0.07	6.68 ± 0.38
Centro Italia	1.81 ± 0.09	0.72 ± 0.15	1.63 ± 0.28	0.70 ± 0.09	1.24 ± 0.08	6.20 ± 0.60

Tabella 21: C-NPP dei siti campionati.

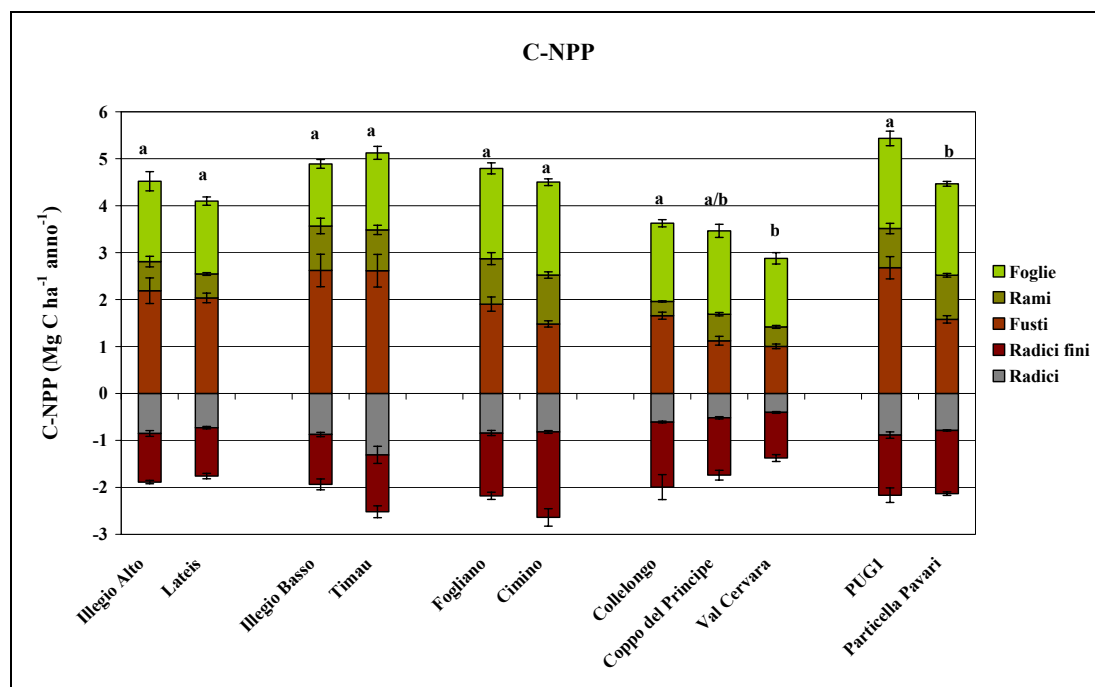


Figura 38: C-NPP, produzione primaria netta, differenze significative sono indicate da lettere diverse (t-test, $\alpha=0.05$; escluso confronto Collelongo, Coppo del Principe e Val Cervara ANOVA, $\alpha=0.05$).

La produzione primaria netta la possiamo considerare costituita da due componenti quella a lento turnover, incrementi degli organi legnosi, e quella a rapido turnover, foglie e radici fini.

L'aumento medio di biomassa legnosa (rami, fusti e radici) è stato stimato in $7.21 \pm 0.02 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, il maggiore incremento è stato riscontrato nel sito di Timau con $10.13 \pm 0.78 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ il valore più basso è quello di Val Cervara con $3.85 \pm 0.13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. In media la biomassa legnosa delle foreste vetuste aumenta annualmente di $6.60 \pm 0.63 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ mentre nelle gestite $7.93 \pm 0.50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$.

Le foreste friulane presentano produttività legnose $8.62 \pm 0.50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, mentre quelle del Centro Italia di $6.45 \pm 0.69 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$.

Nei confronti in cui ci sono differenze significative (Abruzzo e Puglia), la produttività delle gestite, che sono anche più giovani, è maggiore. Emblematico è il caso abruzzese in cui la produttività legnosa tende a calare con l'aumento dell'età.

Il carbonio assorbito annualmente nel comparto legnoso dalle foreste considerate varia da $1.82 \pm 0.66 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ di Val Cervara (foresta più vecchia) a $4.79 \pm 0.41 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ di Timau. Le foreste vetuste mediamente ogni anno allocano nella biomassa legnosa $3.12 \pm 0.30 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ contro $3.76 \pm 0.24 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ delle gestite.

Le componenti a rapido turnover costituiscono un importante aspetto del ciclo dei nutrienti e del trasferimento di energia negli ecosistemi forestali, in quanto sono tra le principali vie di ritorno dei nutrienti al suolo.

La somma delle produzioni di queste componenti (foglie e radici fini) è stata stimata in $6.72 \pm 0.36 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ nelle foreste vetuste e in $6.64 \pm 0.30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ nelle gestite. Questi valori rappresentano il 50% e il 45% della NPP delle foreste vetuste e gestite, rispettivamente. Anche se tra i siti abbiamo trovato una certa variabilità con percentuali che vanno dal 60% di Coppo del Principe al 37% di Illegio Basso. Tra i siti Friulani (43%) e quelli del centro Italia (51%) abbiamo trovato una differenza significativa dell'importanza delle componenti a rapido turnover (t-test, $P=0.005$).

Ogni anno queste componenti assorbono $2.99 \pm 0.15 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ nelle foreste vetuste e $2.93 \pm 0.13 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ nelle gestite, con valori che variano da $2.38 \pm 0.15 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ di Illegio Basso a $3.80 \pm 0.20 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ del Cimino.

Aggiungendo la produzione annuale di foglie agli incrementi di rami e fusti si può stimare la produttività primaria netta epigea. Questo valore nei siti considerati varia da $5.95 \pm 0.27 \text{ Mg ha}^{-1}$ di Val Cervara a $11.38 \pm 0.27 \text{ Mg ha}^{-1}$ dell'area Conecofofor PUG1.

La NPP epigea delle foreste vetuste è costituito per il 42% dalla produzione fogliare e il 58% dagli incrementi dei rami e fusti. Nelle foreste gestite il 36% della NPP epigea è costituita dalla produzione di foglie e il 64% dagli incrementi degli organi legnosi.

Da notare come la componente fogliare superi il 50% della NPP nelle due foreste più vecchie (Coppo del Principe e Val Cervara).

Il carbonio assorbito annualmente nella biomassa epigea dalle foreste considerate varia da $2.88 \pm 0.13 \text{ MgC ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ di Val Cervara (foresta più vecchia) a $5.43 \pm 0.30 \text{ MgC ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ di PUG1. Le foreste vetuste mediamente ogni anno assorbono nella biomassa epigea $4.09 \pm 0.33 \text{ MgC ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ contro $4.65 \pm 0.30 \text{ MgC ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ delle gestite.

La componente ipogea della NPP è composta dagli incrementi delle radici e dalla produzione delle radici fini, e varia da $3.29 \pm 0.19 \text{ Mg ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ di Val Cervara a $6.31 \pm 0.47 \text{ Mg ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ del Cimino, con valori medi di $4.77 \pm 0.46 \text{ Mg ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ per le vetuste e $4.83 \pm 0.17 \text{ Mg ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ per le gestite.

Annualmente il comparto ipogeo delle foreste assorbe mediamente la stessa quantità di carbonio $2.03 \text{ MgC ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ in entrambe le tipologie di faggete, con quantità variabili da $1.37 \pm 0.07 \text{ MgC ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ di Val Cervara a $2.64 \pm 0.19 \text{ MgC ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ del Cimino.

La produzione primaria netta sembra essere influenzata negativamente dalla quota e dalla quantità di carbonio organico nel suolo, queste due variabili spiegano l'84% della variabilità di NPP riscontrata nei nostri siti (tab.22). La verifica che tale risultato rispondesse alle 4 assunzioni (Omoschedasticità, Normalità degli errori, Indipendenza, Assenza di punti influenti) è stata fatta visivamente attraverso i grafici di figura 39.

Per valutare l'effetto della collinearità, la porzione di variabilità spiegata in comune tra le due variabili selezionate, è stato utilizzato il metodo delle regressioni parziali. Alla fine del processo è risultato che la variabile quota da sola spiega il 72% della variabilità totale, la componente carbonio nel suolo il 11.72% con lo 0.08% spiegato in comune. Quindi si può concludere che la maggior parte della variabilità della NPP dei nostri siti è dovuta alla quota.

Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-14.015	-0.6097	1,061111111	4,615972222	13.526	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	238.502.330	16.169.376	14.750	4.39e-07	***
quota	-0.0059804	0.0009663	-6.189	0.000263	***
C	-0.0123971	0.0049670	-2496	0.037180	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					
Residual standard error: 0.9937 on 8 degrees of freedom					
Multiple R-squared: 0.8491, Adjusted R-squared: 0.8113					
F-statistic: 22.5 on 2 and 8 DF, p-value: 0.000519					

Tabella 22: rapporto della regressione lineare della NPP in funzione della quota e del Carbonio nel suolo

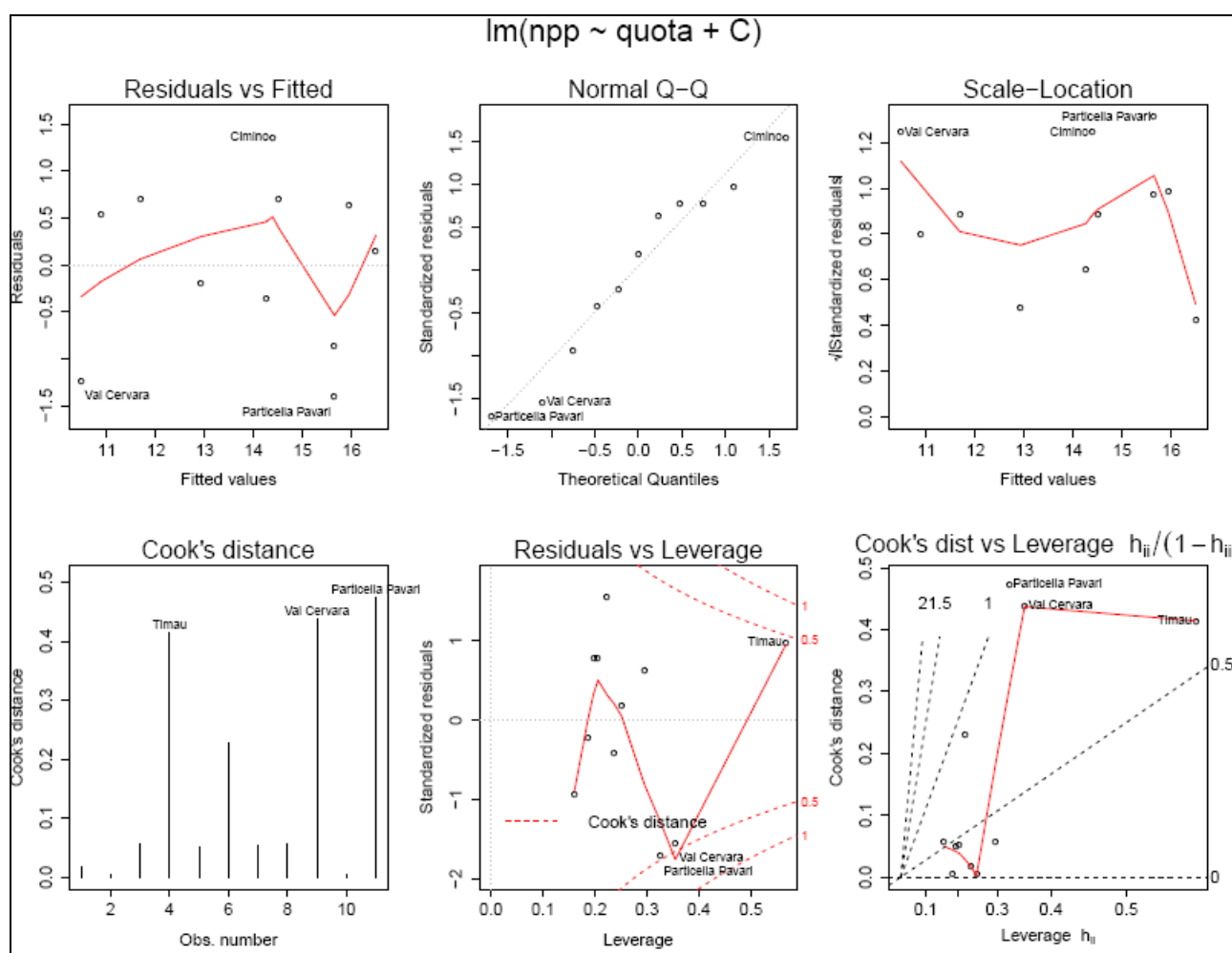


Figura 39: grafici per la verifica delle assunzioni di Omoschedasticità, Normalità degli errori, Indipendenza, Assenza di punti influenti

4 Discussioni

4.1 Caratteristiche strutturali

Tra i parametri dendrometrici delle faggete vetuste e quelle gestite non abbiamo riscontrato differenze significative.

Per inquadrare i nostri risultati all'interno del contesto nazionale li confronteremo con i dati dell'ultimo inventario nazionale (tab. 23).

Regione	Densità N ha ⁻¹	Area Basimetrica m ² ha ⁻¹	D medio cm	Referenza
Friuli-V.-G.	1087	29	18	INFC
	549	37	31	questo studio
Lazio	1779	30	15	INFC
	207	45	53	questo studio
Abruzzo	1705	30	15	INFC
	812	39	29	questo studio
Puglia	783	30	22	INFC
	578	46	32	questo studio
Italia	1577	29	15	INFC
	561	41	34	questo studio
Vetusti	512	41	36	questo studio
Gestiti	626	41	33	questo studio

Tabella 23: confronto con i parametri dendrometrici medi riportati nell'INFC e quelli stimati nei nostri siti per ciascuna regione interessata dallo studio.

Dal confronto dei parametri dendrometrici dei siti analizzati con le medie regionali emerge che le faggete da noi studiate presentano un numero di piante ad ettaro minore, un'area basimetrica maggiore ed un diametro medio maggiore. Questi risultati fanno pensare che i siti da noi considerati siano da collocarsi, mediamente, in una fase evolutiva avanzata.

La variabilità strutturale delle foreste vetuste si può notare dal confronto con altre faggete vetuste italiane (tab. 24). Calamini e colleghi (2011) hanno trovato valori di area basimetrica molto elevati nel sito di Cozzo Ferriero e Fonte Novello, con valori pari, rispettivamente, a 97 e 60 m² ha⁻¹. Valori di area basimetrica molto più bassi sono riportati da Calamini et al. (2010) nel sito di Monte Sacro e da Piovesan et al. (2010) nel sito di Trelli rispettivamente 30 e 29 m² ha⁻¹, valori simili all'area basimetrica minima proposta da Keddy e Drummond (>29 m² ha⁻¹) per le foreste vetuste decidue.

