

Università degli Studi della Tuscia di Viterbo
Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse

DOTTORATO DI RICERCA IN
ECOLOGIA FORESTALE XXII CICLO

Titolo della tesi:

EFFETTI DELLA GESTIONE SUL CICLO DEL CARBONIO
NELLA CERRETA DELLA FORESTA DEMANIALE
DI LA TORRE DI FEUDOZZO (AQ)

COORDINATORE: Prof. Paolo De Angelis

TUTORE: Prof. Giuseppe Scarascia Mugnozza

CO-TUTORE: Dott. Giorgio Matteucci

DOTTORANDA: Antonia Oriani

Ringraziamenti

Ringrazio il prof. Scarascia Mugnozza per essere stato un punto di riferimento e una fonte costante di apprendimento per tutto il nostro gruppo di ricerca.

Ringrazio il mio cotutor e maestro, il dott. Giorgio Matteucci, che con molta pazienza mi ha guidata nell'apprendimento delle discipline forestali e della complessa tecnica dell'*eddy covariance* rappresentando sempre un esempio di etica nell'ancor più complesso mondo della ricerca.

Il presente lavoro è stato inoltre possibile grazie alla collaborazione e ai consigli di persone a cui mi sento in dovere di porgere dei ringraziamenti: il dott. Bruno De Cinti per i consigli relativi all'analisi dendrologica, il dott. Giovanni Manca per il fondamentale aiuto nell'elaborazione dei dati *eddy covariance* e i miei compagni di studio Andrea Virdiano e Ettore D'Andrea per il prezioso aiuto in campo e in laboratorio.

Un particolare ringraziamento va al tecnico dell'IBAF Giuseppe Santarelli per avere realizzato l'installazione del sistema mobile EC e in particolare per aver lavorato in campo con passione anche in condizioni meteorologiche avverse.

Ringrazio il Corpo Forestale dello Stato per la piena collaborazione offerta nella realizzazione della ricerca e in particolare la dott.ssa Tiziana Altea, il dott. Luciano Sammarone e il dott. Marco Consalvo. Un affettuoso ringraziamento va a tutti gli operai e le operaie del CFS che mi hanno aiutata nei rilievi.

Ringrazio inoltre il Dipartimento di Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio dell'Università degli Studi del Molise per il campionamento e le analisi dendrometriche.

Infine il cane Oak della Torre di Feudozzone e che mi ha fatto compagnia nelle lunghe giornate di campionamento all'interno della cerreta.

Indice

Capitolo 1

- 1.1 Gestione forestale sostenibile (GFS)
- 1.2 La gestione delle foreste in Europa e in Italia
- 1.3 I boschi di *Quercus cerris*
- 1.4 Struttura della tesi

Capitolo 2

- 2.1 Caratteristiche del sito
- 2.2 Storia della gestione della cerreta di La Torre di Feduozzo
- 2.3 Analisi in ambiente GIS degli ultimi decenni di gestione
- 2.4 Disegno sperimentale di campionamento

Capitolo 3

- 3.1 La struttura del bosco
- 3.2 Materiali e metodi dell'analisi strutturale
- 3.3 Risultati
 - 3.3.1 Parametri dendrometrici e LAI
 - 3.3.2 Composizione specifica
 - 3.3.3 Analisi delle componenti principali (PCA)
- 3.4 Discussione dei risultati

Capitolo 4

- 4.1 Stima degli *stock* di carbonio in ecosistemi forestali
 - 4.1.1 Biomassa epigea
 - 4.1.1.1 Biomassa del soprassuolo arboreo e il metodo dell'albero modello
 - 4.1.1.2 Rinnovazione agamica, gamica e sottobosco
 - 4.1.2 Biomassa ipogea
 - 4.1.3 Lettieria
 - 4.1.4 Necromassa
 - 4.1.4.1 La necromassa e la gestione forestale
 - 4.1.5 Sostanza organica del suolo (SOM) e contenuto di azoto
- 4.2 Stima della produzione primaria netta (NPP)
 - 4.2.1 Incrementi diametrici del soprassuolo
 - 4.2.2 Produzione di lettiera
 - 4.2.3 Produzione ipogea
- 4.3 Materiali e metodi
 - 4.3.1 Metodi di campionamento della biomassa epigea
 - 4.3.1.1 Albero modello
 - 4.3.1.2 Rinnovazione
 - 4.3.1.3 Sottobosco
 - 4.3.2 Metodi di stima della biomassa ipogea
 - 4.3.3 Metodi di campionamento dello *stock* di lettiera
 - 4.3.4 Metodi di campionamento della necromassa
 - 4.3.5 Metodi di campionamento della sostanza organica del suolo (SOM)

- 4.3.6 Metodo di stima della produzione epigea ed ipogea
 - 4.3.6.1 Incrementi della biomassa epigea
 - 4.3.6.2 Produzione di lettiera
 - 4.3.6.3 Allocazione del carbonio ipogeo totale (TBCA)
- 4.4 Risultati
 - 4.4.1 Stock di carbonio epigeo
 - 4.4.1.1 Albero modello e soprassuolo
 - 4.4.1.2 Rinnovazione
 - 4.4.1.3 Sottobosco
 - 4.4.1.4 Biomassa epigea totale
 - 4.4.2 Biomassa ipogea
 - 4.4.3 Lettiera
 - 4.4.4 Necromassa
 - 4.4.5 Sostanza organica del suolo (SOM)
 - 4.4.6 Contenuto in azoto del suolo
 - 4.4.7 Contenuto in carbonio e azoto dell'ecosistema
 - 4.4.8 Stock totale della cerreta di Feudozzo
 - 4.4.9 Allocazione di carbonio
 - 4.4.9.1 Produzione primaria netta epigea (ANPP)
 - 4.4.9.1.1 Incrementi del soprassuolo
 - 4.4.9.1.2 Produzione di lettiera
 - 4.4.9.1.3 Allocazione epigea totale
 - 4.4.9.2 Allocazione totale ipogea (TBCA)
 - 4.4.10 Correlazione delle variabili
- 4.5 Discussione dei risultati

Capitolo 5

- 5.1 Respirazione del suolo
 - 5.1.1 Modelli di respirazione del suolo
- 5.2 Materiali e metodi
 - 5.2.1 Metodi di campionamento della respirazione del suolo
 - 5.2.2 Metodi di campionamento della temperatura e dell'umidità dell'aria
 - 5.2.3 Modellizzazione dei dati
- 5.3 Risultati
 - 5.3.1 Microclima
 - 5.3.2 Respirazione del suolo
 - 5.3.3 Confronto di tre modelli di respirazione
- 5.4 Discussione dei risultati

Capitolo 6

- 6.1 Lo scambio netto di ecosistema (NEE) e la gestione forestale
 - 6.1.1 Studi su cronosequenze con sistemi mobili per le misure EC
- 6.2 Materiali e metodi
 - 6.2.1 Tecnica Eddy Covariance
 - 6.2.1.1 Post processing e correzione dei dati
 - 6.2.1.2 Correzione dei flussi notturni
 - 6.2.1.3 Analisi della *footprint*
 - 6.2.1.4 Bilancio energetico

- 6.2.1.5 Elaborazione dei dati
- 6.2.2 Sistema mobile per l'applicazione della tecnica EC
 - 6.2.2.1 Struttura portante
 - 6.2.2.2 Strumentazione EC
 - 6.2.2.3 Alimentazione elettrica
- 6.3 Risultati
 - 6.3.1 Analisi quantitativa e qualitativa dei dati
 - 6.3.2 Analisi della *footprint*
 - 6.3.2.1 Direzione del vento
 - 6.3.2.2 Confronto tra il modello di Schuepp e il modello di Karmann e Meixner
 - 6.3.3 Bilancio energetico
 - 6.3.4 Andamento del flusso di CO₂
 - 6.3.4.1 Curve di luce e di respirazione
- 6.4 Discussione dei risultati

Discussione e conclusioni

Bibliografia

Riassunto

La gestione forestale sostenibile (GFS) è attualmente riconosciuta come lo strumento principale per il mantenimento del ruolo delle foreste quali regolatrici del sistema climatico, le quali contengono circa il 46% del carbonio organico terrestre sottoforma di biomassa arborea (359 Gt C) e nei suoli (787 Gt C) (WBGU, 1998). In Europa, il quadro di riferimento comune per verificare la sostenibilità della gestione delle foreste sono le Linee guida operative pan-europee, adottate durante la Seconda Conferenza Ministeriale sulla Protezione delle Foreste in Europa (MCPFE), tenutasi ad Helsinki nel 1993.

Il presente lavoro si è posto l'obiettivo di valutare i cambiamenti che la gestione opera su un popolamento forestale e in particolare di stimare le dinamiche legate al ciclo del carbonio in una fustaia di cerro dell'Azienda Speciale del Demanio Forestale di Stato di La Torre di Feudozzone (AQ), in Abruzzo. Nel sito è presente un bosco di *Quercus cerris* L. che a partire dagli anni '90 è stato sottoposto ai diradamenti e ai tagli di sementazione su più superfici. Questo ha portato alla formazione di quattro popolamenti diversificati, assimilabili ad una cronosequenza, di cui tre si trovano, rispettivamente, a 1 (08), 3 (06) e 12 (97) anni dal taglio di sementazione mentre uno è costituito da una fustaia transitoria a circa 40 anni dall'intervento di conversione, non ancora trattata (70).

Per ricostruire la storia della gestione del sito è stata svolta un'analisi su documenti cartacei e geografici in ambito GIS, che ha permesso di risalire agli eventi di gestione che hanno interessato la foresta negli ultimi 80 anni. Tali informazioni sono state derivate soprattutto dai due Piani di Assestamento redatti per conto dell'Azienda di Stato proprietaria della foresta fin dall'inizio del 1900. Le informazioni ottenute sono state successivamente riscontrate nei risultati dell'analisi dendrologica delle quattro particelle.

Nel complesso, il taglio di sementazione ha portato, in media, ad una diminuzione del 50% dello *stock* di biomassa epigea con una semplificazione strutturale del popolamento. Lo *stock* totale, inteso come la somma dei cinque *stock* previsti dall'IPCC (1997), è risultato maggiore nella particella non tagliata con 370.8 tC ha⁻¹ a differenza delle tagliate dove varia, invece, da 256.6 a 270.8 tC ha⁻¹.

In seguito al taglio è stato osservato, inoltre, una diminuzione dello *stock* di lettiera, 0.4 tC ha⁻¹ nella 08 in confronto a 1.2 tC ha⁻¹ della 70, ed un aumento della necromassa grossa e fine, rilasciata con le operazioni di esbosco (circa 10 tC ha⁻¹). Il contenuto di azoto del suolo risulta inferiore nella particella a 12 anni dal taglio con 10.7 tN ha⁻¹, rispetto alle 17.6 tN ha⁻¹ della particella non tagliata. Questo è dovuto probabilmente alla diversa e più intensa gestione che è stata realizzata in questa parte della cerreta.