Sito	min. dbh cm	Densità N ha ⁻¹	Area basimetrica m ² ha ⁻¹	D. medio cm	Referenza
Fonte Novello (TE)	10	391	60	44.2	Calamini et al., 2011
Cozzo Ferriero (PZ)	3	460	97	51.8	Calamini et al., 2011
Monte Sacro (SA)	3	548	30	26.4	Calamini et al., 2011
Trelli (UD)	2.5	741	29	22.3	Piovesan et al., 2010
Cleulis (UD)	2.5	430	35	32.2	Piovesan et al., 2010
Fonte Regna (RI)	2.5	317	42	41.1	Piovesan et al., 2010
Abeti Soprani (IS)	10	589	56	34.8	Calamini et al., 2011
Monte di Mezzo (IS)	10	351	45	40.4	Calamini et al., 2011
Sasso Fratino (FC)	3	177	57	64.0	Calamini et al., 2011

Tabella 24: caratteristiche dendrometriche di alcune foreste vetuste italiane

Inserendo le nostre faggete in un contesto europeo si nota come le caratteristiche dendrometriche siano comparabili con quelle di altre faggete pure o dominate dal faggio (tab. 25).

Considerando le foreste gestite, queste presentano un'area basimetrica maggiore rispetto alla media, un diametro medio simile e una densità leggermente inferiore rispetto alla media dei casi riportati nella tabella seguente. Considerando i valori medi delle foreste vetuste emerge che quelle del nostro studio hanno una densità e un'area basimetrica elevata, ma presentano un diametro medio più piccolo rispetto alle altre situazioni europee (tab. 25).

Nazione	età anni	Dens. n./ha	d med. cm	G m ² /ha	Referenza
Danimarca	85	370	31.3	25.5	Möller, 1954
Svezia	90	240	40.8	31.4	Nihlgard e Lingren, 1977
Svezia	90	180	46.9	31.1	Nihlgard e Lingren, 1978
Francia	92	352	34.9	33.6	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Bulgaria	100	2580	13.8	38.5	Garelkov, 1973
Bulgaria	100	2000	16.3	41.8	Garelkov, 1973
Bulgaria	100	1200	22.6	48.3	Garelkov, 1973
Svezia	100	320	34.4	29.7	Nihlgard e Lingren, 1977
Italia	103	398	33.8	35.7	Calamini et al., 1983
Danimarca	118	400	40.5	24.6	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Belgio	120	199			Devillez e Marinen, 1973
Germania	120	372	33.6	37.3	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Germania	122	243	38.5	28.3	Ellenberg, 1982
Belgio	130	176.5	45.7	28.9	Duvigneaud e Kestemont, 1982
Italia	Gestite	626.44	33.28	40.59	(questo studio)
Polonia	Vetuste	160-288	51-37	32.5	Jaworski et al., 2002
Polonia	Vetuste	158-288	51-39	34	Jaworski et al., 2002
Polonia (Fagus-Abies-Picea)	Vetuste	183	47	32	Jaworski et al., 2002
Polonia (Fagus-Abies-Picea)	Vetuste	189	47	33	Jaworski et al., 2002
Slovacchia (Fagus-Abies)	Vetuste	179-594	51-34	46.5	Korpel, 1989
Germania	Vetuste	263	39.79	32.7	von Oheimb et al. 2005
Spagna	Vetuste	568.9	29.9	48	Merino et al. 2007
Italia	Vetuste	512.10	35.61	40.52	(questo studio)

Tabella 25: caratteristiche dendrometriche di alcune faggete europee.

La diversità strutturale, stimata attraverso il coefficiente di Gini e l'indice Weighted Evenness, non è risultata significativamente differente tra le due tipologie di faggete, come è stato riscontrato da Merino (2007).

Considerando le coppie di siti omologhi, la diversità strutturale sia orizzontale (coefficiente di Gini) sia verticale (WEv) è risultata spesso più alta nei siti non gestiti. Quindi sia la gestione passata che la differente di evoluzione sembrano portare in alcuni casi a differenze strutturali.

Solo nel confronto tra il sito del Cimino e del Fogliano non è risultata una diversità strutturale significativa, questo è dovuto alle caratteristiche dei due siti che non sono molto differenti per grado di vetustà come riportato nel lavoro di Ziaco e colleghi (2012, in stampa). Questo perché il bosco del Fogliano è inserito in una riserva regionale dove la finalità gestionale è più legata all'invecchiamento e naturalizzazione piuttosto che a scopi produttivi.

La diversità strutturale riscontrata nei nostri siti, è risultata molto maggiore di quella stimata in Spagna da Merino et al.(2007), che per le foreste non gestite hanno calcolato un coefficiente di Gini pari a 0.27 e un WEv di 0.80, contro valori di 0.58 e 1.16 per le nostre faggete non gestite.

Uno studio condotto da Rouvinen e Kuuluvainen (2003) in una foresta naturale nell'area di Vienansalo (nord ovest della Russia) ha stimato un coefficiente di Gini pari a 0.46 che è molto inferiore a quello stimato nelle nostre foreste vetuste.

Come visto nei risultati dQuant85 (diametro corrispondente all'ottantacinquesimo percentile) è un buon indice per discriminare le foreste vetuste dalle gestite. Rimane comunque confermato come il sito Fogliano venga consistentemente avvicinato ai boschi vetusti, nonostante la definizione da noi adottata non possa ancora ritenerlo tale. La stessa situazione è stata riscontrata nel lavoro di Ziaco e colleghi (2012, in stampa), i quali hanno effettuato una PCA per identificare quali indici strutturali e dendrocronologici riuscissero a descrivere il grado di vetustà dei siti. In questo lavoro è emerso che il sito del Fogliano si trovava in una situazione intermedia tra i siti gestiti e i vetusti.

In conclusione si ritiene che dQuant85 abbia efficacemente suddiviso gli 11 siti tra vetusti e gestiti, molto meglio di N70 (numero di piante ad ettaro di diametro maggiore di 70 cm) che, classicamente, è ritenuto tra i migliori indici strutturali (Ziaco et al., 2012 in stampa).

4.2 Le relazioni allometriche per la cubatura di piante di grosse dimensioni

Le equazioni allometriche create ad hoc per le piante di grosse dimensioni sono state confrontate con altre relazioni riportate in letteratura (tab. 26) e con l'equazione generale del faggio dell'inventario forestale nazionale (Castellani et al., 1984).

Dal confronto con le altre relazioni allometriche (figg. 40-41-42-43) è emerso come le nostre si trovino all'interno del range di quelle considerate. Questo sembra indicare una certa affidabilità del

metodo. Va segnalato che i range diametrici riportati in letteratura, utilizzati per costruire le equazioni sono molto più ristretti rispetto a quello dell'approccio utilizzato nel nostro studio ed effettivo delle piante da stimare. Nel caso si volessero usare relazioni pubblicate, si potrebbe determinare un aumento dell'incertezza del dato stimato, calcolato per estrapolazione ma sulla base di modelli generalmente non estrapolabili.

Variabile dipendente	Equazione numero	Biomassa/Volume	Diametro	Altezza	Tipo di equazione	a	b	c	d	e	f	g
Biomassa legnosa epigea	1	Kg	cm	m	$a \cdot D^b \cdot H^c$	0.04736	1.80521	0.99603				
Biomassa legnosa epigea	2	Kg	cm	m	$a \cdot D^b \cdot H^c$	0.16885	2.44639	-0.1431				
Biomassa legnosa epigea	3	Kg	cm	m	$a \cdot D^b \cdot H^c$	0.00868	2.25454	1.09409				
Biomassa legnosa epigea	4	Kg	cm	m	$a \cdot D^b \cdot H^c$	0.03927	2.01361	0.87832				
log(BiomassaRami)	5	g	cm		$a+b \cdot \log(D)$	0.41439	3.18522					
BiomassaRami	6	Kg	cm		$a \cdot D^b$	0.021	2.471					
ln(BiomassaRami)	7	Kg	cm		$a+b \cdot \ln(D)$	-6.2524	3.328					
Rami	8	Kg	cm	m	$a \cdot D^b \cdot H^c$	0.0114	3.682	-1.031				
Rami	9	Kg	cm		$a \cdot D^b$	0.002	3.265					
Rami	10	Kg	cm		$a \cdot D^b$	0.0317	2.3931					
log(BiomassaRami)	11	Kg	cm	m	$a+\log[H \cdot (D^2)] \cdot b$	-3.2114	1.2481					
Volume fusto	12	dm ³	dm	dm	$(\pi/4) \cdot (a \cdot D^2 \cdot H + b \cdot D^2 \cdot H \cdot \ln(D)^2 + c \cdot D^2 + d \cdot D \cdot H + e \cdot H + f \cdot D + g)$	0.98925	-0.03715	-31.0674	-0.38632	0.21946	49.6136	-22.372
Volume fusto	13	dm ³	dm	dm	$(\pi/4) \cdot (a \cdot D^2 \cdot H + b \cdot D^2 + c \cdot D)$	0.5173	-13.6214	9.9888				
Volume fusto	14	m ³	cm	m	$a \cdot 10^{(b \cdot \log(D) + c \cdot \log(D)^2 + d \cdot \log(H) + e \cdot \log(H)^2)}$	7.6E-05	1.3791	0.2127	1.1992	-0.0584		
Volume fusto	15	m ³	cm	m	$a+b \cdot D^2 \cdot H^c$	-0.01431	7.5E-05	0.75				
Volume fusto	16	m ³	cm	m	$a+b \cdot D+c \cdot D^2+d \cdot D^3+e \cdot H+f \cdot D^2 \cdot H$	-0.01557	0.0029	-7E-06	2.4E-06	-0.00135	4E-05	
Volume fusto	17	dm ³	cm	dm	$a+b \cdot DH^2+c \cdot D^3$	0.01664	0.00072	2.5E-06				
Volume fusto	tree climbing/RBS	m ³	cm	m	aD^b	0.0008	2.0702					
Volume rami	tree climbing/RBS	m ³	cm	m	aD^b	$3 \cdot 10^{-6}$	3.175					
Volume (Rami+Fusti)	tree climbing/RBS	m ³	cm	m	aD^b	0.0003	2.3425					

Tabella 26: equazioni allometriche per la stima del volume dei fusti e della biomassa del faggio (Zianis et al.,2005).

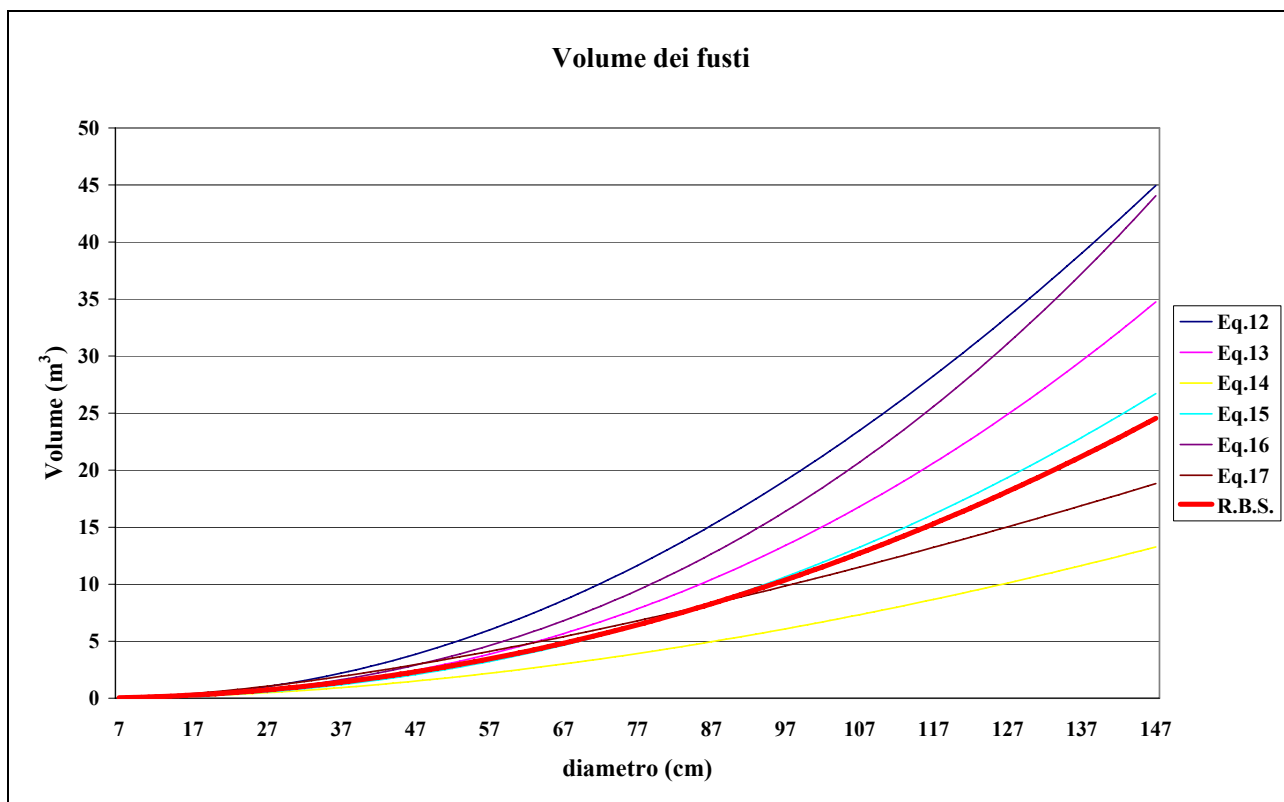


Figura 40: Confronto equazioni allometriche per la stima del volume dei fusti.

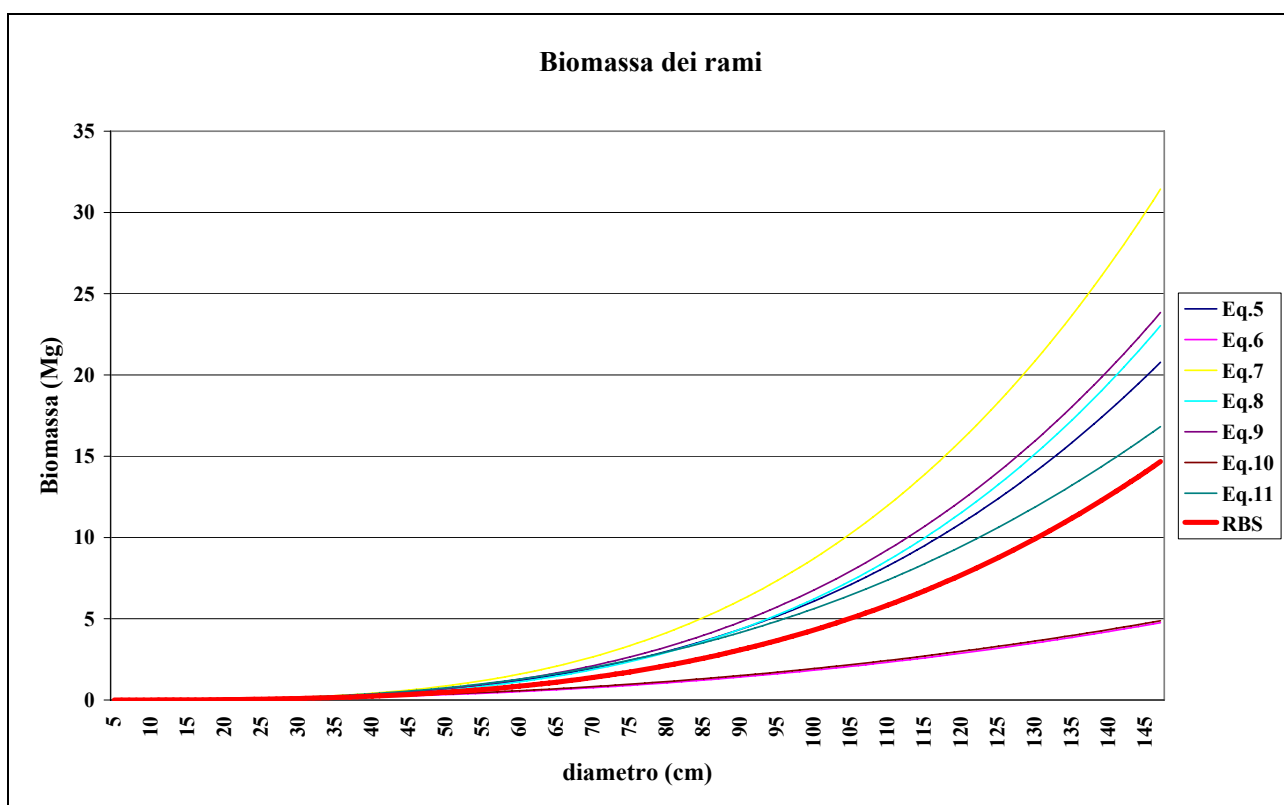


Figura 41: confronto equazioni allometriche per la stima della biomassa dei rami

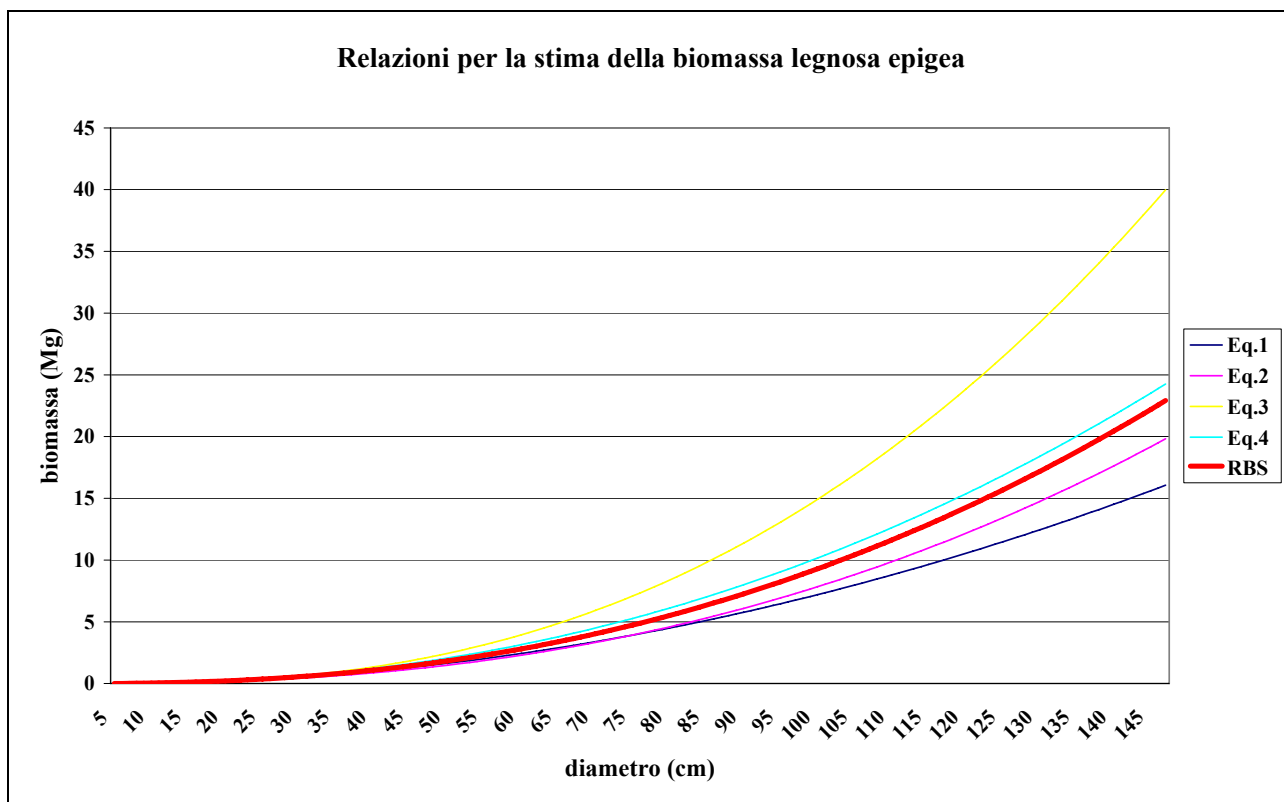


Figura 42: confronto equazioni allometriche per la stima della biomassa legnosa epigea.

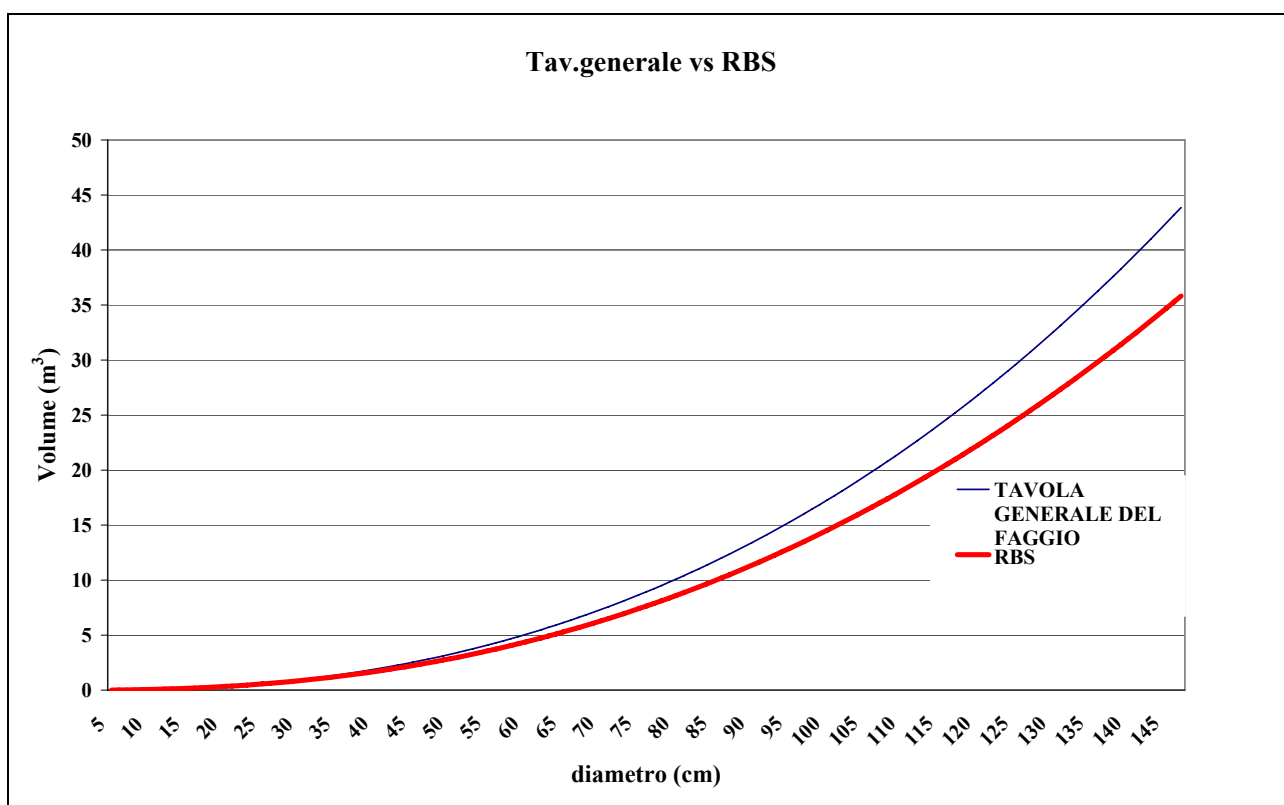


Figura 43: confronto tra l'equazione generale del faggio (INFC) e nuove equazioni allometriche.

4.3 La biomassa ed il suo contenuto di carbonio

Per inquadrare i nostri risultati all'interno del contesto nazionale li confronteremo con i dati dell'ultimo inventario nazionale (tab. 27).

Biomassa epigea					
Regione	Min Mg ha ⁻¹	Max Mg ha ⁻¹	Media Mg ha ⁻¹	Media (10 valori max) Mg ha ⁻¹	Referenza
Friuli-V.-G.	6.6 308.2	469.5 389.7	196.7 350.3	386.8	INFC questo studio
Lazio	8.9 505.0	456.0 587.7	197.3 546.3	370.0	INFC questo studio
Abruzzo	20.3 282.9	408.9 474.1	183.4 373.1	335.9	INFC questo studio
Puglia	42.1 405.2	563.7 562.2	225.1 483.7	261.1	INFC questo studio
Vetusti	308.2	587.7	447.4		questo studio
Gestiti	282.9	505.0	379.3		questo studio

Tabella 27: confronto tra i risultati ottenuti e i dati dell'INFC, Min il valore più basso riscontrato nella regione, Max valore assoluto più elevato riscontrato nella regione, Media di tutta la Regione e media (10 valori max) dei 10 valori più elevati riscontrati nella regione. I dati Min, Max e Media (10 valori max) sono stati gentilmente forniti dalla Dott.ssa Patrizia Gasparini del CRA-MPF. I dati medi sono quelli pubblicati sul sito dell'inventario (www.infc.it).

Considerando il comparto epigeo i valori medi misurati nel nostro studio nelle varie regioni sono maggiori, tranne in Friuli Venezia Giulia dove sono molto simili, della biomassa media dei 10 valori più alti delle regioni considerate. Questo indica come tutti i siti considerati, sia gestiti che vetusti, presentino valori di biomassa epigea molto elevati rispetto ai dati medi del panorama nazionale.

La grande variabilità della biomassa delle faggete vetuste è riscontrabile nel confronto con siti vetusti sparsi per l'Italia (tab. 28) dove sono stati riscontrati valori di biomassa epigea estremamente variabili che vanno da 204 Mg ha⁻¹ di Trelli (Piovesan et al., 2010) a 885 Mg ha⁻¹ di Cozzo Ferriero (Calamini et al., 2011), con il valore medio dei siti da noi studiati che si colloca più o meno a metà di questo range.

Questa estrema variabilità è legata allo stadio evolutivo predominante nel sito. Infatti durante la fase di transizione dallo stadio biostatico a quello di degradazione, caratterizzato da piante di grosse dimensioni, la biomassa raggiunge i massimi valori, al contrario se lo stadio dominante è la rinnovazione/aggradazione la biomassa sarà minore.

Sito	Volume m ³ ha ⁻¹	Biomassa epigea Mg ha ⁻¹	Referenza
Fonte Novello (TE)	1030	659.2	Calamini et al., 2011
Cozzo Ferriero (PZ)	1383	885.1	Calamini et al., 2011
Monte Sacro (SA)	469	300.2	Calamini et al., 2011
Trelli (UD)	319	204.2	Piovesan et al., 2010
Cleulis (UD)	394	252.2	Piovesan et al., 2010
Fonte Regna (RI)	540	345.6	Piovesan et al., 2010
Abeti Soprani (IS)	570	364.8	Calamini et al., 2011
Monte di Mezzo (IS)	702	449.3	Calamini et al., 2011
Sasso Fratino (FC)	1189	761.0	Calamini et al., 2011

Tabella 28: Valori di provvigione e biomassa in alcune foreste vetuste di faggio italiane.

Inserendo i nostri siti in un contesto europeo si nota come la biomassa media dei nostri siti, pari a 416 Mg ha⁻¹, sia maggiore della media dei siti riportati in tabella 29, pari a 325 Mg ha⁻¹.

Considerando i soli siti Vetusti la biomassa media dei siti europei è pari a 395 Mg ha⁻¹, inferiore al valore riscontrato nei siti vetusti da noi analizzati (447 Mg ha⁻¹).

Le biomasse ipogee stimate in questo studio sono maggiori di quelle riportate in letteratura per altre faggete europee. Infatti, i valori medi stimati per le foreste vetuste, 124.69 Mg ha⁻¹, e per le gestite, 96.12 Mg ha⁻¹, sono più alti del valore massimo pari a 74 Mg ha⁻¹, calcolato in Belgio (Duvigneaud e Kestemont, 1977). In Francia sono stati trovati valori di biomassa radicale molto diversi che variano da 17 Mg ha⁻¹ (Le Goff e Ottorini, 2001) in una faggeta di 30 anni a 55.7 Mg ha⁻¹ in una di 90 (Scarascia-Mugnozza et al., 2000). In Belgio in un bosco di 120 anni è stata stimata una biomassa ipogea di 62 Mg ha⁻¹ (Devillez e Marinen, 1973), in uno di 130 invece di 68 Mg ha⁻¹ (Duvigneaud e Kestemont, 1977) e di 74 Mg ha⁻¹ (Duvigneaud e Kestemont, 1977) in una faggeta di 145 anni. In Germania in un bosco di età compresa tra i 100 e i 116 anni è stata stimata una biomassa ipogea di compresa tra i 50 e i 60 Mg ha⁻¹ (Pellinen, 1986), nel sito di Schacht di 56.6 Mg ha⁻¹ e di 73.7 Mg ha⁻¹ nel sito Danese di Grisbkov (Scarascia-Mugnozza et al., 2000).

In foreste non gestite spagnole è stata stimata una biomassa radicale pari a circa 100 Mg ha⁻¹ (Merino et al., 2007), non lontana da quella da noi stimata.