La nuova disponibilità di risorse per le piante rilasciate si è tradotta principalmente nell'espansione delle chiome (incremento del LAI) e nell'incremento della crescita della biomassa sia dello strato dominante che dominato e in particolare in una produzione annuale epigea (ANPP) che è risultata di $3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ rispetto alla non tagliata con $2.4 \text{ tC ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. Un altro effetto osservato del taglio è stato la variazione del microclima del bosco, con l'incremento della temperatura dell'aria sotto copertura e del suolo durante la stagione vegetativa per le particelle sottoposte al taglio di sementazione. Nelle particelle tagliate, inoltre, si osserva più frequentemente una maggiore escursione termica tra il giorno e la notte con un minore effetto di mitigazione delle massime e delle minime che, invece, è stato osservato nella particella non tagliata. Per quanto riguarda il contenuto idrico del suolo, la scarsa copertura arborea nelle particelle tagliate, comporta una più rapida risposta di questo parametro alle precipitazioni ma, al contempo, presenta una maggiore evaporazione nelle giornate calde.

Effetti della variazione della biomassa e del microclima sulla respirazione del suolo (R_s) sono stati osservati a partire dal terzo anno dal taglio. L'estrapolazione dei dati su scala annuale è stata eseguita utilizzando due modelli per la R_s , il Q_{10} e il *Gamma model* (Khomik *et al.*, 2009), a partire dai dati di temperatura del suolo campionata in continuo a 5 cm di profondità in tutte le particelle. Il modello Gamma è riuscito ad discriminare meglio le situazioni in cui la curva della respirazione assume un andamento logistico ossia quando le alte temperature si presentano in concomitanza con contenuti idrici del suolo limitanti. Per l'anno 2009 la particella 06 è quella che ha mantenuto il tasso di respirazione del suolo più elevato con un'emissione di $1937.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$, seguita dalla 97 ($1645.7 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) e dalla 08 ($1488.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$). L'andamento di quest'ultima è stato molto simile alla 70 ($1496 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$).

Per la particella tagliata, inoltre, il dato di respirazione del suolo è stato utilizzato per la stima indiretta dell'allocazione del carbonio ipogeo (TBCA) dal momento che in questa particella, a differenza di quelle tagliate, è ragionevole confermare l'assunzione dello stato di equilibrio tra l'ingresso e la perdita del carbonio dal suolo, necessaria per l'applicazione del metodo di stima indiretto.

Infine, sono state avviate misure dello scambio netto di ecosistema (NEE) e a questo proposito il presente lavoro ha portato all'installazione di un sistema mobile per l'applicazione della tecnica *Eddy Covariance* (EC). Il sistema mobile EC ha rappresentato un valido strumento per lo studio di ecosistemi frammentati dalla gestione all'interno della cronosequenze permettendo di indagare più approfonditamente le dinamiche delle successioni e di ovviare, seppure non senza un margine di errore, al limite temporale del turno del bosco. Durante la prima fase di campionamento, dal 30 Aprile 2009 al 14 Agosto 2009, il sistema è stato posizionato al confine tra le particelle 97 e

06. Dal 14 di Agosto, invece, è stato spostato su un secondo punto della cronosequenza al limite tra le particelle tagliate (06 e 08) e la non tagliata (70).

L'eterogeneità ecologico-strutturale della cronosequenza ha generato l'esigenza dell'utilizzo di uno strumento di calcolo più accurato per la separazione dei flussi sulla base della provenienza dell'area sorgente (*footprint*) dalle particelle a diversi anni dal taglio. Il metodo di Neftel *et al.* (2008), in associazione con l'equazione di *footprint* di Kormann e Meixner (2001), ha permesso di evidenziare tutte quelle situazioni in cui la derivazione del flusso era intermedia tra due popolamenti forestali diversi, in particolare durante il secondo periodo di campionamento quando il sistema è stato posizionato al confine fra tre particelle.

I valori medi di scambio netto di ecosistema (NEE) dall'inizio della stagione vegetativa fino ad Agosto sono compresi tra -29 e $+9 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per la 97 e da -20 a $+15 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per la 06. Per il periodo che va da metà Agosto a fine Ottobre i valori per la 08 sono compresi tra -14 e $+9 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ e per la 70 e tra -14 e $+20 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. La particella non tagliata ha mostrato un'attività di respirazione maggiore rispetto alle altre particelle, da mettere in relazione con la biomassa più elevata e con l'approssimarsi della fine della stagione vegetativa.

Lo scambio netto di ecosistema (NEE) cumulato per le singole particelle e relativamente al periodo di campionamento è stata nella 97 di -307 gC m^{-2} , (GPP -461.6 gC m^{-2} ; Re 154.5 gC m^{-2}) e nella 06 di -126.3 gC m^{-2} (GPP -502.3 gC m^{-2} , Re 376 gC m^{-2}), mentre per il secondo periodo nella 08 di -89.4 gC m^{-2} (GPP -186 gC m^{-2} , Re 97 gC m^{-2}) e nella 70 di 20.2 gC m^{-2} (GPP -359 gC m^{-2} , Re 379.8 gC m^{-2}). La cerreta ha di Feudozzo ha mantenuto, per i mesi osservati, la capacità di *sink* dal momento che per tutti i siti prevale l'attività di assorbimento su quella di emissione, ad eccezione dell'ultimo mese di campionamento per la 70, che però corrisponde alla fine della stagione vegetativa. In ogni caso il bilancio di carbonio annuale potrà essere valutato quando saranno disponibili i dati (misurati e *gap filled*) lungo l'intero anno, inclusa la parte invernale.

L'approccio multi metodologico allo studio del ciclo del carbonio ha permesso di ottenere una visione più ampia dell'insieme dei fattori che influenzano, in misura diversa, le dinamiche dell'ecosistema. Nel presente lavoro, l'integrazione di più metodi quali l'analisi strutturale, le misure inventariali e le misure di flussi, insieme ai rilievi delle variabili micrometeorologiche, ha consentito di mettere in relazione i differenti aspetti del ciclo del carbonio con i fattori, in prevalenza climatici e strutturali, che ne influenzano le dinamiche dopo la gestione e nel tempo. Questi strumenti, applicati singolarmente, non sono in grado di descrivere allo stesso modo la complessità della risposta della foresta alle variate condizioni ecologiche provocate dal taglio e la

comprensione di questa fase di evoluzione è di fondamentale importanza per l'applicazione di una selvicoltura tesa sempre più alla conservazione e alla rinnovabilità delle risorse forestali.

Summary

Sustainable forest management (SFM) has been recognized as the main instrument to preserve the role of forests as regulators of the global climate dynamics, since 46% of terrestrial organic carbon is stored in the aboveground biomass (359 Gt C) and forest soils (787 Gt C) (WBGU, 1998). In Europe, the common framework to control and promote the SFM are the Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management as agreed by the Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE), held in Helsinki in 1993.

In this study, the influence of forest management on the carbon cycle was investigated in a Turkey oak forest (*Quercus cerris* L.) in Abruzzo,. The study site is made up by a chronosequence consisting of four stands at different age after cut. Three stands are respectively 2 (08), 3 (06) and 12 (97) years after the shelterwood cut and one (70) has never been logged since the '40s.

To better understand the management history of the site, we traced the events that have affected the forest over the past 80 years from the previous forest management plans as well as from a GIS analysis in the last 13 years. The information obtained was subsequently confirmed by the results of the dendrological analysis performed for the four stands.

The harvest removed about 50% of aboveground biomass which led to a simplification of the forest structure. Total carbon stock, defined as the sum of the five stocks defined by the IPCC (1997), was higher in the unmanaged stand with 370.8 tC ha⁻¹, while the stock in the cut stands varied from 256.6 to 270.8 tC ha⁻¹. After harvesting, we observed a decrease in litter stock (0.4 tC ha⁻¹ of stand 08 compared to 1.2 tC ha⁻¹ of stand 70) and an increase in coarse and fine deadwood derived from harvesting residues (about 10 tC ha⁻¹). Soil nitrogen content was lower in the stand 12 years after harvesting with about 10.7 tN ha⁻¹, respect to the untreated stand with 17.6 tN ha⁻¹. This is probably due to different and more intensive management that was carried out in this part of the forest.

After seed cutting, the reduced competition and the increased availability of resources for the remaining trees resulted in an expansion of crowns (LAI increase) and in an increasing of the Aboveground Net Primary Production (ANPP) of 3 tC ha⁻¹ year⁻¹ for stand 06 compared to 2.4 tC ha⁻¹ year⁻¹ for stand 70.

The removal of canopy implied higher mean air and soil temperatures (Ts) during the growing season with greater temperatures fluctuations between day and night. Moreover gaps in the managed forest cover induced rapid increases of the soil water content (SWC) after precipitations but, at the same time, larger evaporations during the warm days. Effects of the microclimate and biomass variations were observed on soil respiration (Rs) starting from three years after cutting.

Annual estimates of soil respiration and its temperature dependence in all stands were determined fitting data to Q_{10} and Gamma model (Khomik *et al.*, 2009). Gamma model had the ability to take on logistical shapes and to fit the R_s data better compared to the exponential Q_{10} at high T_s and low SWC values. In 2009, the total annual soil C emission estimated was higher in the 06 stand with $1937.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, followed by 97 ($1645.7 \text{ gC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) and 08 ($1488.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$). The trend of the latter was similar to the 70 ($1496 \text{ gC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$). In addition, annual soil respiration was used to estimate the total belowground carbon allocation (TBCA) in the unmanaged stand where the assumption of a steady state condition with respect to total soil carbon storage was reasonable.

Finally, we installed an eddy covariance (EC) mobile system to measure the net ecosystem exchange (NEE). Use of mobile EC system allowed a comparison of ecosystems with respect to the spatial patterns of management that generated a strong heterogeneity in surface. Furthermore, the chronosequence approach to studying vegetation dynamics with space-for-time substitution provided a significant insight into the patterns and mechanisms of stand carbon dynamics.

During the first sampling period, from 30 April 2009 to August 14, the EC system was placed between the 97 and 06 stands, then, since August 14 we moved it at the boundary between the more recently cut stands (06 and 08) and the uncut one (70).

Given the heterogeneity of the studied forest, we needed to precisely calculate the footprint contributions of specific surface areas around the mobile EC system. The analytical method proposed by Nefetl *et al.* (2008) provided a tool for calculating the source area after the Kormann and Meixner footprint equation (2001) combining the field measurements with a landuse information. It allowed us to discriminate all those cases in which the fluxes source area was spreaded over two different stands, especially during the second sampling period when the mobile EC System was placed in the middle of three different stands.

Net ecosystem exchange (NEE) estimated over the sampling period ranged from -29 to +9 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in the stand 97 and from -20 to +15 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in the 06. Over the second period NEE ranged from -14 to +9 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in stand 08 and from -14 to +20 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in stand 70. Respiration was slightly higher in the uncut stand, in relation to higher stand biomass and, at the same time, the approaching of the last part of the growing season.

Cumulated net ecosystem exchange (NEE) for the period when single stands were measured, was -307 gC m^{-2} (GPP -461.6 gC m^{-2} , Re 154.5 gC m^{-2}) in stand 97 and -126.3 gC m^{-2} (GPP -502.3 gC m^{-2} , Re 376 gC m^{-2}) in stand 06, while for the second period cumulated NEE was -89.4 gC m^{-2} (GPP -186.4 gC m^{-2} , Re 97 gC m^{-2}) in stand 08 and 20.2 gC m^{-2} (GPP -359 gC m^{-2} , Re 379.8 gC m^{-2}) for stand 70.