Nazione	età anni	Biom. epigea Mg ha ⁻¹	fusti Mg ha ⁻¹	rami Mg ha ⁻¹	foglie Mg ha ⁻¹	radici Mg ha ⁻¹	Biom. totale Mg ha ⁻¹	Referenza
Danimarca	85	215.7	170	43.2	2.1	43.2	258.9	Möller, 1954
Svezia	90	323.6	221	99	3.6	50	373.6	Nihlgard e Lingren, 1977
Svezia	90	314	245	64.9	4.1	41	355	Nihlgard e Lingren, 1978
Francia	92	254.8	203.7	48.3	2.8	55.7	310.5	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Bulgaria	100	197.6	169.6	24.2	3.8	54.7	252.3	Garelkov, 1973
Bulgaria	100	314.5	280	31.6	2.9	37.5	352	Garelkov, 1973
Bulgaria	100	418.5	364.7	49.1	4.7	49.7	468.2	Garelkov, 1973
Svezia	100	225	166	56.3	2.7	34	259	Nihlgard e Lingren, 1977
Italia	103	319.5	274.3	42.5	2.7	43	362.5	Calamini et al., 1983
Danimarca	118	331	265.9	60.4	4.7	73.7	404.7	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Belgio	120	269				62	331	Devillez e Marinen, 1973
Germania	120	272.2	222.9	45.8	3.5	56.6	328.8	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Germania	122	274	238	32.5	3.1	30	304	Ellenberg, 1982
Belgio	130	338.9	213.6	112.4	2.9	68	406	Duvigneaud e Kestemont, 1982
Italia	Gestite	379.3	298.6	77.1	3.6	96.1	475.4	(questo studio)
Polonia	Vetuste	391.04-404.48						Jaworski et al., 2002
Polonia	Vetuste	384-390.4						Jaworski et al., 2002
Polonia (Fagus-Abies-Picea)	Vetuste	350.08						Jaworski et al., 2002
Polonia (Fagus-Abies-Picea)	Vetuste	369.92						Jaworski et al., 2002
Slovacchia (Fagus-Abies)	Vetuste	150.6-627.6						Korpel, 1989
Germania	Vetuste	362.4						von Oheimb et al. 2005
Spagna	Vetuste	458				100	558	Merino et al. 2007
Italia	Vetuste	447.4	321.9	121.8	3.6	125.0	572.3	(questo studio)

Tabella 29: Biomassa di alcune faggete europee.

La biomassa delle foreste vetuste spesso viene considerata come il limite realistico della capacità di stoccaggio di carbonio di formazioni simili in situazioni ambientali simili ma in stadio evolutivo più giovane o sotto gestione. (Coeli et al., 2012): dai nostri risultati, è emerso che questo è vero nella maggior parte dei casi, tranne nel caso di Lateis che presenta valori di biomassa minore del suo omologo gestito. Questo è da mettere in relazione con il fatto che i boschi vetusti, come detto in introduzione, sono spesso confinati in aree di difficile raggiungimento, in zone di scarsa fertilità (fattore ambientale che più influenza la biomassa) o a protezione di abitati e/o strutture (es. fonti di acqua) che ne determinano un rapporto più “sfavorevole” tra biomassa ed età e biomassa e stadio evolutivo.

4.4 La necromassa

L'importanza ecologica della necromassa è legata a diversi aspetti, il principale dei quali è legato alla disponibilità di nicchie di biodiversità. Proprio per questi aspetti, e per determinarne il ruolo nello stoccaggio di carbonio (è uno dei cinque pool forestali del protocollo di Kyoto), tale componente è stata inserita nell'ultimo inventario forestale nazionale, divisa in tre grandi gruppi:

- alberi morti in piedi,
- necromassa a terra (diametro maggiore di 10 cm)
- ceppaie residue.

Le quantità di legno morto stimate nelle faggete delle regioni interessate dai nostri studi sono notevolmente minore di quelle rinvenute nei siti da noi investigati (tab. 30). Questo indica ancora una volta come il legno morto rappresenti una componente fondamentale nelle foreste vetuste. Infatti, considerando separatamente le due tipologie di faggete si nota come le gestite siano in linea con i dati dell'inventario, mentre le vetuste hanno una quantità di legno morto molto maggiore della media nazionale.

Le ceppaie residuo di utilizzazioni sono del tutto assenti nel gruppo delle vetuste, invece nelle gestite rivestono una grande importanza.

Legno morto					
Regione/ tipologia	Alberi morti in piedi	Necromassa a terra	Ceppaie residue	totale	Referenza
	m ³ ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	
Friuli-V.-G.	5.5	4.3	1.9	11.7	INFC questo studio
	7.8	6.5	1.7	16.0	
Lazio	1.8	0.3	1.5	3.6	INFC questo studio
	0.8	9.0	2.2	11.9	
Abruzzo	2.6	1.2	1.3	5.1	INFC questo studio
	14.5	29.4	0.6	44.5	
Puglia	2.4	2.9	0.2	5.5	INFC questo studio
	4.6	31.5	0.0	36.1	
Italia	1.8	4.0	1.8	7.6	INFC questo studio
	6.9	19.1	1.1	27.2	
Vetusti	12.9	25.7	0.0	38.6	questo studio
Gestiti	1.6	5.7	2.6	10.0	questo studio

Tabella 30: confronto tra le componenti del legno morto dell'INFC con i valori riscontrati nel nostro lavoro.

Lombardi e colleghi (2010) hanno stimato una quantità di legno morto di circa 60 m³ ha⁻¹ (diametro minimo 5 cm) in 12 siti tendenti alla vetustà, con valori oscillanti da 2 m³ ha⁻¹ a 143 m³ ha⁻¹.

Il confronto tra diversi lavori effettuati sugli stessi siti, mostra come la componente del legno morto sia estremamente variabile all'interno dello stesso sito a seconda delle modalità e soglie minime di campionamento, numero di aree di saggio, valutazione dello stato di decomposizione.

Ad esempio, il sito di Val Cervara è stato oggetto di vari studi che hanno portato a differenti risultati. Nel nostro studio abbiamo stimato una quantità di legno morto pari 57.84±30.75 m³ ha⁻¹ (media±deviazione standard, su 9 aree di saggio, soglia minima 2 cm), Burrascano e colleghi (2008) hanno stimato una necromassa di 40±39.9 m³ ha⁻¹ (media±deviazione standard) e Lombardi et al. (2010) 143 m³ ha⁻¹, Piovesan e colleghi (2005) 65±50 m³ ha⁻¹ (media±deviazione standard).

In altri casi, invece, sono stati riscontrati valori simili tra studi diversi: nel Cimino Lombardi e colleghi (2010) hanno stimato una quantità di legno morto pari a $32.3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ contro i $21.28 \pm 7.49 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ del nostro studio e nella Particella Pavari $89.5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ contro $60.92 \pm 19.90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ di questo lavoro.

L'importanza del comparto legno morto negli ecosistemi vetusti è riportato in un gran numero di lavori trovati in letteratura.

Bretz Guby e Dobbertin (1996) hanno stimato che nelle foreste temperate naturali e semi naturali la quantità di legno morto varia da 14 a $222 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. In Austria, Mayer e Neumann (1981), hanno stimato $256 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nella Riserva di *Rothwald*. In Slovacchia, Saniga e Schütz (2002), nella faggeta di Stuzica hanno stimato una quantità di legno morto che varia da 60 a $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mentre in boschi misti di *Fagus* - *Abies* - *Picea* valori che vanno da 50 a $450 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ di necromassa. In Slovenia, Debeljak (1999) stimò più di $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ di legno morto nella foresta vetusta di *Pecka*. In Polonia Jaworsky e colleghi (2002) nella foresta di *Swietokrzyski* hanno stimato circa $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ di legno morto. Quasi tutti questi valori sono stati misurati in foreste vetuste in condizioni stazionali relativamente favorevoli, con buona fertilità.

In foreste gestite in Germania, Mund (2004) ha stimato una quantità di carbonio contenuto nel legno morto pari a 0.86 MgC ha^{-1} . Sempre lo stesso lavoro riporta un valore medio per le foreste non gestite/vetuste tedesche di 8.2 MgC ha^{-1} . Lo stesso lavoro riporta per faggete non gestite/vetuste di varie zone del mondo una quantità media di carbonio immagazzinato nel legno morto pari a 15 MgC ha^{-1} , dello stesso ordine di grandezza di quello stimato in foreste primarie (13 MgC ha^{-1}).

Dai dati raccolti in uno studio di Christensen e colleghi (2005) riguardante la necromassa di alcune faggete all'interno di riserve, risulta che il range di variazione di legno morto è notevole. La media ottenuta da tutte le osservazioni, che variano da pochi metri cubi a $550 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, è stata $130 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Lo studio riporta come la necromassa dipenda significativamente dal tipo di foresta, dal periodo dal quale i boschi siano stati posti in riserva e dalla provvigione. Nelle faggete montane, in quelle in cui l'intervento dell'uomo è più lontano nel tempo e quelle con provvigioni più alte si trova una maggior quantità di legno morto.

Nella foresta di Paneveggio, specie dominante Abete Rosso con presenza di Larice e Pino Cembro, Motta e colleghi (2006) hanno stimato $24.3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ di legno morto, distribuito quasi equamente tra ceppaie (30.4%), *snag* (32%) e *log* (37.6%).

Una più alta incidenza di danni derivanti da tempeste, da disturbi naturali, come vento e tempeste di ghiaccio, nei siti del Nord Europa potrebbe spiegare quantità più elevate di necromassa generalmente riportate in letteratura rispetto ai valori stimati nel nostro studio (Peterken, 1996).

Inoltre il clima mediterraneo tende ad influenzare il tasso di decomposizione che, nel caso di boschi montani nei quali le condizioni idriche non siano eccessivamente limitanti, potrebbe essere più veloce a causa delle più alte temperature medie (Hahn et Chistensen, 2004, Lombardi et al., 2010). Nelle foreste gestite, a differenza delle vetuste, le ceppaie residue da passate utilizzazioni rappresentano, in alcuni casi, la componente principale del legno morto. Inoltre in alcuni siti, più facilmente raggiungibili, la mancanza di detriti di grosse dimensioni e di piante morte in piedi è legata ai costumi della popolazione locale, che regolarmente asporta queste componenti, esercitando il diritto di legnatico.

4.5 La Lettieria

La lettiera rappresenta un pool di carbonio importante negli ecosistemi forestali, ma, nel nostro studio, non sembra essere correlata ad alcun parametro ambientale e strutturale.

Nell'ambito del progetto Biosoil, (Cools e De Vos, 2011) (Dati forniti dal Corpo Forestale dello Stato, Ispettorato Generale, Serv. II, div. 6°, Servizio CONECOFOR, e raccolti nell'ambito del Programma Nazionale per il Controllo degli Ecosistemi Forestali (CONECOFOR) con il coordinamento dell'Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale del Consiglio Nazionale delle Ricerche) tra le altre cose, sono state stimate le quantità di lettiera in 240 siti Italiani. Tra quelli a faggeta, nell'area alpina è stato stimato un valore medio di $14.1 \pm 0.3 \text{ Mg ha}^{-1}$ (4 siti), mentre in quelle appenniniche di $10.7 \pm 5.3 \text{ Mg ha}^{-1}$ (31 siti). La quantità media di lettiera stimata nei nostri siti è risultata superiore a quella dei siti BioSoil, essendo pari a $18.85 \pm 1.21 \text{ Mg ha}^{-1}$. Questo valore ricade nella parte inferiore del range dei valori stimati da Meier e colleghi (2005) in 36 siti della Sassonia che variano da 14.4 Mg ha^{-1} a 100 Mg ha^{-1} . In Grecia Kavvadias e colleghi (2001) in due faggete differenziate per fertilità hanno stimato quantità di lettiera pari a 12.71 Mg ha^{-1} per il sito più fertile e 13.28 Mg ha^{-1} per quello meno fertile.

La quantità di carbonio immagazzinata mediamente nei nostri siti è stata pari a 7.68 MgC ha^{-1} valore molto inferiore a quello ritrovato da Vande Walle (2001) in un bosco misto di faggio e quercia in Belgio pari a 33.2 MgC ha^{-1} , un valore simile è stato stimato in una foresta vetusta di *Nothofagus* da Tate (1993).

Bauer e colleghi (2000) hanno stimato quantità di carbonio contenute nella lettiera variabili da 11.1 MgC ha^{-1} nel sito ai Aubure (Francia) a 44.4 MgC ha^{-1} nel sito di Jezeri (Repubblica Ceca), mentre Mund (2004) ha stimato in boschi tedeschi di varie età quantità di carbonio contenute nello strato organico che variano da $2.32 \pm 1.10 \text{ MgC ha}^{-1}$ a $4.59 \pm 2.13 \text{ MgC ha}^{-1}$.

In Turchia Sevgi e colleghi (2011) hanno analizzato come diverse specie forestali (*Quercus petraea*, *Picea orientalis*, *Pinus nigra*, *Abies bormulleriana*, *Pinus sylvestris*, *Cedrus libani*) influenzassero

il pool di carbonio dello strato di lettiera, confrontando piantagioni di conifere e una foresta primaria di rovere. La quantità di materiale differiva significativamente tra i boschi delle specie considerate, con valori che variano da 34.2 Mg ha⁻¹ sotto la rovere a 59.4 Mg ha⁻¹ sotto il pino silvestre. La quantità di carbonio contenuta nella lettiera non differiva significativamente tra le diverse specie con valori che vanno da 11 MgC ha⁻¹ sotto l'abete orientale a 20 MgC ha⁻¹ sotto il pino silvestre.

La quantità di lettiera da noi misurata è notevolmente inferiore di quelle riportate in letteratura in aree più fredde, indicando un tempo di residenza del materiale inferiore (Merino et al., 2007). Sebbene non significativamente differente, tendenzialmente la quantità di lettiera nelle foreste vetuste è minore di quella delle gestite, questo può essere spiegato dall'aumento del tasso di decomposizione, legato ad un aumento di temperatura e della disponibilità d'acqua, nelle porzioni di suolo al di sotto delle discontinuità della chioma (Zhang e Zak, 1995; Pardo et al., 2002) che caratterizzano tali tipologie di foreste.