For the observed period, the site was estimated to be a carbon sink, with the exception of the unmanaged forest that, differently from the other stands, were measured until end of season (October). Anyhow, the annual carbon balance can be assessed after a full year of sampling including also the winter season.

The multi-methodological approach to the study of carbon cycle has allowed to investigate the various factors that differently affect the dynamics of the ecosystem. In this study, the integration of multiple methods, such as structural analysis, forest inventories, fluxes and micrometeorological measurements allowed to relate the different aspects of the carbon cycle with the factors, mainly climatic and structural, that influenced the dynamics after management operations and along time.

These tools, when individually applied, are not able to describe in the same way the complexity of the forest response to the modified ecological conditions after management. Understanding the effects of harvest on the carbon balance and its temporal dynamics is necessary for implementing sustainable forest management.

Capitolo 1

Nel corso del ventesimo secolo la comunità scientifica, politica e sociale ha riconosciuto nelle emissioni di gas serra di origine antropica la causa principale dei recenti cambiamenti climatici globali e ha cominciato a risponderne collettivamente. Il continuo incremento dei gas serra in atmosfera si tradurrà, nel corso del XXI secolo, in un aumento della temperatura media da 1.48 a 5.88 °C per la fine di questo secolo, con conseguente modificazione del ciclo idrologico globale con aumento delle precipitazioni invernali ad alte latitudini, del numero di giorni più caldi e della frequenza di siccità e inondazioni (IPCC, 2001). Con la Convenzione Quadro sui Cambiamenti Climatici delle Nazioni Unite (UNFCCC) del 1992, sono state poste le basi per le politiche di mitigazione dei cambiamenti globali che vedono coinvolti in prima linea i Paesi industrializzati ritenuti i maggiori responsabili dell'emissione di gas ad effetto serra. Per promuovere la politica dell'UNFCCC, annualmente si riunisce la Conferenza delle Parti (COP), un organo formato dai rappresentanti dei paesi firmatari. Nel 1997, la COP3 ha approvato il Protocollo di Kyoto (PK), entrato in vigore nel 2005, che impegna attualmente i paesi ratificanti a ridurre, entro determinati periodi di impegno quinquennali (*Commitment Periods*) le emissioni di gas-serra, rispetto ad un anno comune di riferimento. Nell'articolo 3 del Protocollo sono previste una serie di misure legate alla gestione del territorio agricolo e forestale ed ad eventuali cambiamenti di uso del suolo o LULUCF (*Land use, Land-use change and Forestry*). In pratica, le emissioni e gli assorbimenti che deriveranno dalla gestione del territorio e da cambiamenti d'uso del suolo potranno essere incluse nei bilanci nazionali dei gas-serra, compensando o aggravando il bilancio delle emissioni prodotte dall'uso dei combustibili fossili e dalla produzione di cemento. Tali attività di gestione dovranno far riferimento al cosiddetto "anno base" (*base year*) fissato al 1990. L'Italia, in quanto Paese firmatario, si è impegnata a ridurre le emissioni del 6.5% per il 2010 (art. 3.3 e art. 3.4, PK) con un limite di crediti raggiungibili con la gestione forestale di 2.7 Mt di carbonio/anno, numero incrementato rispetto al limite stabilito negli accordi di Marrakesh (COP7) (0.18 MtC, Ciccarese e Pettenella, 2002). Il potenziale di assorbimento del carbonio attraverso la gestione delle risorse forestali è stato stimato, a livello globale, in un intervallo tra 60 e 87 Gt di carbonio per un periodo di 50 anni, pari al 7-15% delle emissioni medie di combustibili fossili per il periodo 2000-2050 (IPCC 1996, 2000). Le foreste, infatti, giocano un ruolo essenziale nel ciclo biogeochimico globale del carbonio agendo, in condizioni di assenza di disturbo, come *sink* dei gas serra. Gli ecosistemi forestali ricoprono il 30% delle terre emerse e contengono circa il 46% del carbonio organico terrestre sottoforma di biomassa arborea (359 Gt

C) e di suoli forestali (787 Gt C) (WBGU, 1998). In particolare le foreste temperate sono in grado di stoccare in media 64 tonnellate di carbonio per ettaro (Winjum e Schroeder, 1997).

La gestione forestale sostenibile (GFS) è attualmente riconosciuta come lo strumento principale per il mantenimento del ruolo delle foreste quali regolatrici del sistema climatico e per l'applicazione di obiettivi di lungo termine. La questione della GFS è stata affrontata per la prima volta durante la Conferenza delle Nazioni Unite su ambiente e sviluppo tenutasi a Rio de Janeiro (UNEP, 1992), nel corso della quale sono stati redatti i Principi Forestali UNCED (Rio de Janeiro, 1992), con la risoluzione H1 "Linee guida generali per la gestione sostenibile delle foreste europee" e la risoluzione H2 "Linee guida generali per la conservazione della biodiversità delle foreste europee". Con la risoluzione H1 la GFS è stata definita come: "La gestione e l'uso delle foreste e dei terreni forestali nelle forme e ad un tasso di utilizzo che consentono di mantenerne la biodiversità, produttività, capacità di rinnovazione, vitalità e potenzialità di adempiere, ora e nel futuro, a rilevanti funzioni ecologiche, economiche e sociali a livello locale, nazionale e globale, senza comportare danni ad altri ecosistemi". In Europa, il quadro di riferimento comune per verificare la sostenibilità della gestione delle foreste sono le Linee guida operative pan-europee, adottate durante la Seconda Conferenza Ministeriale sulla Protezione delle Foreste in Europa (MCPFE), tenutasi ad Helsinki nel 1993 e sono le seguenti:

1. Mantenimento e miglioramento delle risorse forestali e loro contributo al ciclo globale del carbonio;
2. Mantenimento della salute e vitalità degli ecosistemi forestali;
3. Mantenimento e potenziamento delle funzioni produttive;
4. Conservazione e miglioramento della diversità biologica degli ecosistemi forestali;
5. Mantenimento e potenziamento delle funzioni protettive previste dalla gestione forestale (con particolare riferimento alle risorse idriche ed ai suoli);
6. Mantenimento delle funzioni socio-economiche.

Le linee guida generali rappresentano l'impegno politico dei Paesi firmatari e forniscono un indirizzo di politica generale che può essere usato su base volontaria e a complemento degli strumenti nazionali e/o regionali per promuovere la GFS anche su piccola scala territoriale. La MCPFE è composta da 44 paesi del continente europeo, dalla Comunità europea, da 41 Paesi osservatori e da altre organizzazioni internazionali.

1.2 La gestione delle foreste in Europa e in Italia

In Europa, le foreste coprono il 44% della superficie, per oltre 1 miliardo di ettari, pari a 1.26 ettari pro capite, e costituiscono il 25% delle foreste del mondo. La copertura forestale varia dall'1.1% di Malta al 74% della Finlandia. L'Italia si colloca a metà tra questi valori con il 35% (figura 1).

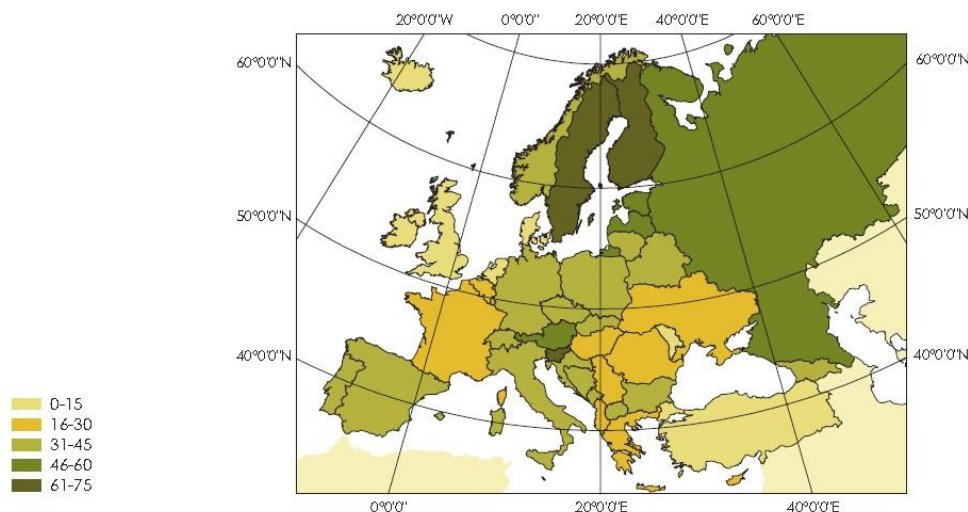


Figura 1: area forestale in Europa espressa in percentuale e relativa all'anno 2005 (MCPFE, 2007).

Negli ultimi 15 anni, i boschi sono aumentati di quasi 13 milioni di ettari e sono in continuo incremento. Ciò è dovuto principalmente alla riforestazione artificiale e all'espansione naturale dei boschi su ex terreni agricoli ed altre aree abbandonate. In Europa le foreste si espandono con un ritmo di circa 600.000 ha anno (periodo 2000-2005) per cui oggi, le risorse forestali in Europa sono superiori a quelle degli ultimi decenni, infatti, a partire dal 1990 più di 2 miliardi di tonnellate di carbonio sono stati sequestrati in biomassa forestale e legno morto. (MCPFE, 2007). La Spagna e l'Italia rappresentano circa la metà dell'aumento di superficie forestale negli ultimi 15 anni, non solo per quanto riguarda l'estensione delle foreste ma anche per quanto riguarda gli *stock* di carbonio. Nel nostro Paese questo aumento è dovuto, per la gran parte, alla ricolonizzazione naturale di aree abbandonate. Lo *stock* totale di carbonio è in crescita ed ammonta a 112 miliardi di m³ di cui 53 miliardi di tonnellate si trovano nella biomassa forestale e nel legno morto. Negli ultimi 15 anni, l'incremento annuo è stato di 358 milioni di m³. Nella maggior parte delle regioni MCPFE, circa l'80 al 90% delle foreste sono disponibili per la fornitura di legno di queste, il 40%, si trova nella zona orientale dell'Europa e la gestione riguarda il 70% della superficie. Nel 2005, il consumo di legno per abitante, inteso come il totale del legname da opera e la legna da ardere, è stato di 1.10 m³ (figura 2), con consumi maggiori nel Nord Europa e nei Paesi Baltici e inferiori nel Sud Est europeo (MCPFE, 2007).