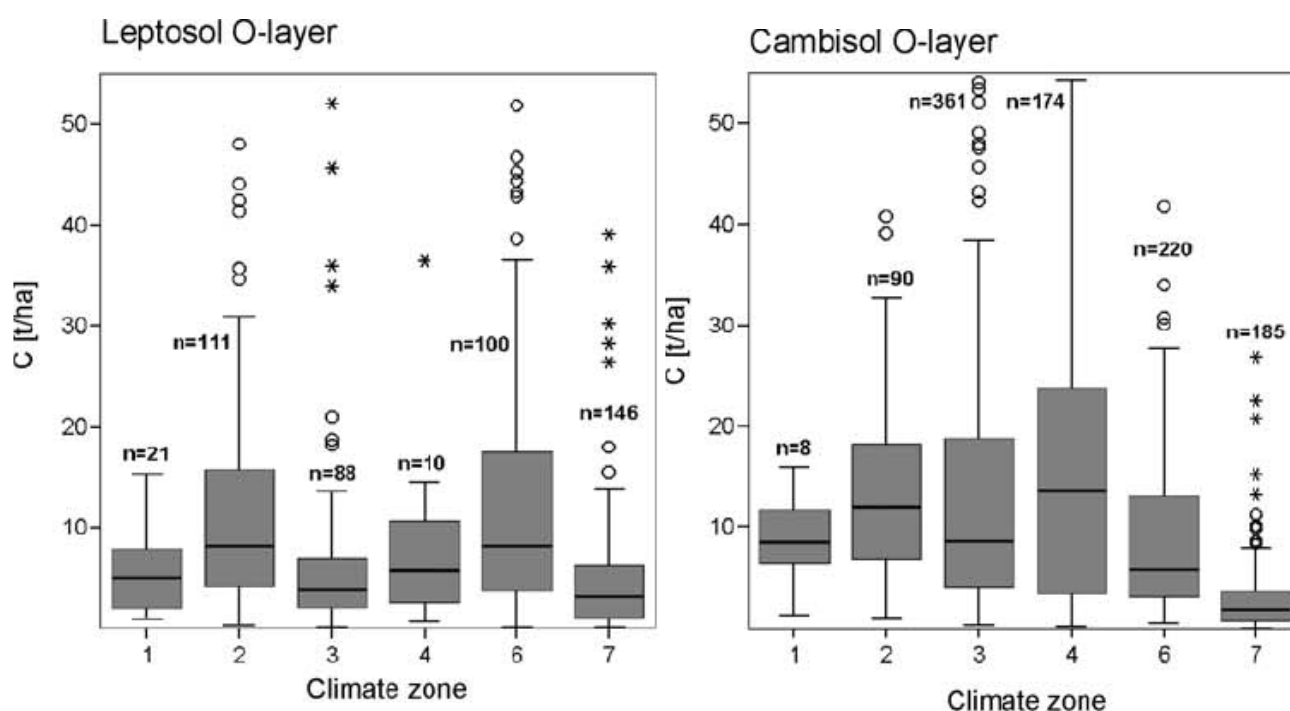


Figura 44: valori di carbonio contenuto nello strato di lettiera a diverse condizioni climatiche e per diverse tipologie di suolo. Gruppi climatici: 1, da subboreale a boreale; 2, da boreale a temperato; 3, da temperato oceanico a suboceanico; 4, da temperato suboceanico a subcontinentale; 5, temperato continentale; 6, temperato montano; 7, Mediterraneo. (○) Outliers e (*) estremi (tratto da Baritz et al., 2010)

L'estrema variabilità dello stock di carbonio dell'orizzonte organico è ben evidente nel lavoro di Baritz e colleghi (2010) (fig. 45) che hanno diviso i risultati per alcune tipologie di suolo e zone climatiche. La variabilità è molto elevata sia se si considerano le tipologie di suoli, sia tra le zone climatiche, sia all'interno della stessa zona climatica. Da segnalare come le quantità in zona

mediterranea siano le più basse in tutte e due le tipologie di suolo. Nel caso dei cambisuoli, anche i valori dei suoli delle aree temperato-montane hanno valori di strato organico inferiori ad altre zone climatiche, esclusa quella mediterranea.

4.6 Il suolo

Il carbonio contenuto nel suolo delle foreste riveste un ruolo fondamentale nel ciclo globale del carbonio, rappresentando circa la metà dello stock totale e, in alcuni casi, una frazione anche superiore.

L'importanza del comparto suolo è stato sottolineato dal lavoro di Lal (2005) che ha riportato le quantità di carbonio contenuti nella vegetazione e nel suolo nei diversi biomi. Ad esempio, nelle aree temperate la quantità di carbonio immagazzinato nelle piante e nei suoli è, rispettivamente, di 57 e 96 MgC ha⁻¹. Considerando le sole foreste temperate, le quantità aumentano notevolmente con valori che salgono rispettivamente a 96 e 122 MgC ha⁻¹, valore inferiore a quello stimato da Jobbágy e colleghi (2000) in 174 MgC ha⁻¹.

I valori stimati nei nostri siti sono elevati ed in linea con quelli riscontrati in altri lavori.

Il progetto Biosoil (Cools e De Vos, 2011) (Dati forniti dal Corpo Forestale dello Stato, Ispettorato Generale, Serv. II, div. 6°, Servizio CONECOFOR, e raccolti nell'ambito del Programma Nazionale per il Controllo degli Ecosistemi Forestali (CONECOFOR) con il coordinamento dell'Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale del Consiglio Nazionale delle Ricerche) ha stimato anche i *pool* di carbonio nel suolo, fino a una profondità massima di 80 cm (ove raggiungibile), in circa 240 siti forestali in Italia. Nelle faggete alpine (4 siti) è stata stimata una quantità di carbonio pari a 85.4±24.7 MgC ha⁻¹, mentre in quelle appenniniche di 149±73.3 MgC ha⁻¹, valori confermati, in parte, da quelli del nostro studio.

Per i Leptisols, suoli generalmente con alta pietrosità, Merino et al. (2007) hanno stimato, nei primi 40 cm, valori di circa 60 MgC ha⁻¹. Nei tre boschi da noi studiati che presentano questa tipologia di suolo, Timau, il sito più povero contiene nei primi 40 cm una quantità di carbonio pari a 33.57 MgC ha⁻¹. Sempre lo stesso studio ha stimato per gli Umbrisols, caratterizzato da un orizzonte umbrico A profondo e ricco di sostanza organica, un valore medio superiore a 100 MgC ha⁻¹ con valori massimi maggiori di 250 MgC ha⁻¹, nel nostro caso questa tipologia di suolo presenta stock di carbonio molto simili pari a 151±77 MgC ha⁻¹.

Il valore più elevato ritrovato nello studio di Merino e colleghi per i per la tipologia a Cambisols è pari a circa 100 MgC ha⁻¹, valore dello stesso ordine di grandezza della media dei valori riscontrati nel nostro studio pari a 153±31 MgC ha⁻¹ (n = 3).

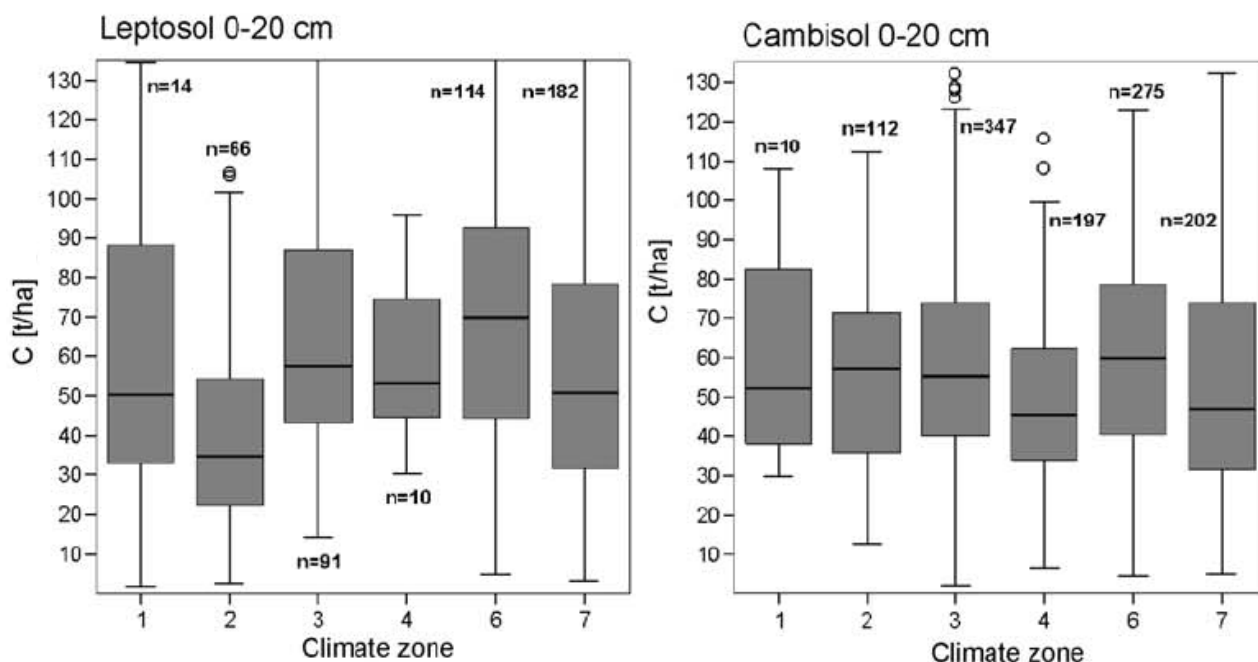


Figura 45: valori di carbonio contenuto nei primi 20 cm di suolo minerale in diverse condizioni climatiche e per diverse tipologie di suolo. Gruppi climatici: 1, da subboreale a boreale; 2, da boreale a temperato; 3, da temperato oceanico a suboceanico; 4, da temperato-suboceanico a subcontinentale; 5, temperato continentale; 6, temperato montano; 7, Mediterraneo (○) Outliers (tratto da Baritz et al., 2010)

Baritz e colleghi (2010) (fig. 46) per i Leptisol hanno stimato una quantità media di carbonio nei primi 20 cm di suolo pari a 50 MgC ha^{-1} per la zona climatica mediterranea, con il 90% dei valori compresi tra 30 e 80 MgC ha^{-1} . Sempre lo stesso studio ha dimostrato come il 90% dei pool di carbonio dei Cambisol nella zona mediterranea è compreso tra 30 e 80 MgC ha^{-1} e con un valore medio poco meno di 50 MgC ha^{-1} . Comunque la variabilità sia nei Leptisol che nei Cambisol è molto elevata, come mostrano le barre delle deviazioni standard (fig. 46).

Mund (2004) ha stimato pool di carbonio nel suolo in vari siti tedeschi, con valori variabili da $74.8 \pm 13.4 \text{ MgC ha}^{-1}$ di Leinefelde (foresta gestita a tagli successivi) a $104.9 \pm 16.2 \text{ MgC ha}^{-1}$ di Hainich (che può essere considerato una foresta vetusta secondaria). Nello stesso lavoro, i tipi di suoli classificati come *Braunerde*, che corrispondono ai Cambisol, presentano un pool medio di carbonio pari a 99 MgC ha^{-1} . Inoltre come nel nostro caso e nello studio di Baritz e colleghi del 2010, non sono state riscontrate differenze significative nello stock di carbonio tra diverse tipologie di suoli.

Persson e colleghi (2000) hanno stimato la quantità di carbonio contenuta nei primi 50 di suolo di 11 siti in Europa, (6 peccete e 5 faggete). Nelle peccete campionate è stata stimata una quantità di

carbonio ne suolo pari a $133 \pm 26 \text{ MgC ha}^{-1}$, mentre nelle faggete è stato calcolato un valore medio di $135 \pm 21 \text{ MgC ha}^{-1}$.

In Turchia, Sevgi e colleghi (2011) hanno analizzato le differenze sui pool di carbonio dei primi 30 cm di suolo in siti con specie arboree differenti. I suoli più ricchi di carbonio sono risultati quelli dei siti a prevalenza di Cedro del Libano con 115 MgC ha^{-1} , i suoli significativamente meno ricchi di carbonio sono stati quelli a prevalenza di rovere con 67 MgC ha^{-1} . In Belgio Krogh e colleghi (2003) hanno stimato la quantità di carbonio contenuto nei suoli di diversi ecosistemi, quelli forestali con un valore medio di 169 MgC ha^{-1} sono secondi solo a quelli delle paludi che contengono una quantità di carbonio eccezionale, legata alla pressoché assenza di processi di decomposizione, e pari a 356 MgC ha^{-1} .

Nel nostro studio non sono state riscontrate differenze significative tra i suoli delle foreste vetuste e quelli delle gestite. Questo è sia legato alle caratteristiche intrinseche dei suoli, legati a tutti i diversi fattori ambientali, sia alla gestione passata nei siti gestiti e vetusti secondari che è stata effettuata tendenzialmente con criteri prudenziali, senza scoprire eccessivamente o non scoprendo affatto i suoli.

Quindi la gestione passata può essere considerata come gestione sostenibile *ante litteram* che conserva il C nel suolo delle foreste gestite, rendendolo, tutto sommato, simile a quello delle foreste vetuste

Un'analisi di dati di letteratura condotta da Johnson e colleghi (2001), su 73 osservazioni derivanti da 26 pubblicazioni ha dimostrato che il taglio delle foreste ha un impatto trascurabile sui pool di carbonio e azoto nel suolo. Sempre lo stesso studio ha però trovato effetti significativi sui pool di carbonio e azoto tra diversi metodi di raccolta, con raccolta dei soli tronchi si crea un significativo aumento di carbonio nel suolo, con l'esbosco della pianta intera si crea una leggera diminuzione.

Differenti risposte del pool di carbonio alla gestione sono state riportate anche da Lal (2005) (fig. 47), che da una analisi della letteratura riporta perdite di carbonio organico in seguito alla diminuzione dell'input di lettiera, alla variazione dell'abbondanza di specie legnose ed erbacee, ai cambiamenti nella distribuzione profonda delle radici, a regimi alterati di umidità e temperatura che accelerano la decomposizione (Covington, 1981; Johnson et al., 1995; Jackson et al., 2000). Sempre nello stesso lavoro l'autore cita altri casi in cui le utilizzazioni effettuate adottando alcuni accorgimenti che comportano minori disturbi ai processi naturali e al suolo, hanno causato un effetto minimo o nullo sul pool di carbonio. Inoltre, un declino degli input di biomassa può essere compensata dalla grande quantità di residui rilasciati dopo gli interventi (Post, 2003; Yanai et al., 2003).