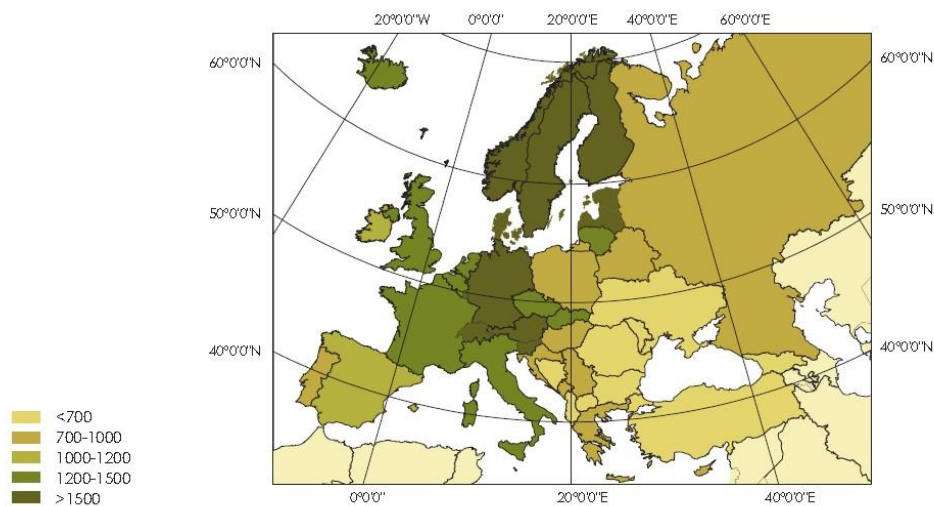


Figura 2: consumo di legno (legname da opera e legna da ardere) espresso in m³ per 1000 abitanti relativo al 2005 nelle regioni MCPFE (MCPFE, 2007).

Negli ultimi anni si è comunque registrato una tendenza positiva del consumo di legno nella regione MCPFE con una crescente utilizzazione del legno proveniente da foreste gestite in maniera sostenibile, ciò è dovuto anche all'aumento di Piani di Gestione Nazionali delle Foreste (NFP, *National Forest Programmes*) messi a punto dai singoli Paesi secondo i criteri comuni di GFS (Helsinki, 2003). Dei 31 Paesi che hanno adottato gli NFP, 17 sono in fase di miglioramento, 5 in fase di revisione, 6 in fase di sviluppo e 3 in fase di elaborazione (figura 3). Nel complesso, comunque, la situazione rispetto al 2003 è in netto miglioramento.

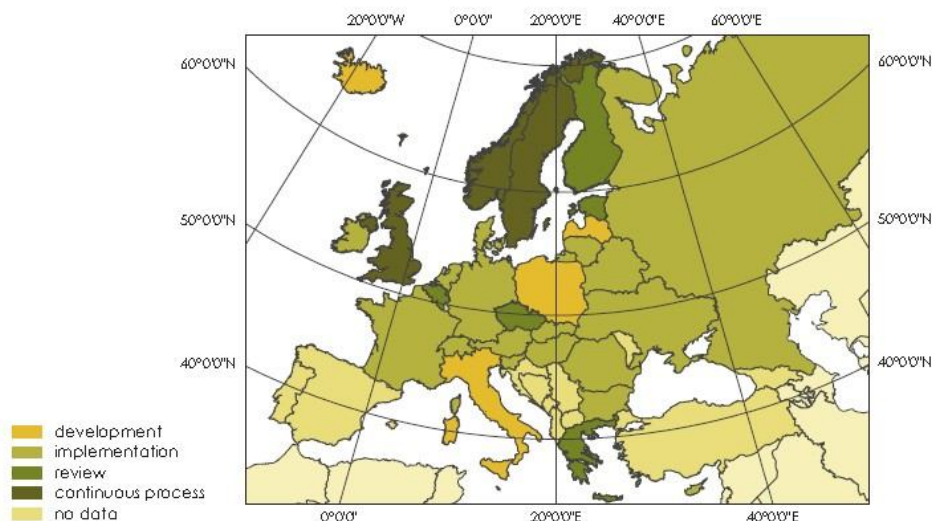


Figura 3: stato di sviluppo degli NFP in Europa nel 2007 (MCPFE, 2007)

La storia dei boschi si sviluppa e si evolve in funzione delle vicende politiche e sociali e le attuali caratteristiche strutturali dei popolamenti forestali sono il risultato delle diverse gestioni che si sono susseguite nel tempo e che sono state decise sulla base delle esigenze economiche, nonché culturali, delle comunità che usufruivano di questa risorsa. Negli ultimi 50 anni nel nostro Paese, come nel resto dell'Europa, si è osservato un incremento della superficie forestale derivata dalla crescita del bosco sui coltivi abbandonati in seguito alla migrazione delle popolazioni verso i centri urbani e verso l'estero.

In seguito al recente Inventario Nazionale delle Foreste e del Carbonio, realizzato tra il 2005 ed il 2009 ed in corso di finalizzazione per la parte suolo, sono a disposizione dati aggiornati sulla consistenza e altre caratteristiche del nostro patrimonio forestale (INFC, 2005; dati disponibili sul sito <http://www.infc.it>). Attualmente la superficie forestale italiana si estende su 10.467.533 di ettari pari al 34.7% del territorio nazionale di cui il 16.3% è occupato da formazioni di Macchia. Le Regioni con la maggiore percentuale di superficie forestale sono il Trentino Alto Adige, il Friuli Venezia Giulia, la Liguria, la Toscana, l'Umbria, l'Abruzzo, la Calabria e la Sardegna. I boschi italiani derivano in gran parte da processi seminaturali (69.2%), ossia derivati da attività selvicolturali, in particolare, l'Abruzzo è una delle regioni con la maggiore percentuale di boschi con origine naturale (32.3%).

Per quanto riguarda il tipo la forma di governo applicata, i boschi cedui sono i più numerosi con 41.8% (3.663.143 ha) di cui il 28% è matricinato, si tratta comunque di boschi in parte abbandonati (89%) e in gran parte invecchiati e avviati alla conversione ad alto fusto come dimostra anche l'alto tasso di fustaie giovani (64.9%) tra le quali prevalgono le forme coetaneizzate e monoplane. La fitomassa epigea totale nei boschi italiani è di 870 milioni di tonnellate (peso secco), 100 tonnellate ad ettaro, mentre l'incremento annuo di volume nei boschi italiani è di 36 milioni circa di m³, circa 4.1 m³ ad ettaro. Il vincolo idrogeologico interessa l'87.1% delle foreste italiane ma solo il 27.5% è tutelata da un vincolo naturalistico, con un'incidenza che supera il 50% della superficie in Abruzzo, Campania, Puglia e Sicilia. Meno del 20% ricade in parchi nazionali e regionali e il resto in riserve naturali (SIC e ZPS) o altre aree protette (figura 4).

La gestione dei boschi italiani è generalmente complessa e questo è dovuto in parte al fatto che più della metà delle foreste sono di proprietà privata (63.5%) e in parte alla dicotomia degli interessi condivisi, che oscillano tra la protezione e l'utilizzo delle risorse naturali. In Italia i maggiori riferimenti in materia di gestione forestale sono le disposizioni contenute nelle Prescrizioni di Massima e di Polizia Forestale (PMPF del R.D.L. 30.12.1923 n 3267 e R.D.

16.05.1926 n 1126) che disciplinano il prelievo legnoso nelle foreste con vincolo idrogeologico e ai boschi appartenenti agli Enti pubblici anche se non soggetti a vincolo idrogeologico.



Figura 4: distribuzione della presenza o assenza del vincolo naturalistico nelle foreste italiane (INFC, 2008)

Attualmente, le Prescrizioni di Massima e di Polizia Forestale sono applicate su 7.674.198 ha di foresta, mentre le pianificazioni di dettaglio sul 15.7% e le pianificazioni di orientamento sul 2% (INFC, 2005). Un altro strumento normativo in materia è il Decreto Legislativo del 18 maggio 2001 n227, finalizzato alla gestione razionale delle foreste nazionali e alla valorizzazione della selvicoltura, intesa come attività diretta sia allo sviluppo socio-economico sia alla salvaguardia ambientale. In generale il D.L. del 2001 tende a favorire lo sviluppo della rinnovazione naturale, vieta il taglio raso tranne nel caso di alcune specie eliofile per le quali però è previsto il taglio a buche o a strisce e indica come trattamenti i tagli successivi per le fustaie coetanee e i tagli saltuari per le fustaie disetanee. Per i cedui invece, è indicata la conversione ad alto fusto ed è stato vietato il processo contrario (art. 6). A livello applicativo però tali principi risultano di difficile attuazione a causa della frammentazione delle competenze in materia che sono state trasferite dallo Stato alle Regioni con il D.P.R. del 1977 e spesso delegate agli Enti territoriali (Comunità Montane, Province o Comuni). A tutt'oggi, infatti, non si è ancora stabilito un vero e proprio processo di coordinamento e controllo che regoli la gestione forestale.

Dai risultati dell'INFC (2005), risulta che nella maggior parte delle foreste italiane è consentito il prelievo legnoso (81.3%) e per le singole Regioni, la quantità di superficie forestale

potenzialmente utilizzabile per la produzione di legname è sempre superiore al 50%. Le utilizzazioni legnose nell'ultimo trentennio sono state caratterizzate da un andamento ciclico con due picchi massimi nel 1961 e nel 1995 (più di 9 milioni di metri cubi) e un picco minimo nel 1976 (5.4 milioni di metri cubi) (Martinelli *et al.*, 1998). Secondo una stima dell'ISTAT (2002), nel 2000 sono stati prelevati 9.242.130 m³ di legname, di cui il 59% destinato ad usi "energetici" (legna da ardere) ed il 41% come legname da lavoro. Quest'ultimo è costituito per il 70% da latifoglie, in particolare pioppi (45%). Il legname da lavoro è destinato per il 53% al tondame da sega, per circa il 20% alla produzione di pasta e pannelli, per il 13% alla paleria, per il 12% ad altri assortimenti e in minima parte viene utilizzato come travame asciato (meno del 2%) e per la costruzione delle traversine ferroviarie (0.1%). La legna da ardere è costituita in prevalenza (92%) da latifoglie, in particolare querce (47%). Il nostro Paese, pur essendo il primo esportatore mondiale di mobili, è importatore netto di tranciati, compensati e pannelli truciolati che provengono principalmente dall'Austria (25.3%), dalla Germania (9.7%) e dalla Francia (5.8%). Le importazioni da questi paesi sono però prevalentemente a basso valore unitario (legnami e prodotti di conifere e latifoglie). Un valore unitario maggiore hanno le importazioni da altre aree, in particolare dall'America Centrale e dai paesi del Medio ed Estremo Oriente asiatico, da cui provengono legnami e prodotti più pregiati, non senza elevati costi per l'ambiente (IPI, 2003). L'analisi dei dati riportati, a partire dalla netta prevalenza della legna da ardere sulle utilizzazioni totali (quasi il 60%), indica come i boschi in Italia siano ancora fortemente orientati verso produzioni di basso valore unitario (Brun e Magnani, 2003). A questo si aggiunge che nel nostro Paese più che in altre zone d'Europa, a causa dell'elevata densità di centri abitati, si scontrano spesso gli obiettivi di tutela con quelli di utilizzo delle risorse naturali e gli interessi delle attuali generazioni con quelli delle future generazioni.

In questo dibattito tuttora acceso, si pongono come mediatori gli indirizzi di GFS (Helsinki, 2003) e a tal fine è auspicabile che l'applicazione del quadro normativo di riferimento si svolga in un processo che coinvolga la gestione a partire da un livello globale ed europeo, fino ad arrivare ad un livello regionale e locale attraverso meccanismi di controllo dell'attuazione dei principi di sostenibilità.

1.3. I boschi di cerro

Il cerro (*Quercus cerris* L.) ha un'areale più ristretto rispetto ad altre querce e con baricentro sud-orientale in Europa. A nord raggiunge l'Austria meridionale e ad est si trova in Ungheria ed in tutta la Penisola Balcanica fino al Mar Nero; a sud si trova nell'Anatolia meridionale fino in Siria e Libano, è sporadico in Francia ed in Svizzera, così come a nord del Po ed in Sicilia e manca in

Corsica e in Sardegna. In Italia è diffuso dall'Appennino Tosco-Emiliano fino alla Calabria ed è molto diffuso in Molise, nel Sannio, nell'Irpinia e Basilicata (figura 5). Il limite dell'areale con quello del faggio (*Fagus sylvatica* L.) è dovuto ad una minore resistenza alle minime assolute (che si manifesta con vistosi cretti da gelo sul fusto) mentre il limite inferiore con *Quercus ilex* è dovuto all'aridità. L'*optimum* corrisponde a suoli profondi, ricchi di basi e con abbondanza di acqua, come le condizioni planiziali in cui si associa alla farnia mentre alle espansioni in zone xeriche corrispondono perdite di vigore e di potere di concorrenza e, quindi, la possibilità di ampie consociazioni con la roverella. Si ritrova dagli 800 m nella zona avanaalpica e nord-appenninica ai 1000 m di quota nell'Appennino meridionale con formazioni azonali nelle fasce di vegetazione del *Fagetum* o del *Lauretum*. L'ubicazione delle cerrete nel piano montano medio, proprio nella zona più adatta all'agricoltura ed agli insediamenti umani, ha determinato nei secoli scorsi le più sensibili riduzioni della loro estensione in favore dell'agricoltura e della zootecnia, rispetto alle altre zone forestali. Anche la struttura delle formazioni superstiti ha risentito della millenaria azione antropica che ha portato non solo alla conversione di gran parte delle fustaie a cedui ma ha anche inciso sulla loro composizione floristica a causa del pascolo, degli incendi e dei tagli selettivi. L'attuale estensione delle cerrete in fasce in parte azonali, in particolare nel caso dei popolamenti pressoché puri, è stata favorita dall'intervento antropico in relazione alle migliori capacità produttive ed al più rapido accrescimento della specie rispetto ad altre, magari più adatte a condizioni non sempre ottimali per il cerro, come, ad esempio la roverella.



Figura 5: distribuzione della categoria inventariale "Cerrete, boschi di farnetto, fragno e vallonea" (INFC, 2008)

Le attuali fustaie sono spesso derivate dai tagli successivi eseguiti su vaste superfici nei primi decenni del 1900 per la produzione di traverse ferroviarie (Patrone, 1958; Gualdi, 1974; Patrone, 1970). Venendo meno la domanda di traverse, principale assortimento ritraibile dalle fustaie di cerro, il prelievo di legname è diminuito gradualmente dopo secoli di intenso sfruttamento e di interventi tesi alla semplificazione della struttura del bosco per favorire il cerro rispetto alle altre latifoglie di minore interesse economico. Attualmente, il decremento del reddito per gli enti proprietari ne ha determinato il diffuso abbandono gestionale (Marchetti e Lombardi, 2006). In occasione del recente Inventario forestale (2005), il cerro è stato inserito nella categoria Cerrete, boschi di farnetto, fragno, vallonea che, secondo la stima, occupa 1.010.986 ha (1.7%), di cui la gran parte sono sicuramente a prevalenza di cerro. Di questa categoria inventariale, sono presenti 30741 ha in Abruzzo e 47240 ha in Molise. In particolare in Alto Molise il tipo forestale più diffuso è la cerreta mesofila con il 40% della superficie forestale (Cantiani *et al.*, 2008). Del totale delle cerrete abruzzesi, quasi la metà è gestita a ceduo matricinato (14841 ha) e una minima parte a ceduo composto (362 ha). In parte il ceduo si trova in fase di conversione ad alto fusto come fustaia transitoria (1810 ha) mentre tra il governo a fustaia è diffusa la forma coetaneiforme (5792 ha) e irregolare o articolata (4344 ha) e meno la forma disetanea (1086 ha). In Abruzzo l'incremento annuo calcolato per questa categoria è di $2.9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

1.4 Struttura della tesi

Il seguente lavoro si è posto l'obiettivo di valutare i cambiamenti che la gestione opera su un popolamento forestale e in particolare di stimare le dinamiche legate al ciclo del carbonio in una fustaia di cerro con particelle a diversi anni dalla sementazione che possono essere approssimate ad una cronosequenza.

I risultati ottenuti dal seguente lavoro sono stati organizzati in 6 capitoli. La ricerca è stata rivolta in una prima fase alla caratterizzazione del sito di studio attraverso i parametri strutturali e dendrometrici dei popolamenti per l'identificazione delle singole particelle in funzione della relativa fase successionale. Al contempo è stata svolta un'analisi storica su documenti cartacei e geografici che hanno permesso di ricostruire la storia della foresta e della sua gestione negli ultimi 80 anni. Tali informazioni sono state derivate soprattutto dai due Piani di Assestamento redatti per conto dell'Azienda di Stato proprietaria della foresta fin dall'inizio del 1900 (Cap. 2 e Cap. 3). In una seconda fase del lavoro, sono state effettuate le misure per la stima degli *stock* e degli incrementi di biomassa e carbonio per le categorie IPCC tramite realizzazione di relazioni allometriche per la biomassa epigea (alberi modello), campionamenti di rinnovazione e

sottobosco, campionamenti di lettiera, del suolo e del legno morto, determinazione della produzione di lettiera epigea e degli accrescimenti legnosi (carotine di accrescimento) (Cap. 4). Inoltre, nelle particelle prese in esame sono state effettuate misure di emissione di CO₂ dal suolo e di parametri meteorologici accessori (Cap. 5). Infine, sono state avviate misure dello scambio netto di ecosistema (NEE) (Cap. 6). A questo proposito il presente lavoro ha portato all'installazione di un sistema mobile per l'applicazione della tecnica *Eddy Covariance* in ecosistemi forestali disomogenei e in più punti di misura. Le misure dei flussi relative all'ultima stagione vegetativa hanno permesso di ottenere ulteriori informazioni riguardo alle risposte ecofisiologiche dei popolamenti e alle dinamiche del ciclo del carbonio nel sito.

Capitolo 2

2.1 Caratteristiche del sito

Il presente studio è stato condotto nell'Azienda Speciale del Demanio Forestale di Stato de La Torre di Feudozzo istituita con legge n 277 del 1910 e situata nell'Alta Valle del Sangro (AQ), in Abruzzo. Nel sito è presente un bosco di *Quercus cerris* L. incluso nel più recente piano di assestamento disponibile (La Marca, 1977) in un'unica particella assestamentale, che a partire dagli anni '90 è stata sottoposta a tagli di preparazione, sementazione e diradamenti su più superfici. Questo ha portato alla formazione di quattro popolamenti diversificati, assimilabili ad una cronosequenza, di cui tre si trovano, rispettivamente, a 1 (08), 3 (06) e 12 (97) anni dal taglio di sementazione mentre uno è costituito da una fustaia transitoria di circa 40 anni non ancora trattata con presenza di vecchie matricine di 70-80 anni (70). Le particelle sono localizzate in un raggio di circa 800 m l'una dall'altra nella zona pianeggiante di fondovalle del torrente Vandra, affluente del Sangro, con orientamento prevalente N-O, S-E ed un'altitudine massima di 927 m.s.l.m. (figura 1). L'area è caratterizzata da un clima temperato con precipitazioni medie annue di circa 1100 mm e temperature medie di 8.6 °C. Dal punto di vista geologico, l'intera zona è dominata dalle formazioni tipiche dell'avanfossa molisana con terreni fortemente limosi di origine detritica e le formazioni pedologiche più rappresentate sono le argille mioceniche che poggiano su una matrice litologica di natura calcarea.



Figura 1: cerreta del fondovalle del torrente Vandra, localizzata nel complesso della Foresta Demaniale di La Torre di Feduozzo al confine tra Abruzzo e Molise (immagine scaricata da Google Earth e rielaborata).

Le specie accessorie al cerro presenti nel sito sono *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Salix caprea*, *Populus alba*, *Laburnum anagyroides*, *Corylus avellana*, *Pirus communis* e *Euonymus europaeus*, mentre le specie arbustive maggiormente diffuse nel sottobosco sono *Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*, *Rubus* spp, *Ilex aquifolium*, *Hedera helix*, *Cornus mas*, *Daphne laureola*, *Prunus spinosa*, e *Clematis vitalba*. Tra le specie erbacee sono diffuse: *Carex sylvatica*, *Hepatica nobilis*, *Sannicula europea*, *Primula vulgaris*, *Ciclamen repandum*, *Lathyrus silvester*, *Euphorbia brachypodium*, *Fragaria vesca*, *Sesleria caelurea*.

2.2 Storia della gestione della cerreta di La Torre di Feduozzo

“La foresta demaniale di Montedimezzo è essenzialmente costituita da tre corpi montagnosi contigui su cui sono radicati i boschi di Montedimezzo, Pennataro e Feudozzo formanti un complesso grossomodo trapezoidale la cui base maggiore è costituita dalla provinciale Vastogirardi, Castel di Sangro, quella minore da Pennataro e i lati da Montedimezzo e Feudozzo. Montedimezzo e Pennataro sono ubicati in agro del Comune di Vastogirardi (CB) mentre Feudozzo trovasi in agro di Castel di Sangro (AQ)” (Montaldo, 1949).

“La foresta di Feudozzo occupa parte dell’ampio fondovalle alla destra idrografica del torrente Vandra ed una parte della pendice del Monte Pagano esposta ad est. Morfologicamente si ha quindi una zona semipianeggiante affatto accidentata ed una zona a pendio variabile [...] i confini seguono in genere linee naturali e sono ben individuati sul terreno da termini lapidei ed incisioni su rocce in numero sufficiente” (La Marca, 1977).

Il primo testo citato è tratto dal Piano di Assestamento (PDA) della Foresta Demaniale di Montedimezzo, redatto nel 1949 dal dott. Giuseppe Montaldo, valevole per il quindicennio 1949-1963 e destinato all’intero complesso originario di Montedimezzo, Feudozzo e Pennataro, mentre il secondo dal Piano di Gestione Naturalistica redatto nel 1977 dal dott. Orazio La Marca valevole dal 1980 al 1988 per la sola foresta di Feudozzo. Tali scritti rappresentano alcune delle testimonianze delle vicende che hanno interessato la foresta di Feudozzo nell’arco dell’ultimo secolo e che ci hanno consentito di ricostruire la storia di un bosco e, indirettamente, dei cambiamenti socio-economici delle popolazioni locali.