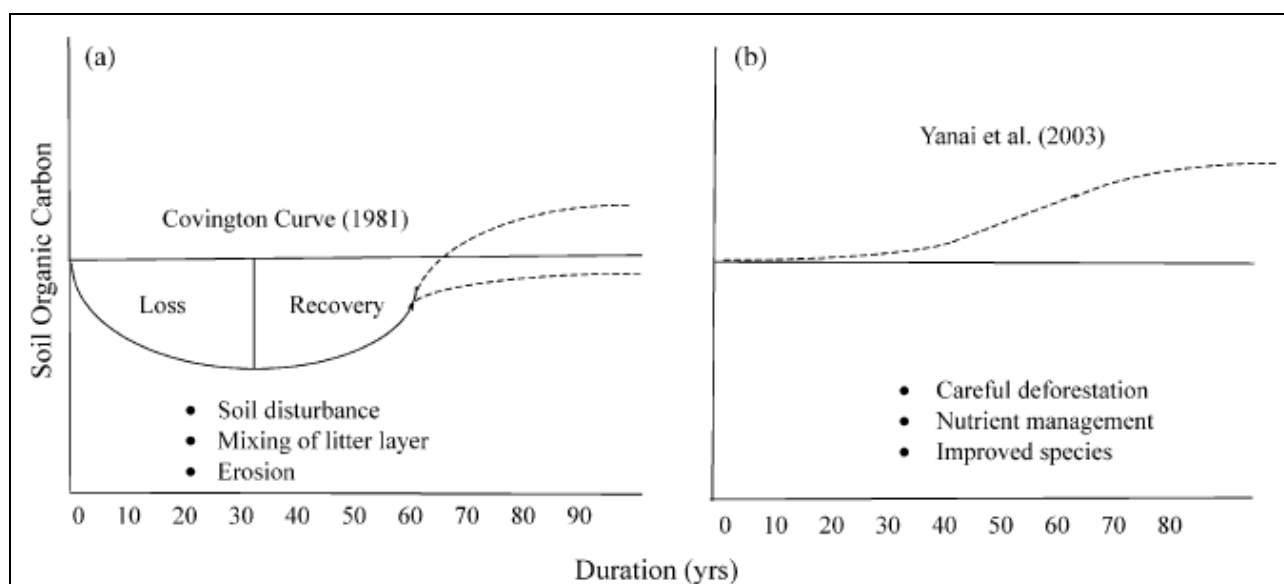


Figura 46: Rappresentazione schematica degli effetti di taglio e raccolta del legname sullo stock del carbonio organico dei suoli: (a) con disturbo del suolo e mescolamento tra lo strato di lettiera e suolo minerale (b) senza disturbo del suolo e con l'adozione di pratiche gestionali migliorate (tratto da Lal, 2005).

Purtroppo l'impostazione del nostro studio non ci ha permesso di determinare la quantità di carbonio assorbita dal comparto suolo. In letteratura però prove a supporto di tale capacità del suolo sono evidenti, come il lavoro pubblicato da Zhou e colleghi (2006) che hanno dimostrato con misure nell'arco di 24 anni in una foresta cinese di 400 anni un costante aumento del carbonio nel suolo di circa $0.6 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$.

4.7 Lo stock di carbonio

Sommando i pool di carbonio della biomassa epigea ed ipogea, del legno morto, della lettiera e del suolo è stato stimato lo stock di carbonio totale. I valori medi stimati sia per le faggete gestite ($467.67 \pm 39.43 \text{ MgC ha}^{-1}$) che ancor di più delle vetuste ($512.89 \pm 50.45 \text{ MgC ha}^{-1}$) sono elevati se confrontati con quelli di altri lavori. Merino e colleghi (2007) hanno trovato uno stock di carbonio medio per le foreste non gestite di circa 375 MgC ha^{-1} e per quelle gestite di poco inferiore a 250 MgC ha^{-1} , però considerando solamente i primi 40 cm di suolo.

Mund (2004) in tre tipologie di faggete, differenti per tipi di gestione, ha stimato uno stock di carbonio pari a $246.1 \text{ MgC ha}^{-1}$ per quelle gestite a tagli successivi, $265.9 \text{ MgC ha}^{-1}$ in quelle in cui è praticato il taglio a scelta e $352.5 \text{ MgC ha}^{-1}$ per le foreste non gestite.

Nell'ambito del progetto Canif, Persson e colleghi (2000) hanno stimato gli stock di carbonio di diverse formazioni forestali, tra cui anche 5 faggete, incluso Collelongo. I valori stimati, considerando biomassa ed i primi 50 cm suolo, variano da 222 MgC ha^{-1} di Jezery (Repubblica Ceca) a 355 MgC ha^{-1} proprio di Collelongo, in questo stesso sito dieci anni dopo abbiamo stimato

uno stock totale di $434.93 \pm 13.33 \text{ MgC ha}^{-1}$ (suolo fino ad 80 cm). La ripartizione dello stock tra i vari comparti, con il 46% del carbonio allocato nei suoli, è simile a quello riscontrato nel nostro studio, dove nelle foreste gestite il 49% del carbonio è allocato nei suoli, mentre nelle foreste vetuste il 43% del carbonio è in questa componente, con dati superiori, quindi per la parte biomassa. Hoover e colleghi (2012), considerando i primi 20 cm di suolo, hanno stimato uno stock medio totale pari a $216 \pm 8.4 \text{ MgC ha}^{-1}$ per le foreste vetuste decidue del New England, con la biomassa epigea ($116 \pm 7.6 \text{ MgC ha}^{-1}$) come componente principale. Sempre lo stesso studio ha stimato lo stock totale delle foreste di conifere pari $267 \pm 11.2 \text{ MgC ha}^{-1}$, anche in questo caso la biomassa epigea è risultata la componente principale con $125 \pm 9.9 \text{ MgC ha}^{-1}$.

Nel Montana, Bisbing e colleghi (2010) hanno stimato stock totali di carbonio (suolo fino ad 1 metro) che vanno da 289 a 323 MgC ha^{-1} , con un valore medio di $305.14 \pm 18.04 \text{ MgC ha}^{-1}$. Lo stesso lavoro riporta dati tratti dalla letteratura in cui lo stock di Carbonio in foreste vetuste del Montana e della costa nord del pacifico varia da 580 a 625 MgC ha^{-1} , con un valore medio di 600 MgC ha^{-1} .

Goodale e colleghi (2002) hanno stimato che nel 1990 il 66% del carbonio degli ecosistemi forestali è contenuto nel suolo. Infatti dallo studio è emerso che nell'emisfero nord la quantità totale di carbonio immagazzinato nelle foreste è 336 PgC, ripartito 77 PgC nella biomassa, 13 PgC nel legno morto, 24 PgC nella lettiera e 222 PgC nel suolo. L'importanza complessiva del comparto suolo nello stock totale di carbonio negli ecosistemi è stato sottolineato nel lavoro di Lal (2005), che ha stimato un rapporto tra carbonio contenuto nel suolo e quello della vegetazione pari a 2.81 per l'Europa e di 1.84 per le medie latitudini.

4.8 Stima della produzione primaria netta

La produzione primaria netta la possiamo considerare operativamente come la quantità di biomassa prodotta nell'arco di un periodo di tempo, generalmente un anno, in una foresta. Questo valore quindi corrisponde alla quantità di carbonio assorbita dall'ecosistema al netto della respirazione autotrofa, e che viene fissata annualmente nella biomassa.

I valori medi di NPP stimati per le foreste gestite $14.58 \pm 0.71 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ e per le vetuste di $13.32 \pm 1.13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ sono stati confrontati con valori stimati in altri siti europei (tab. 31).

Nazione	età anni	NPP totale Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹	NPP Epigea Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹	NPP Ipogea Mg ha ⁻¹ anno ⁻¹	Referenza
Svezia	90	16.1	13.7	2.4	Nihlgard e Lingren, 1977
Svezia	90	18.1	15.8	2.3	Nihlgard e Lingren, 1978
Francia	92	9	7	2	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Bulgaria	100	6.3	5.5	0.8	Garelkov, 1973
Bulgaria	100	7.4	5.7	1.7	Garelkov, 1973
Bulgaria	100	9.3	8.3	1	Garelkov, 1973
Svezia	100	12.3	10.6	1.7	Nihlgard e Lingren, 1977
Danimarca	118	12.3	8.9	3.4	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Germania	120	10.8	7.7	3.1	G. Scarascia-Mugnozza et al. 2000
Germania	122	11.1	10.44	0.66	Ellenberg, 1982
Belgio	130	11.8	10.04	1.82	Duvigneaud e Kestemont, 1982
Media Europa	105.6	11.3	9.4	1.9	
Italia	Gestite	14.58	9.75	4.83	Questo studio
Italia	Vetuste	13.32	8.55	4.77	Questo studio

Tabella 31: confronto della NPP con altre faggete Europee.

Dal confronto emerge che la componente epigea della NPP è praticamente uguale alla media dei valori riscontrati in altri siti europei, invece la componente ipogea è in alcuni casi molto differente. Questo è legato al fatto che spesso, soprattutto nei lavori meno recenti, non è stato dato il giusto peso alle radici fini che, in questo studio, sono state misurate in due siti (Cimino e Collelongo) e stimate negli altri.

La componente fine dell'apparato radicale, caratterizzata da un elevato tasso di ricambio (*turnover*), rappresenta una componente estremamente dinamica della biomassa ipogea, oltre che una frazione significativa della produttività primaria netta nei sistemi forestali, stimata generalmente pari al 33% della produttività primaria netta globale annua (Jackson et al. 1997). Una percentuale molto simile è stata riscontrata nel sito del Cimino (stima attraverso le *ingrowth cores*) dove le radici fini rappresentano il 30% della NPP totale. Negli altri siti qui analizzati, dove è stato utilizzato il modello di Le Goff e Ottorini (2001) comunque la componente delle radici fini rappresenta il 23% della NPP, che è un valore simile a quello trovato da Gower e colleghi (2001, 19% per specie decidue boreali).

Comunque la produzione di radici fini è molto variabile come è stato dimostrato da Claus e George (2005) che in una cronosequenza di faggio in Germania hanno stimato valori che variano da 2.36 Mg ha⁻¹ a 6.36 Mg ha⁻¹, mentre Hertel e Leuschner (2002) hanno stimato che al massimo il 27% del guadagno netto di carbonio, venga investito nella crescita delle radici fini.

Leuschner e colleghi (2004), in uno studio condotto in sei foreste vetuste di faggio tedesche, hanno stimato valori di biomassa radicale fine che variano da 1.5 Mg ha⁻¹ a 4.70 Mg ha⁻¹, se consideriamo un turnover di un anno, questi valori sono paragonabili a quelli da noi stimati sia attraverso le equazioni di Le Goff e Ottorini (2001) sia alla produzione stimata attraverso le *ingrowth cores* al Cimino.

Sommando alla produzione annuale di radici fini quella delle foglie, ossia il contributo delle componenti a rapido turnover, si arriva al 49% della NPP, con componenti che mediamente rappresentano meno del 5% della biomassa totale. Queste componenti sono di rilievo non solo per il ciclo del carbonio di questi boschi ma anche per il ciclo dei nutrienti.

La produzione primaria netta può essere espressa anche come quantità di carbonio assorbita e nel nostro studio è stata pari a $6.12 \pm 0.52 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ per le foreste vetuste e $6.69 \pm 0.33 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ per le gestite.

I valori ottenuti sono molto simili a quelli stimati da Mund e colleghi (2010) nella foresta vetusta secondaria di Hainich in Germania tra il 2003 e il 2007. In questo arco di tempo sono stati valori di C-NPP che oscillano tra 6.18 e $7.12 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. In uno studio del 2002 Curtis e colleghi hanno stimato valori di C-NPP che variano tra 5.11 a $7.27 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, in 5 foreste gestite nel Nord Est degli Stati Uniti, mentre Harmon e colleghi (2004) hanno stimato per una foresta vetusta di *Pseudotsuga* e *Tsuga* una C-NPP di 5.97 MgC ha^{-1} .

Tutti questi studi indicano come le foreste vetuste siano ancora attive rispetto alla produzione primaria netta. Sarebbe rilevante, per i siti da noi studiati, stimare se il bilancio netto di ecosistema sia anch'esso positivo (assorbimento di carbonio), neutro o negativo (rilascio di carbonio). Da questo punto di vista, i valori di C nel suolo sembrerebbero indicare che non c'è una perdita importante di C dal suolo, portando ragionevolmente a stimare una produzione netta di ecosistema positiva anche per questo tipo di foreste.

Da segnalare che un'analisi di molti dati di letteratura, confermi queste supposizioni (Luyssaert et al., 2008).

L'influenza della quota sulla produttività delle foreste è stata riscontrata in diversi studi (Bolstad et al., 2001, Dang et al. 2007, Di Filippo et al., 2012), che hanno individuato una relazione inversa tra il tasso di crescita e la quota. Inoltre Di Filippo e colleghi riportano che un tasso di crescita lento come quello delle quote più elevate comporta un aumento della longevità delle piante, questo si riflette in una relazione abbastanza forte tra quota e età delle foreste, come nel caso delle vetuste del nostro studio.

5 Conclusioni

In generale sulle foreste vetuste la quantità di dati disponibili è molto ridotta, soprattutto per quello che concerne il ciclo del carbonio.

La scarsità di dati è indubbiamente legata alla rarità di questa tipologia di foreste, di cui tuttora non si conosce l'estensione totale, e alla difficoltà di raccogliervi in campo, essendo la maggior parte dei siti localizzati in aree difficili da raggiungere.

Tramite l'utilizzo di tecniche biometriche "classiche" e "manuali", questo studio presenta punti "innovativi" e, grazie alla completezza delle componenti analizzate può fornire informazioni utili per una migliore conoscenza di tali tipologie di foreste.

La caratterizzazione strutturale ha evidenziato una certa diversità tra faggete vetuste e gestite. Le differenze non sono state riscontrate nei classici parametri dendrometrici (diametro medio, area basimetrica) ma in indici integrati che rappresentano meglio la diversificazione strutturale come il Coefficiente di Gini che è risultato più alto per i boschi vetusti. Questo ci permette di concludere che nei siti vetusti la diversità strutturale è molto più elevata delle foreste gestite, che sono tendenzialmente coetanee.

All'interno del gruppo delle faggete vetuste è stata riscontrata un'ulteriore differenziazione, grazie all'indice dQuant85, è il diametro corrispondente all'ottantacinquesimo percentile della distribuzione dell'area basimetrica, tra un tipo caratterizzato dalla presenza di piante grosse, posto a quote più basse, e da uno in cui queste mancavano. Questo sottolinea come sia errato pensare alle foreste vetuste solo in funzione della taglia delle piante, anche se tutti i siti considerati presentano valori di biomassa epigea superiori ai valori medi delle faggete delle regioni di appartenenza come analizzate dall'Inventario Nazionale delle Foreste e del Carbonio.

La biomassa delle foreste vetuste, essendo tendenzialmente più elevata rispetto ai siti gestiti, può essere considerata come un possibile limite realistico della capacità di stoccaggio di carbonio di formazioni simili a parità di condizioni ambientali, soprattutto a parità di fertilità stazionale, considerando il fatto che, per ragioni storiche, gestionali e di protezione, i pochi boschi vetusti rimasti sono spesso confinati in aree remote, a volte su suoli superficiali ed in alta quota.

La biomassa è anche il comparto più importante tra quelli che costituiscono lo stock totale di carbonio, rappresentandone il 54% negli ecosistemi vetusti e il 49% nei gestiti.