La foresta di Feudozzo anticamente faceva parte di un vasto complesso boschivo al confine tra l’Abruzzo e il Molise di proprietà dei Borboni ed era utilizzata per l’allevamento dei cavalli di razza Persano. Negli scritti si legge che essa venne a far parte del demanio dello Stato nel 1870 e che nel 1892 fu alienata per la somma di lire 209000. Nel 1908 la riserva unica di Montedimezzo e Pennataro fu dichiarata inalienabile con legge n 367 del 28 Giugno. Nel 1915, cinque anni dopo

la costituzione dell'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, Feudozzo fu riacquistata in data 7 Gennaio ad un'asta pubblica presso il Tribunale Civile di Sulmona per Lire 170000, in seguito ad un esproprio provocato dall'Istituto Italiano di Credito Fondiario ai sigg. Fiocca e Raffaelli. Allo scopo di semplificare il servizio e l'amministrazione anche delle limitrofe tenute di Montedimezzo e Pennataro, il Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, con nota 3 Aprile 1920, sebbene ne fosse diversa la provenienza al Demanio Forestale di Stato, dispose che venissero considerate come un'unica Foresta sotto la denominazione Montedimezzo-Feudozzo estesa per circa 1200 ettari. Fino al 1957 il complesso è stato amministrato dall'Ispettorato Ripartimentale delle Foreste di Campobasso e successivamente dal 1958 al 1967 è stato gestito dall'Ufficio ASFD di Castel di Sangro (AQ). Con l'istituzione della Regione Molise nel 1968, la tenuta di Feudozzo, ricadente in Regione Abruzzo, fu distaccata dal complesso originario. Attualmente è gestita dall'Ufficio Territoriale per la Biodiversità (UTB) del Corpo Forestale dello Stato di Castel di Sangro (ex ASFD).

Nel PDA, Montaldo riporta: *"Nel 1908 il comprensorio Montedimezzo-Feudozzo si presentava ripartito in sei sezioni di differenti superfici"*. Per la ripartizione si era tenuto conto unicamente della densità del soprassuolo. Tale ripartizione era stata effettuata nel 1891 con lo scopo di utilizzare una sezione all'anno tagliando tutte le piante di cerro e di faggio deperite e il sottobosco. Si tendeva, in tal modo, da un lato al ringiovanimento del bosco e dall'altro a favorire la sua rinnovazione compromessa e ostacolata dalla vegetazione del sottobosco. Successivamente l'autore riporta che il piano fu realizzato solo in parte e che: *"a Montedimezzo-Feudozzo fu utilizzata solamente la prima sezione e con un taglio molto intenso non aderente quindi ai propositi del progettista"*. Un secondo piano dei tagli fu redatto nel 1909 quando il comprensorio Montedimezzo-Feudozzo passò all'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali e lo stato di sviluppo della foresta in quel periodo era il seguente: *"La prima sezione di Montedimezzo-Feudozzo si presentava con densità scarsissima, scarso novellame e con numerose piante mature. Le restanti 5 sezioni si presentavano con densità più che normale, con molte piante mature e deperienti"* (Montaldo, 1949). Fu deciso quindi di mantenere il governo a fustaia a Montedimezzo-Feudozzo e avviare Pennataro all'alto fusto con trattamento a taglio saltuario sia per il cerro che per il faggio e periodo di curazione in 20 anni *"allontanando così per quest'ultimo la primitiva minaccia di conversione a ceduo"*. Per il periodo che va dal 1892 al 1915 La Marca (1977) scrive: *"Il bosco è stato sottoposto ad intense e sregolate utilizzazioni che, assieme al pascolo, nell'arco di circa un ventennio, hanno determinato un forte depauperamento del soprassuolo. La somma pagata per l'acquisto, inferiore a quella realizzata nella vendita avvenuta ventitré anni prima, è indicativa dello stato in cui si trovava il bosco"*. Come si può

notare dai dati riportati da La Marca (1977) (tabella 1), all'inizio del 900, nella foresta di Feudozzo, si era verificato un incremento della superficie dedicata al pascolo e alle colture, a discapito della superficie boschiva.

	ettari
Altofusto	169.53
Cespuglieti e pascolivi	237.5
Colture	73.55
Prati	24.65
Totale	505.23

Tabella 1: ripartizione delle superfici della Foresta Demaniale de La Torre di Feduozzo nel 1915

Tale fenomeno era dovuto al fatto che in quel periodo si registrò un notevole incremento dell'attività agro-zootecnica a Feudozzo, al punto che nel 1932 fu istituito un Consorzio per la Stazione Razionale d'Alpeggio il cui fine era l'insegnamento delle tecniche dell'industria casearia, della zootecnica nonché di quelle riguardanti l'agricoltura montana e l'alpicoltura. Il Consorzio inoltre stipulò una convenzione con l'ASFD di Castel di Sangro per *“l'uso dei fabbricati della Torre e Casone di Feudozzo nonché degli appartamenti che facevano parte del fabbricato e di alcuni pascoli per una superficie complessiva di 152.91 ettari”*. Per l'affitto era stato stabilito un canone annuo di lire 15000 per la durata di 20 anni. La Marca (1977) scrive inoltre a proposito di quel periodo che: *“successivamente il centro ha subito un notevole incremento: sono stati costruiti locali per una scuola, stalle e fienili per l'allevamento del bestiame. I fondi agricoli quali arativi, pascoli e orti occupano, infatti, una superficie di ben 247.96 ettari pari al 21% della superficie totale”*. Tale situazione viene riscontrata anche da Montaldo, all'epoca della redazione del suo Piano di Assestamento. Nella sua relazione precisa che: *“non sarà possibile in futuro, anche apportando ai fondi le migliorie descritte, ridurre la superficie agricola a vantaggio di quella boschiva. Anzi in proposito per far fronte proprio nel 1948 alle pressanti richieste degli agricoltori limitrofi si è dovuto autorizzare la trasformazione di una striscia di terreno demaniale lungo il fiume Vandra della superficie di ettari 16.11 da ceduo matricinato a pascolo alberato”*. Una possibile soluzione al problema, scrive Montaldo, può essere l'aumento della produzione foraggera che potrebbe permettere un maggior carico di bestiame nei pascoli anziché nel bosco. A Feudozzo, però, si scontrano continuamente le esigenze della foresta con quelle delle popolazioni locali: *“La popolazione di questa zona aumenta ognora e con essa aumentano pure le richieste di arativi e pascoli; ora, per salvaguardare la foresta in quasi totale stato di rinnovazione, è stato vietato il pascolo in bosco*

a partire dal 1947 per cui si è dovuto aumentare ulteriormente la superficie pascoliva. Con la costituzione di questo pascolo alberato si prevede che il pascolo abusivo verrà, se non eliminato del tutto, per lo meno ridotto fortemente. In ogni modo è bene chiarire che questa anormale sproporzione tra bestiame e pascoli a tutto svantaggio della foresta è stato in buona parte provocata dall'aver autorizzato la costituzione in foresta della Stazione Razionale di Alpeggio [...] dall'epoca dell'affitto ad oggi la Stazione di Alpeggio si è andata trasformando in un'industria ed ha ridotto gradatamente le concessioni di pascolo e la vendita di fieno agli agricoltori locali, per cui questi si sono visti costretti a riversarsi in sempre maggiore quantità e con sempre maggior danno sulla foresta [...] la Stazione d'Alpeggio ha è vero introdotto alcuni capi di bestiame di razza pura ma ha pure permesso a molto bestiame non della zona, cioè non gravante sulla foresta, il pascolo a titolo di mezzadria con i rispettivi proprietari ed ha soprattutto esportato verso mercati più remunerativi buona parte del fieno prodotto. Per la vendita di fieno si calcola che solo questo prodotto ha reso nel 1948 un utile molto superiore ai 5 milioni, vendita di erba in stelo e di prodotti caseari, affitto di pascoli, allevamento di suini e di animali da cortile, svariati prodotti agricoli nonché la vendita di non indifferenti quantitativi di legname e legna ricavate dai pascoli alberati e dai grossi pioppi utilizzati lungo i fossi mentre l'Azienda si trova fortemente danneggiata, deve sopportare le forti imposte e fare continue concessioni di pascoli e di terre e di arativi agli abitanti della zona. In località la Torre l'azienda possiede ben sei grandi fabbricati, quartieri di abitazione vani caseari e ampie stalle e fienili ed al vivaio è stata eretta infine una casetta per l'abitazione del vivaista.[...] si ravvisa perciò l'opportunità di una revisione di detto contratto in modo da sgravare la foresta da un pascolo eccessivo" (Montaldo, 1949).

Nell'autunno del 1943 le truppe tedesche in ritirata distruggono l'abitato di San Pietro Avellana (IS) e la popolazione in fuga si nasconde nella foresta di Feudozzo dove vi rimane per almeno quattro anni vivendo in delle capanne costruite nel bosco: *"E' stato portato in bosco pure tutto il bestiame, per cui sensibili sono stati i danni causati dal pascolo nelle zone in rinnovazione o nei giovani rimboschimenti nonché dei tagli di legname occorrente per la costruzione delle capanne e per gli altri bisogni dei rifugiati. Dopo il passaggio del fronte, la popolazione ha abbandonato il bosco e gli abusi sono gradatamente diminuiti però non sono ancora scomparsi del tutto tanto è vero che nel 1948 diverso bestiame ha abusivamente pascolato in foresta e molto legname è stato rubato nelle zone alte di Feudozzo e Pennataro"* (Montaldo, 1949). La Marca (1977) riporta un miglioramento graduale delle condizioni della foresta e dell'Azienda in seguito all'acquisto di questa da parte dell'ASFD. Nel 1933, infatti, viene redatto un piano planimetrico rigorosamente spartitivo (1933-1936) con cui la proprietà di Montedimezzo, Feudozzo e

Pennataro fu divisa in 30 sezioni dell'ampiezza di quasi 32 ettari ciascuna. A tale proposito in tabella 2 sono state riportate le utilizzazioni eseguite nella foresta demaniale di Montedimezzo-Feudozzo dal 1935 al 1947 tratte dal Piano di Assestamento del Montaldo. In quegli anni furono aggiunte nuove sezioni oltre alle 6 originali.

Denominazione del bosco e della Sezione	Epoca della utilizzazione	Massa legnosa ricavata	
		combustibile mc	traverse
Montedimezzo XII Sez. nuova	1935-1936	1372	trav. nn. 7447 mc 932
Feudozzo III e IV Sezione	1935-1936	1553	trav. nn. 858 mc 107
Montedimezzo XII Sez. vecchia	1935-1936	1040	trav. nn. 1985 mc 248
Feudozzo VIII e IX Sezione	1936-1937	1187	trav. nn. 905 mc 113
Feudozzo V e X nuova	1936-1937	904	trav. nn. 420 mc 52
Montedimezzo IX e parte VIII Sezione	1937-1938	2604	trav. nn. 2010 scambi mc 331 totale mc 581
Montedimezzo VII e parte VIII Sezione	1938-1939	2213	trav. nn. 1890 scambi mc 240 totale mc 476
Montedimezzo II Sezione nuova	1039-1940	1085	trav. nn. 2326 scambi mc 73 totale mc 364
Montedimezzo III e parte II Sezione	1941-1942	2353	trav. nn. 2698 scambi mc 156 totale mc 493
Montedimezzo IX e parte V Sezione	1941-1942	1946	trav. nn. 1976 scambi mc 156 totale mc 403
Pennataro VII e III Sezione	1942-1943	2021	-
Pennataro V e VII Sezione	1943-1944	1513	-
Montedimezzo	1942-1943	1719	trav. nn. 1175 scambi mc 143 totale 290
Feudozzo ceduo	1941-1942	3015	-

Tabella 2: Utilizzazioni effettuate nella foresta di Montedimezzo Feudozzo dal 1935 al 1942 (La Marca, 1977).

La tabella è stata successivamente aggiornata da La Marca nel 1977 con l'aggiunta dei dati relativi al periodo che va dal 1947 al 1963 (tabella 3).

anno	Massa legnosa utilizzata		Volume
	per combustibile	per legname da lavoro	totale
	m3	m3	m3
1943 - 1944	3400	0	3400
1957 - 1958	1050	535	1585
1958 - 1959	1615	1225	2840
1959 - 1960	325	425	750
1960 - 1961	4171	300	4471
1961 - 1962	1267	317	1584
1962 - 1963	3048	772	3820
	14876	3574	18450

Tabella 3: Utilizzazioni effettuate nella foresta di Montedimezzo Feudozzo dal 1943 al 1963 (La Marca, 1977).

“Gli assortimenti che si ricavano sono limitati alle traverse che vengono segate a mano sul posto e al carbone e alla legna da ardere. Si è osservato però che non tutto il materiale idoneo viene ridotto in traverse ma una notevole parte di esso in special modo il faggio è impiegato come legna da ardere oppure viene carbonizzato [...] l'esbosco sia del carbone che delle traverse viene effettuato a soma fino alla rotabile. Con la costruzione della strada di Feudozzo e col

prolungamento della via di servizio l'esbosco verrà ad essere notevolmente agevolato e tutto il legname potrà aver il miglior impiego possibile" (Montaldo, 1949).

A partire dal 1963 i tagli nella foresta di Feudozzo furono sospesi. Nel 1965 viene costruito un laghetto artificiale per l'irrigazione dei prati-pascoli ed anche del vivaio forestale. Quattro anni dopo l'ASFD cede il suddetto vivaio forestale all'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura di Arezzo in attuazione della legge 28/3/1969 n 279 che a sua volta ne concede la gestione all'Ispettorato Ripartimentale delle Foreste di Isernia, riservandosi alcuni appezzamenti per coltivazioni sperimentali (La Marca, 1977). Dal Piano di Gestione Naturalistica del 1977 risulta inoltre che la foresta di Feudozzo era ormai libera da usi civici o servitù nei confronti delle popolazioni locali: *"La convenzione menzionata è stata oggetto di numerose proroghe, l'ultima delle quali è scaduta il 20/1/1976. Un'ulteriore concessione riguardava a favore degli abitanti di Pagliarone i prati pascoli di Setteporte i quali sono stati inclusi nelle Aree di interesse Nazionale"*.

La cerreta della zona semipianeggiante del fondovalle del torrente Vandra, oggetto di questo studio, era stata suddivisa in circa 10 particelle nel 1969 successivamente raggruppate in una unica nel secondo PDA (La Marca, 1977) (figura 2).

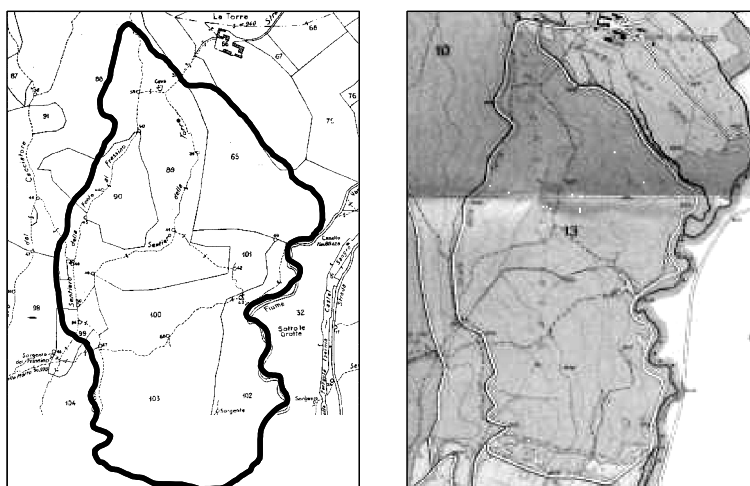


Figura 2: Carta redatta per il PDA del 1949 (a sinistra) nel quale la cerreta era stata suddivisa in circa 10 particelle; carta del PDA del 1977 (a destra), nel quale la stessa area è stata inclusa in un'unica particella, la numero 13.

Nel 1949, tale cerreta è così descritta da Montaldo: *"Nella fascia inferiore è radicato un ceduo di cerro il quale fu utilizzato nel 1943 e nel 1944. Sennonché, per gli eventi bellici dell'epoca, l'utilizzazione non fu condotta, come era prevista, su tutta la superficie; esistono perciò zone in cui il ceduo ha 5 anni (zone utilizzate) e zone in cui il ceduo ha 21-22 anni (zone non utilizzate).*

La matricinatura è intensa. Lungo il Vandra una larga striscia è occupata da radi gruppi in maggioranza di cerro, in mediocri condizioni vegetative, mentre il terreno è coperto da cespugli ed è infeltrito da una spessa cotica erbosa. A Feudozzo, 153.07 ha, pari al 16% della superficie boscata, sono governati a ceduo [...] i tagli del passato non sono stati condotti con unicità di criterio per cui oggi la foresta si presenta con un soprassuolo con densità molto scarsa e tendente alla coetaneità a gruppi in alcuni tratti. In altri tratti si presenta disetaneo con anormale distribuzione delle classi diametriche e con deficienza e assenza di classi giovani [...] una foresta giunta in notevole parte a maturità, priva o quasi di rinnovazione, ridotta in parte a boscaglia, popolata di specie secondarie infestanti e che in totale preoccupa per la sua compromessa esistenza". Nel primo Piano di Assestamento il soprassuolo viene diviso in cinque classi economiche e la cerreta di fondovalle viene inclusa nella Classe Economica C e definita come Ceduo matricinato in conversione ad alto fusto di Feudozzo con la seguente descrizione: "Ceduo matricinato costituito prevalentemente di cerro misto a carpino, orniello, nocciolo, acero campestre e acero montano. La matricinatura costituita di piante di 1, 2 e 3 turni è in genere intensa, premessa questa favorevole per la conversione che si vuole realizzare". La conversione prevedeva lo sfollamento delle ceppaie da attuarsi subito nelle particelle relativamente più vecchie in tre riprese e dopo 10 anni nelle particelle più giovani. "Un primo taglio avrà funzione e carattere di ripulitura delle ceppaie dai polloni meno vegeti e sarà moderato di intensità in quanto alla conversione il bosco deve giungere con gradualità tenendo presente che i tagli più energici sarà il caso di operarli quanto ci saremo assicurati che le piante hanno assunto il portamento desiderato [...] si reputa opportuno altorché mantenere il governo a fustaia là dove esso è già in atto e anche di prevedere la conversione del ceduo ad alto fusto. Tale conversione è favorita nelle premesse da una matricinatura intensa fino a 300 matricine per ettaro e dal fatto che alcune particelle non sono state utilizzate a suo tempo e oggi hanno un'età oscillante dai 21 ai 25 anni. Per tutta la foresta quindi il governo sarà unico". La prescrizione stabiliva in maniera lungimirante una bassa intensità dei tagli colturali per cui "il prezzo del macchiatico che verrà realizzato è da prevedersi in genere basso [...] notevoli sono le somme da immobilizzare per la salvezza del bosco trattandosi in molti casi di ricostituirlo. D'altra parte sappiamo che il fine precipuo che noi perseguiamo non è sul momento quello economico ma è il miglioramento della coltura". Ciò posto conviene indirizzare la Foresta verso un trattamento a scelta o verso i tagli successivi [...] l'esperienza passata e la tecnica ci insegnano, per le specie che popolano la foresta e per le condizioni del soprassuolo, che non vi è dubbio sulla necessità ed opportunità di indirizzare la Foresta verso la esatta e rigida applicazione dei tagli successivi [...] nell'immediato futuro a secondo delle condizioni delle singole particelle, si adotteranno i

tagli successivi a gruppi ove la rinnovazione si presenta distribuita sulla superficie a gruppi; si adatteranno i tagli successivi uniformi ove la rinnovazione è distribuita più o meno regolarmente e dove sarà mancante". Per il turno Montaldo si riservò di prendere una decisione con il tempo: *"Il turno per questo periodo di validità del Piano non è stato scelto in modo definitivo ed univoco [...] il turno risulta in funzione delle particolari condizioni delle particelle, tuttavia va rilevato che le analisi condotte in foresta hanno provato che fusti di diametro 40 da considerarsi maturi possono raggiungersi intorno ai 100 anni per il cerro"*. Nel 1977 il Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste affidò la consulenza per lo studio del Piano di Gestione Naturalistica della foresta demaniale di Feudozzo all'Università di Firenze con la collaborazione del dott. Giovanni Potena. Il Piano fu elaborato, sotto la direzione del Prof. Mario Cantiani, dal dott. Orazio La Marca, al tempo assistente alla cattedra di Assestamento Forestale dell'Università di Firenze. A distanza di quasi 30 anni La Marca si ritrovò davanti una foresta molto diversa da quella che aveva descritto Montaldo e la situazione era decisamente migliorata: *"La cerreta è costituita da una fustaia transitoria a struttura decisamente coetanea, avviata ad alto fusto dal 1960 al 1962. Nel corso di queste operazioni sono state rilasciate in genere ex matricine appartenenti a due classi d'età. La fustaia transitoria ha 36 anni, le matricine hanno 50-55 anni o anche 65- 70 anni. Allo stato attuale la densità e per lo più regolare [...] in passato questi popolamenti sono stati governati a ceduo con rilascio di un numero variabile di matricine. Negli anni compresi tra il 1960 e il 1962 è stato realizzato un piano di conversione ad alto fusto che nel complesso ha dato ottimi risultati. Con detto intervento sono stati asportati con un'unica operazione (il piano prevedeva interventi distanti tra loro circa 10 anni) oltre 9800 mc su una superficie di poco inferiore a 80 ettari. Il numero di polloni rilasciato è risultato oscillare normalmente tra 800 e 1000 per ettaro"*. Pertanto decide di suddividere la foresta in un numero inferiore di unità assestamentali. Per il cerro identificò la formazione definita come: *"Cerreta quasi pura che occupa la parte pianeggiante e semipianeggiante alla destra idrografica del torrente Vandra"*. L'attuale cronosequenza ricade interamente all'interno della particella che La Marca identificò con il numero 13 e che destinò a parco faunistico per la reintroduzione dei caprioli (*Capreolus capreolus*). Per tale particella non fu assegnato alcun trattamento. Per la restante parte delle fustaie transitorie di cerro, come deciso anche per il Piano di Assestamento del 1949, venne adottato un orientamento volto ad una selvicoltura che mise *"in secondo ordine la costanza della ripresa e il prelievo rigorosamente annuale"*. La Marca scrive: *"Per la fustaia transitoria di cerro confermato l'indirizzo verso il bosco coetaneo trattato a tagli successivi si prescrive esclusivamente qualche intervento di diradamento dal basso con il si dovrebbe asportare circa il 25% della massa in piedi. Si prevede, infatti, che con questo intervento che dovrebbe essere*

realizzato verso lo scadere del piano e con un altro da realizzare dopo altri 15, 20 anni si possa raggiungere la densità ottimale a fine turno. Ciò allo scopo di concentrare le utilizzazioni al fine di renderle più economiche ed anche per mantenere sull'intero soprassuolo quel ritmo incrementale che è stato registrato su piante appositamente analizzate. Nel corso di questi lavori si dovrà avere cura di operare un'azione selettiva interspecifica riservando in particolare le piante di frassino e quelle di acero. In tale circostanza nonostante l'onerosità dell'intervento si dovrebbe inoltre provvedere alla ripulitura del sottobosco sia per deprimerne lo sviluppo, sia per rendere possibili le stesse operazioni di sgombero a 110 anni. Ciò allo scopo di creare le condizioni che altrimenti tendono a soffocarlo". Per il turno La Marca si rifece al Piano di Assestamento del 1960 del bosco del Comune di S. Pietro Avellana per il decennio 1960 -1969 di redatto dal dott. Giovanni Patrone: *"Per la cerreta data l'età non sono stati condotti studi specifici sul turno il quale sulla base degli studi alsometrici già esistenti in questa zona (Patrone,1960) può essere stabilito intorno ai 90 anni"*.