Le quantità di carbonio immagazzinate nei suoli sono molto elevate, e non presentano differenze significative tra gestite e vetuste. Il pool di carbonio del suolo non è risultato essere influenzato dal livello di gestione dei siti ma piuttosto da vari fattori ambientali (pendenza) o caratteristici del suolo stesso (tipo, profondità, *bulk density*, pietrosità, substrato).

In questo lavoro, viene confermata e ulteriormente sottolineata l'importanza che il legno morto riveste nelle foreste vetuste. Infatti, questa componente è un forte indicatore di vetustà e mostra valori significativamente più alti nelle faggete vetuste. Vanno segnalati i valori che sono stati riscontrati nelle faggete vetuste primarie abruzzesi di Coppo del Principe e Val Cervara, dove rispettivamente nel legno morto è immagazzinata una quantità di carbonio pari 19 MgC ha^{-1} e 12 MgC ha^{-1} .

Il legno morto rappresenta anche un'importante riserva di nutrienti nel medio/lungo periodo, aggiunge significative quantità di carbonio alla riserva totale degli ecosistemi, e i processi di umificazione determinano un continuo ricambio di materiale organico con il suolo. Inoltre questa componente gioca un ruolo fondamentale nella biodiversità degli ecosistemi forestali, fornendo un habitat ottimale per molte specie di esseri viventi. Infatti molti invertebrati, funghi, briofite, licheni, uccelli e mammiferi utilizzano il legno morto come fonte di cibo o come riparo.

Una delle questioni oggetto di dibattito riguarda il ruolo che le foreste vetuste hanno nel ciclo del carbonio: sono sistemi in equilibrio, cioè la quantità di carbonio assorbito dalla fotosintesi e quella emessa dai processi respirativi sostanzialmente si equivalgono ovvero continuano, nonostante la loro età, ad assorbire attivamente carbonio?

Nel presente studio, la produttività primaria netta delle faggete vetuste è risultata mediamente di $13.32 \pm 1.13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ e non è risultata differente da quella delle gestite pari a $14.58 \pm 0.71 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, fornendo una prima indicazione che le foreste vetuste non debbano considerarsi neutre nel ciclo del carbonio. Infatti, considerando come valide le indicazioni riportate da diversi autori, che la respirazione ecosistemica non sia più elevata in ambienti vetusti, è lecito pensare che con valori di NPP come quelli stimati nel nostro lavoro, le foreste vetuste siano degli ecosistemi che assorbono attivamente carbonio (*carbon sinks*). Questo anche alla luce del fatto che gli stock di carbonio nei suoli delle due tipologie di faggete studiate non sono differenti.

La produzione primaria netta non differisce tra faggete gestite e vetuste, non risulta quindi influenzata dall'età del soprassuolo ma piuttosto dalla quota.

Un altro obiettivo dello studio era valutare gli effetti della gestione attraverso la comparazione tra le foreste vetuste e quelle gestite. Dal lavoro è emerso che attraverso gli interventi selvicolturali c'è stata una riduzione della variabilità strutturale dei siti, con una tendenza verso la coetanizzazione. Uno degli effetti più marcati della gestione passata e degli usi delle popolazioni locali è la mancanza del legno morto nei boschi gestiti.

I disturbi derivanti dalle passate utilizzazioni non sembrano aver influenzato fortemente il pool di carbonio nel suolo. Questo indica che i metodi utilizzati hanno creato dei disturbi molto limitati, che gli ecosistemi hanno superato facilmente e possono essere considerati sistemi tutto sommato

sostenibili. Sebbene le foreste vetuste, per diverse ragioni, non siano molto diffuse, possono essere utili per comprendere meccanismi ecologicamente importanti, fornendo anche suggerimenti per la gestione delle altre, in un'ottica di gestione forestale sostenibile. Poiché ormai le foreste hanno perso l'esclusiva funzione produttiva possono essere assunti degli accorgimenti, sempre in considerazione degli aspetti economici, per incrementare la funzione ecologica e ricreativa ed altri servizi ecosistemici. Alcuni accorgimenti possono essere il rilascio di legno morto, l'allungamento dei turni, che sembra non comportare la perdita di produttività, e altri interventi che tendano a favorire una maggiore complessità strutturale delle comprese forestali sino ad arrivare, dove possibile, ad una disateneizzazione del soprassuolo.

6 Ringraziamenti

Desidero ringraziare il **Dr. Matteucci** per la possibilità offertami di affrontare questa avventura e per la sua grande disponibilità. Inoltre ringrazio sentitamente tutto il gruppo **ECODISF**, molto più colleghi, costituito da: **Dr. Bascietto, Dr. De Cinti, Dr. Cammarano, Dott. Micali e Dott.ssa Sicuriello** (in ordine di scrivania). Intendo poi ringraziare tutto l'Istituto **di Biologia Agroforestale del C.N.R.**, per l'ospitalità di questi 3 anni.

Un ringraziamento sincero è rivolto ad **Ermenegildo Magnani** (Ronaldino, fantasista delle analisi chimiche) e **Pierangelo Bertolotto** per la loro professionalità e disponibilità.

Ringrazio il **Prof. Piovesan** ed il **DendrologyLab (Dr. Di Filippo, Dr. Alessandrini, mentore dei primi anni universitari, Dott. Ziacco e Dott. Baliva)** per il grande lavoro svolto insieme.

Vorrei esprimere la mia sincera gratitudine al **Dr. Chiti** per i suoi pedoconsigli tra un viaggio e l'altro in Africa.

Ringrazio con affetto **Diana e Marcello** (i miei genitori) per il sostegno e la fiducia, e tutti gli amici (**Daniele, Andrea B., Marcello, Gabriele, Silvia, Emanuele, Valerio, Giovanni, Andrea, Nicola, Mariasilvia, Stefano, Daniela**) fondamentali pilastri nella vita di ogni essere umano.

Visto che nel mondo accademico l'ultimo nome è molto importante, chiudo i miei ringraziamenti con **Maria Giovanna** che mi ha veramente sostenuto in tutti gli anni dell'università e del dottorato. Sicuramente ho scordato qualcuno, ma sappiate che non l'ho fatto intenzionalmente e visto che la tesi è mia si può aggiungere a penna.

Montelibretti, 4 Aprile 2012

7 Bibliografia

- Baritz R., Seufert G., Montanarella L., and Van Ranst E., 2010. *Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe*. Forest Ecology and Management 260, no. 3: 262-277.
- Bartelink H.H., 1998. *A model of dry matter partitioning in trees*. Tree Physiology. 18, 91–101.
- Bascietto M., De Cinti B., Matteucci G., Cescatti A. 2012. *Biometric assessment of aboveground carbon pools and fluxes in three European forests by Randomized Branch Sampling*. Forest Ecology and Management, 267: 172-181.
- Bauer G.A, Persson H, Persson T, Mund M., Hein M., Kummetz E., G. Matteucci, Van Oene H, Scarascia Mugnozza G, Schulze E.-D., 2000. *Linking Plant Nutrition and Ecosystem Process*. In E-D. Schulze Ed. Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. Ecological Studies 142, 49-62. Springer Verlag.
- Bisbing S.M., Alaback P.B., De Luca T.H., 2010. *Carbon storage in old-growth and second growth fire-dependent western larch (Larix occidentalis Nutt.) forests of the Inland Northwest, USA*. Forest Ecology and Management 259, 1041–1049.
- Bolstad PV, Vose JM, McNulty SG .2001. *Forest productivity, leaf area, and terrain in southern Appalachian deciduous forests*. Forest Science, 48, 419-427.
- Bolte A., Rahmann T., Kuhr M., Pogoda P., Murach D, Gadow K.V., 2004. *Relationships between tree dimension and coarse root biomass in mixed stands of European beech (Fagus sylvatica L.) and Norway spruce (Picea abies[L.] Karst.)*. Plant and Soil 264,: 1-11.
- Bretz Guby N.A., Dobbertin M., 1996 – *Quantitative estimates of coarse woody debris and standing dead trees in selected Swiss forests*. Global Ecology & Biogeography Letters, 5: 327-341.
- Burrascano S., Lombardi F., Marchetti M., 2008. *Old-growth forest structure and deadwood: Are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy*. Plant Biosystems, 142 (2): 313-323.
- Calamini .G, Maltoni A., Travaglini D., Iovino F., Nicolaci A., Menguzzato G., Corona P., Ferrari B., Di Santo D., Chirici G.. 2011. *Stand structure attributes in potential Old-Growth Forests in the Apennines, Italy*. Italian Journal of Forest and Mountain Environments 66, 5 (2010): 365-381.
- Calamini G., Gregori E., Hermanin L., Lopresti R., Manolacu M., 1983. *Studio di una faggeta dell'Appennino Pistoiese: biomassa e produzione primaria netta epigea*. Annali Istit. Sper. Studio e Difesa Suolo, Firenze. Vol. XIV: 193-214.
- Calamini G., Gregori E., Hermaninn L., Lopresti R., 1988. *Studio di una faggeta dell'Appennino Pistoiese. Ulteriori indagini su biomassa e produzione primaria netta: distribuzione nelle componenti delle chiome*.
- Canadell J.G., Le Quéré C., Raupach M.R., Field C.B., Buitenhuis E.T., Ciais P., Conway T.J., Gillett N.P., Houghton R.A., Marland G., 2007. *Contributions to accelerating atmospheric CO2 growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks*. PNAS:0702737104

- Castellani C., Scrinzi G., Tabacchi G., Tosi V., 1984 – *Inventario forestale nazionale italiano (I.F.N.I.), Tavole di cubatura a doppia entrata*. Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Alpicoltura, Trento.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E.P., Ódor P., Standovár T., Rozenberger D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T., 2005. *Dead wood in European beech (Fagus sylvatica) forest reserves*. Forest Ecology and Management 210: 267–282.
- Claus A., and George E., 2005. *Effect of stand age on fine-root biomass and biomass distribution in three European forest chronosequences*. Canadian Journal of Forest Research 1625 (2005): 1617-1625.
- Cools N., & De Vos B., 2011. *Availability and evaluation of European forest soil monitoring data in the study on the effects of air pollution on forests*. iForest - Biogeosciences and Forestry, 4(5), 205-211.
- Covington W.W., 1981. *Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods*. Ecology 62, 41–48.
- Crawley, M. J. (2005). *Statistics. An Introduction using R* (p. 327). Chichester, England: Wiley And Sons, Ltd.
- Curtis P., Hanson P., Bolstad P., Barford C., Randolph J., Schmid H., and Wilson K., 2002. *Biometric and eddy-covariance based estimates of annual carbon storage in five eastern North American deciduous forests*. Agricultural and Forest Meteorology 113, no. 1-4: 3-19.
- Cutini A., 2002. *Litterfall and Leaf Area Index in the CONECOFOR Permanent Monitoring Plots*. In Mosello, R., B. Petriccione and A. Marchetto (Guest Editors) Long-term ecological research in Italian forest ecosystems J. Limnol., 61 (Suppl. 1): 62-68, 2002
- Dang H, Jiang M, Zhang Q, Zhang Y., 2007. *Growth responses of subalpine fir (Abies fargesii) to climate variability in the Qinling Mountain, China*. Forest Ecology Management, 240, 143– 150.
- Debeljak M., 1999. *Dead trees in the virgin forest of Pecka*. Forestry Wood Sci. Technol., 59: 5-31.
- Devillez F. and Marynen T., 1973. *Structure et biomasse d'une hêtraie en Haute-Ardenne*. Bull. Acad. Roy. De Belgique Cl. Sc., 5e série 59, 303-331.
- Di Filippo A. Biondi F., Cufar K., De Luis M., Grabner M., Maugeri M., Presutti Saba E., Schirone B., Piovesan G., 2007 – *Bioclimatology of beech (Fagus sylvatica L.) in the Eastern Alps: spatial and altitudinal climatic signals identified through a tree-ring network*. Journal of Biogeography, 34: 1873-1892.
- Di Filippo A., Biondi F., Maugeri M., Schirone B. and Piovesan G., 2012. *Bioclimate and growth history affect beech lifespan in the Italian Alps and Appennines*. Global Change Biology. 18: 960-972.
- Duvigneaud P. and Kestemont P., 1977. *Productivité biologique en Belgique*. SCOPE. Travaux de la Selection belge du Programme Biologique International. Duculot-Gembloux. Belgium.
- Ellenberg H., 1982. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. 3rd ed. Stuttgart: Eugen Ulmer.

- Emborg J., Christensen M., Heilmann-Clausen J., 2000. *The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark*. Forest Ecology and Management, 126: 173-189.
- FAO,2002. *Second expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders*.
- FAO,2006. *World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication*.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2011). *An R Companion to Applied Regression* (p. 449). Thousand Oaks, California: Sage Publications.
- Franklin J.F., Spies T.A., Van Pelt R., Carey A.B., Thornburgh D.A., Rae Berg D., Lindenmayer D.B., Harmon M.E., Keeton W.S., Shaw D.C., Bible K., Chen J., 2002. *Disturbances and development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas fir forests as an example*. Forest Ecology and Management. 155, 399–423.
- Frelich LE, 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fridman J., Walheim M., 2000. *Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden*. Forest Ecology and Management, 31: 23-26.
- Garelkov D., 1973. *Biological productivity of some beech forest types in Bulgaria*. Int. Union For. Res. Org. Biomass Studies. Univ. of Maine, Orono: 305-314.
- Global Carbon Project, 2011. *Carbon budget 2010*; <http://www.globalcarbonproject.org/>
- Goodale CL, Apps MJ, Birdsey RA et al., 2002. *Forest carbon sinks in the Northern Hemisphere*. Ecological Applications, 12, 891–899.
- Gower S. T., Krankina O., Olson R. J., Apps M., Linder S., and Wang C., 2001. *Net primary production and carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems*. Ecological Applications 11:1395–1411.
- Grote, Rüdiger, 2002. *Foliage and Branch Biomass Estimation of Coniferous and Deciduous Tree Species*. Sylva Fennica 36: 779-788.
- Hahn K., Christensen M., 2004 – *Dynamics of deadwood in European beech forests in relation to natural disturbances*. Rit Mogilsar Rannsoknastodvar Skogræktar (Iceland Forest Research Bulletin), 22: 5-8.
- Harmon M.E., Bible K., Ryan M.G., Shaw D.C., Chen H., Klopatek J., and Xia Li.2004. *Production, Respiration, and Overall Carbon Balance in an Old-growth Pseudotsuga-Tsuga Forest Ecosystem*. Ecosystems : 498-512.
- Hertel D. and Leuschner C.,2002. *A comparison of four different fine root production estimates with ecosystem carbon balance data in a Fagus – Quercus mixed forest*. Plant and soil 239: 237-251.
- Hilbert J. and A. Wiensczyk. 2007. *Old-growth definitions and management: A literature review*. BC Journal of Ecosystems and Management 8(1):15–31.

- Hogberg P., A. Nordgren, N. Buchmann, A. F. S. Taylor, A. Ekblad, M. N. Hogberg, G. Nyberg, M. Ottosson-Lofvenius, and D. R. Read. 2001. *Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration*. Nature 411:789–792.
- Hoover C. M., W. B. Leak, and B.G. Keel. 2012. Benchmark carbon stocks from old-growth forests in northern New England, USA.” Forest Ecology and Management 266: 108-114.
- INFC, 2005 – *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale - Corpo Forestale dello Stato. CRA - Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione forestale. Available on-line at www.ifni.it.
- IPCC 2007
- Jabàggy, E.G., Jackson, R.B., 2000. *The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation*. Ecol. Appl. 10, 423–436.
- Jackson R. B., Mooney H. A., Schulze E.-D., 1997. *A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 94: 7362–7366.
- Jackson R.B., Schenk H.J., Jobbagy E.G., Canadell, J., Colello, G.D., et al., 2000. *Below-ground consequences of vegetation change and their treatment in models*. Ecol. Appl. 10, 470–483.
- Jaworski, A., Kolodziej, Z.B. & Porada, K. 2002. *Structure and dynamics of stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady National Park*. J. For. Sci. 48: 185-201.
- Johnson C.E., Driscoll C.T., Fahey, T.J., Siccama, T.G., Hughes, J.W., 1995. *Carbon dynamics following clear cutting of a north- ern hardwood forest*. In: McFee, W., Kelly, J.M. (Eds.), Carbon Forms and Functions in Forest Soils. Soil Science Society American, Madison, WI, pp. 463–487.
- Johnson, D., 2001. *Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis*. Forest Ecology and Management 140, no. 2-3: 227-238.
- Kavvadias V. 2001. *Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece*. Forest Ecology and Management 144, no. 1-3 (April 15, 2001): 113-127.
- Keddy P.A., Drummond C.G., 1996. *Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems*. Ecological Applications, 6: 748-762.
- Korpel, S. 1989. *Pralesy Slavenska*. Academia Bratislava, SL.
- Krogh L., Noergaard A., Hermansen M., Greve M. H., Balstroem T., and Breuning-Madsen H. 2003. *Preliminary estimates of contemporary soil organic carbon stocks in Denmark using multiple datasets and four scaling-up methods*. Agriculture, Ecosystems & Environment 96, no. 1-3: 19-28.
- Lal R., 2005. *Forest soils and carbon sequestration*. Forest Ecology and Management 220, no. 1-3: 242-258.
- Le Goff N. and Ottorini J.-M., 2001. *Root biomass and biomass increment in a beech (Fagus sylvatica L.) stand in North-East France*. Ann. For. Sci. 58: 1–13.

- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (2nd ed., p. 853). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Leuschner C., Hertel D., I. Schmid I., Koch O., Muhs A., and D.Hölscher D., 2004. *Stand fine root biomass and fine root morphology in old-growth beech forests as a function of precipitation and soil fertility*. Plant and Soil 258, no. 1: 43-56.
- Lo Monaco A., 1983 – *Proposte per un piano di valorizzazione naturalistica della “Faggeta” del Monte Cimino (Viterbo)*. Tesi di laurea in Scienze forestali, Facoltà di Agraria, Firenze.
- Lombardi F., Chirici G., Marchetti M., Tognetti R., Lasserre B., Corona P., Barbati A., 2010. *Deadwood in forest stands close to old-growthness under Mediterranean conditions in the Italian Peninsula*. Italian Journal of Forest and Mountain Environments 65, no. 5 (2010): 481-504.
- Luyssaert S., Ciais P., Piao S.L., Schulze E.-D., Jung M., Zaehle S., Schelhaas M.J., Reichstein M., Churkina G., Loustau D., Matteucci G., Magnani F., Nabuurs G.J., Verbeeck H., Sulkava M., Van der Werf G.R., Janssens I.A. and members of the CARBOEUROPE - IP synthesis team (2010). *The European carbon balance: part 3: Forests*. Global Change Biology 16:1429–1450
- Magnani F., Mencuccini M., Borghetti M., Berbigier P., Berninger F., Delzon S., Grelle A., Jarvis P.G., Kolari P., Kowalski A.S., Lankreijer H., Law B.E., Lindroth A., Loustau D., Manca G., Moncrieff J.B., Rayment M., Tedeschi V., Valentini R., Grace J., 2007. *The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests*. Nature 447:848-850.
- Masci A., 2002. *Biomassa, produttività primaria netta e mineralomassa in una faggeta dell'Appennino centrale*. Tesi di Dottorato in Ecologia Forestale, 14° ciclo. Università degli Studi di Padova.
- Matteucci G., De Angelis P., Dore S., Masci A., Valentini R., Scarascia Mugnozza G., 1999. *Il bilancio del carbonio delle faggete: dall'albero all'ecosistema*. In: Scarascia Mugnozza G. (edit.) *Ecologia strutturale e funzionale di faggete italiane*. Edagricole, pp. 133-183.
- Matteucci G., Scarascia - Mugnozza G., 2007. *Le foreste difendono il pianeta dai gas serra: ma l'uomo deve aiutarle*. Sylvae III-9: 49-65
- Mayer H., Neumann M., 1981. *Struktureller und entwicklungsdynamischer Vergleich der Fichten-Tannen-Buchen-Urwälder Rothwald/Niederösterreich und Corkova Uvala/Kroatien*. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 100: 111-132.
- Meier I. C., Leuschner Ch., and Hertel D. 2005. *Nutrient return with leaf litter fall in Fagus sylvatica forests across a soil fertility gradient*. Plant Ecology 177, no. 1: 99-112.
- Merino A., Real C., Alvarez-Gonzalez J.G., Rodriguez-Guitian M.A., 2007. *Forest structure and C stocks in natural Fagus sylvatica forest in Southern Europe: The effects of past management*. Forest Ecology and Management, 250: 206-214.
- MIPAF, 2000. *Metodi di Analisi chimica del suolo* (Violante P.), Collana di metodi analitici per l'agricoltura (Sequi P.). FrancoAngeli Editore (Milano)
- Möller C. M., Müller D., Nielsen J., 1954. *Graphic presentation of dry matter production of European beech*. Det. Forstl. Forsogsvaes. 21: 327- 325.
- Motta R., Berretti R., Lingua E., Piussi P., 2006. *Coarse woody debris, forest structure and*

- regeneration in the Valbona Forest Reserve, Paneveggio, Italian Alps*. Forest Ecology and Management, 235: 155-163.
- Mund M., 2004. *Carbon pools of European beech forests (Fagus sylvatica) under different silvicultural management*. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A, Band 189, 256 pp.
- Mund M., Kutsch W.L., Wirth C., Kahl T., Knohl A., Skomarkova M.V., and Schulze E-D. 2010. *The influence of climate and fructification on the inter-annual variability of stem growth and net primary productivity in an old-growth, mixed beech forest*. Tree physiology 30, no. 6: 689-704.
- Nihlgård B. and Lindgren L., 1977. *Plant biomass, primary production and bioelements of three mature beech forests in south Sweden*. Oikos 28: 98-104.
- Odum E.P., 1969. *The strategy of ecosystem development*. Science, 164, 262–270.
- Oren, R, D S Ellsworth, K H Johnsen, N Phillips, B E Ewers, C Maier, K V Schäfer, et al., 2001 *Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere*. Nature 411, no. 6836: 469-472.
- Paiero P., Candidi-Tommasi R., Caniglia G., 1975 – *Il bosco 'bandito' di Cleulis (Paluzza): fustaia di faggio derivata dall'invecchiamento naturale di un ceduo matricinati*. Monti e Boschi, 4: 1-13.
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L., Shvidenko A., Lewis S.L., Canadell J.G., Ciais P., Jackson R.B., Pacala S.W., McGuire A.D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S., Hayes D., 2011. *A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests*. Science 333: 988
- Pardo F., Gil L., Pardon J.A., 1997. *Field study of beech (Fagus sylvatica L.) and melojo oak (Quercus pyrenaica Willd) leaf litter decomposition in the centre of the Iberian Peninsula*. Plant Soil 191, 89–100.
- Persson T., Van Oene H. Harrison A.F., Karlsson P.S., Bauer G.A., Cerny J., Coûteaux M.-M., Dambrine E., Högberg P., Kjeller, G. Matteucci, Rudebeck A., Schulze E.-D., Paces T., 2000. *Experimental Sites in the NIPHYS/CANIF Project*. In E-D. Schulze Ed. Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. Ecological Studies 142: 49-62. Springer Verlag.
- Peterken G.F., 1996 – *Natural Woodland. Ecology and Conservation on Northern temperate Regions*. Cambridge University Press, 522 p.
- Peters GP, Marland G, Le Quéré C, Boden T, Canadell JG, Raupach MR., 2011. Rapid growth in CO₂ emissions after the 2008-2009 global financial crisis. Nature Climate Change.
- Piovesan G, Di Filippo A, Alessandrini A, Biondi F, Schirone B. 2005. *Structure, dynamics and dendroecology of an Apennine old-growth beech forest*. J Veg Sci 16: 13–28.
- Piovesan G., Alessandrini A., Baliva M., Chiti T., D'Andrea A., De Cinti B., Di Filippo A., Matteucci G. 2010. *Structural patterns, growth processes, carbon stocks in an Italian network of old-growth beech forests*. Italian Journal of Forest and Mountain Environments 65 , 5: 557-590.
- Post W.M., 2003. *Impact of soil restoration, management and land use history on forest soil carbon*. In: Kimble, J.M., Heath, L.S., Birdsey, R.A., Lal, R. (Eds.), The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect. CRC Press, Boca Raton, FL, pp.

191–199.

- Pregitzer K. S. and Euskirchen E. S., 2004. *Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age*. Global Change Biology (2004) 10, 1–26
- Saniga M., Schütz J.P., 2002. *Relation of deadwood course within the development cycle of selected virgin forests in Slovakia*. Journal of Forest Science, 48: 513–528.
- Santa Regina I., Tarazona T., Calvo R., 1997. *Aboveground biomass in a beech forest and a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda area of northern Spain*. Annales des Sciences Forestières, 54: 261
- Scarascia - Mugnozza G, Bauer G A, Persson H, Matteucci G., Masci A., 2000. *Tree biomass, growth and nutrient pools*. In E-D. Schulze Ed. Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. Ecological Studies 142, 49–62. Springer Verlag
- Schimel D.S., House J.I., Hibbard K.A., Bousquet P., Ciais P., Peylin P., Braswell B.H., Apps M.J., Baker D., Bondeau A., Canadell J., Churkina G., Cramer W., Denning A.S., Field C.B., Friedlingstein P., Goodale C.L., Heimann M., Houghton R.A., Melillo J.M., Moore B., III, Murdiyarso D., Noble I.R., Pacala S.W., Prentice I.C., Raupach M.R., Rayner P.J., Scholes R.J., Steffen W.L., Wirth C., 2001. *Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems*. Nature 414: 169–172.
- Schoeneberger P.J., Wysocki D.A., Benham E.C., Broderick W.D., 2002. *Field Book for Describing and Sampling Soils*. Version 2.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Schulze E-D, Wirth C., Heimann M., 2000. *Managing forests after Kyoto*. Science, 289, 2058–2059.
- Sen, A., 1973. *On Economic Inequality*. Clarendon Press, Oxford.
- Sevgi O., Makineci E., Karaoz O., 2011. *The Forest Floor and Mineral Soil Carbon Pools of Six Different Forest Tree Species*. Ekoloji 20, no. 81: 8
- Spieker H., Mielikäinen K., Köhl M., 2002. *Growth Trends in European Forests*. Springer, Berlin p. 372.
- Spies T.A., 2004. *Ecological concepts and diversity of old-growth forests*. Journal of Forestry 102: 14–20.
- Steffen W., Canadell J., Apps M., Schulze E.D., Jarvis P.G., Baldocchi D., Ciais P., Cramer W., Ehleringer J., Farquhar G., 1998. *The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto protocol*. Science 280: 1393–1394.
- Tate K. R., Ross D. J., O'Brien B. J. and Kelliher F. M., 1993. *Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (Nothofagus) forest*. Soil Biol. Biochem. Vol. 25, No. II. pp. 1601–1612.
- Tyrrell L.E., 1996. *National forests in the Eastern Region: land allocation and planning for old growth*. In: M.B. Davis (ed.) "Eastern old-growth forests. Prospects for rediscovery and recovery", pp. 245–273, Island Press, Washington DC, US.
- Van Oheimb V., Westpahl C., Tempel H., Härdtle W., 2005. *Structural pattern of a near-natural beech forest (Fagus sylvatica) (Serra north-east Germany)*. Forest Ecology and Management 212, 253–263.

- Van Wagner C.E., 1968. *The line intercept method in forest fuel sampling*. Forest Science 14:20-26.
- Vande Walle, I., Mussche, S., Samson, R., Lust, N., Lemeur, R., 2001. *The above- and below-ground carbon pools of two mixed deciduous forest stands located in East-Flanders (Belgium)*. Ann. For. Sci. 58, 507–517.
- Waring R. H., Schlesinger W. H., 1985. *Forest Ecosystem*. Academic Press, New York, 339 pp
- Weber, J., 2000. *Geostatistische Analyse der Struktur von Waldbeständlicher Bannwänden am Beispiel ausgewälder in Bade-Wuburger Forstliche Forschung Heft 20*, FVA Baden-Württemberg. Berichte Freirttemberg, Freiburg, p. 133
- Weiner J., and Solbrig O.T.,1984. *The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations*. Oecologia. 61: 1-3.
- White, P.S., Pickett, S.T.A., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando
- Yanai R.D., Currie W.S., Goodale C.L., 2003. *Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm recon- sidered*. Ecosystems 56, 197–212.
- Zak D.R., Pregitzer K.S.,1998. *Integration of ecophysiological and biogeochemical approaches to ecosystem dynamics*. In: Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science (eds Pace M, Groffman L), pp. 372–403. Springer-Verlag, New York.
- Zhang, Q., Zak, J., 1995. *Effects of gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest*. Ecology 76, 2196–2204
- Zhou, Guoyi, Shuguang Liu, Zhian Li, Deqiang Zhang, Xuli Tang, Chuanyan Zhou, Junhua Yan, and Jiangming Mo.2006. *Old-growth forests can accumulate carbon in soils*. Science 314: 1417.
- Ziaco E. , A. Di Filippo, A. Alessandrini, M. Baliva, E. D’Andrea and G. Piovesan. *Old-growth attributes in a network of Apennines (Italy) beech forests: Disentangling the role of past human interferences and biogeoclimate*. Plant Biosystems, (in stampa)
- Zianis D., Petteri M., and Raisa M.,2005. *Biomass and stem volume equations for tree species in Europe*. Silva Fennica Monographs.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Smith, G. M. (2007). *Analysing Ecological Data* (p. 672). New York, USA: Springer Science.