2.3 Analisi in ambiente GIS degli ultimi decenni di gestione

Dallo scadere dell'ultimo PDA nel 1988, non ve ne sono susseguiti altri e le notizie successive sono state ricavate da un'analisi su ortofoto effettuata per il periodo che va dal 1997 al 2008. In ausilio al materiale cartografico sono stati utilizzati i dati delle martellate dei tagli del 2006 e del 2008. Con la fotointerpretazione e l'analisi di *geoprocessing* effettuata con il *software* Arc View, è stato possibile mettere in evidenza e quantificare in termini di superficie, gli eventi di gestione che hanno interessato la cerreta di Feudozzo negli ultimi anni.

Le ortofoto analizzate sono state quelle relative ai seguenti anni: 1997, 1998, 2000, 2001, 2002, 2005, 2007 e 2008. Il supporto cartografico, messo a disposizione dall'UTB di Castel di Sangro tramite il Sistema Informativo della Montagna (SIM), ha consentito l'individuazione dei perimetri dei tagli effettuati in 11 anni, e della loro relativa estensione. In particolare dall'analisi è emerso che si sono susseguiti due importanti periodi di taglio, il primo tra il 1997 e il 2000 e il secondo iniziato nel 2005 ed attualmente in corso. I risultati dell'analisi sono stati riassunti nella figura 3.

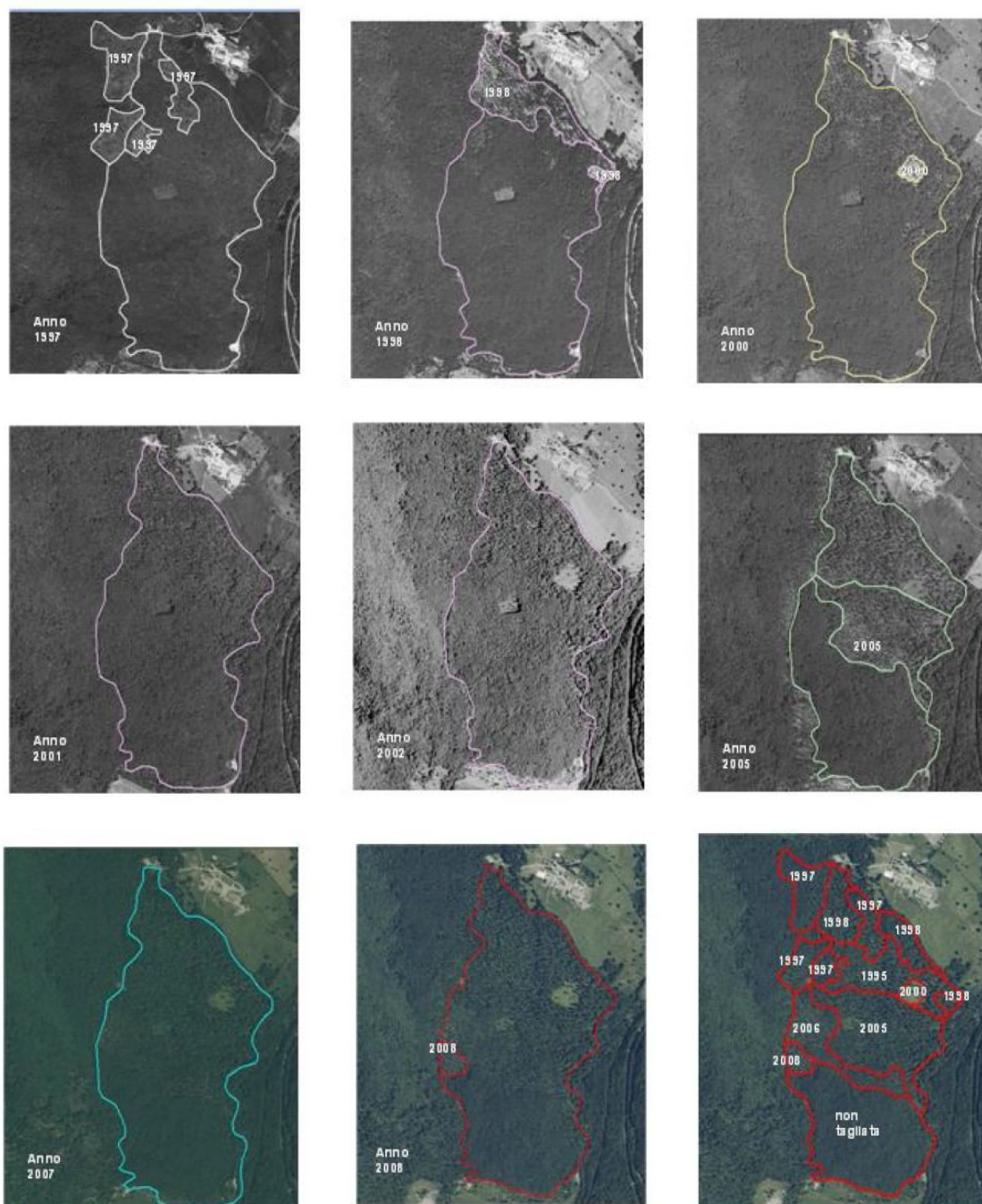


Figura 3: Foto aeree georeferenziate della cerreta di Feudozzo dal 1997 al 2008 con indicati i confini della particella 13 (PDA La Marca, 1977) e quelli degli interventi di gestione forestale effettuati nei diversi anni. Tali interventi sono riassunti nell'ultima foto in basso a destra.

Nel 1997 e nel 1998 sono stati diradati rispettivamente 14.8 ha e 10.4 ha di bosco. Nel 2000 vi è stata una sola operazione di taglio che ha portato all'apertura di una radura finalizzata a favorire l'alimentazione dei caprioli reintrodotti all'interno dell'area. Dal 2005 al 2008 sono stati eseguiti i tagli di sementazione con l'asportazione di circa l'80% delle piante del soprassuolo e del 50% della biomassa. Allo stato attuale, quindi, nel sito è presente una fustaia di *Quercus cerris* L.

trattata a tagli successivi, che include quattro popolamenti, assimilabili ad una cronosequenza, di cui tre rispettivamente ad 1, 2 e 11-12 anni (identificati con 08, 06, 97) dal taglio di sementazione e una particella (70) costituita da una fustaia transitoria, probabilmente mai sottoposta a diradamenti (figura 4). Nell'area più a sud del sito (70), secondo il Piano di Gestione Naturalistica di La Marca, l'ultimo intervento è stato il taglio di avviamento effettuato dal 1960 al 1962. I dati relativi alle martellate del 2006 e del 2008 (tabella 3) sono stati integrati con l'analisi GIS. I risultati dell'analisi sono stati riassunti in tabella 5.

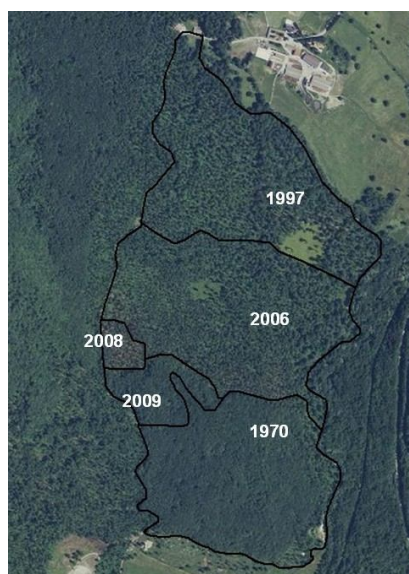


Figura 4: Identificazione dei popolamenti (cronosequenza) di *Quercus cerris* L. effettuata tramite l'analisi della storia della gestione da foto aeree.

anno del taglio	superficie particella	piante martellate	V m3 tot	V m3 ha
2008	6.7	2571	1636	245
2006	30.2	5277	3412	113

Tabella 4: tabella riassuntiva dei dati delle martellate dei tagli del 2008 e del 2006

La particella con superficie maggiore è la 70 con un'estensione di 33.9 ha di cui però, nel corso del mese di Luglio del 2009, sono stati sottoposti alla sementazione altri 4.9 ha di bosco.

particella	particelle tagliate	area totale del taglio	tipologia del taglio
anno del taglio	n	ha	-
1997	4	14.8	diradamenti
1998	3	10.4	diradamenti
2000	1	1.0	creazione di una radura
2001	-	-	-
2002	-	-	-
2005	1	21.5	sementazione
2006	1	9.2	sementazione
2007	-	-	-
2008	1	3.3	sementazione
2009	1	4.9	sementazione

Tabella 5: tabella riassuntiva degli interventi di gestione forestale della cerreta di Feudozzo negli ultimi 11 anni.

2.4 Disegno sperimentale di campionamento

Per valutare gli effetti della gestione sulla struttura del popolamento, sugli stock di biomassa e carbonio e sulla capacità di assorbimento (*sink*) dell'ecosistema sono stati utilizzati tre approcci sperimentali: l'analisi strutturale, le misure inventariali di *stock* e le misure di scambio di carbonio tra suolo e atmosfera e tra ecosistema ed atmosfera (flussi). Per l'applicazione di queste tecniche, nel mese di Agosto 2008, sono state installate 4 aree di saggio permanenti 30x30 m (ASP) una per ciascuna particella della cronosequenza (figura 5). All'interno di ogni ASP sono state posizionate:

- 8 trappole circolari da 0.5 m² per la misura dell'*input* di lettiera annuale
- 15 collari per la misura della respirazione del suolo
- 4/5 trappole (in *growth core*) per la misura della produzione delle radici fini
- un sensore per il rilievo della temperatura dell'aria
- un sensore per il rilievo dell'umidità dell'aria
- 4 sensori per il rilievo della temperatura e contenuto idrico del suolo

All'interno di ogni ASP sono stati effettuati i rilievi per:

- dati strutturali del soprassuolo dominante e dominato, incluso l'indice di area fogliare (LAI);
- *stock* di carbonio del soprassuolo;
- *stock* di carbonio nella lettiera al suolo;
- *stock* di carbonio nei primi 30 cm di suolo
- *stock* di carbonio della necromassa;
- produzione annuale di lettiera;

- prelievo di carote sulle piante dominanti per l'analisi degli incrementi;
- respirazione del suolo su cinque punti (ognuno con tre collari)

I dati strutturali sono stati rilevati inoltre, per ciascun popolamento, in altre 2 aree di saggio di 20 m di raggio esterne all'ASP.

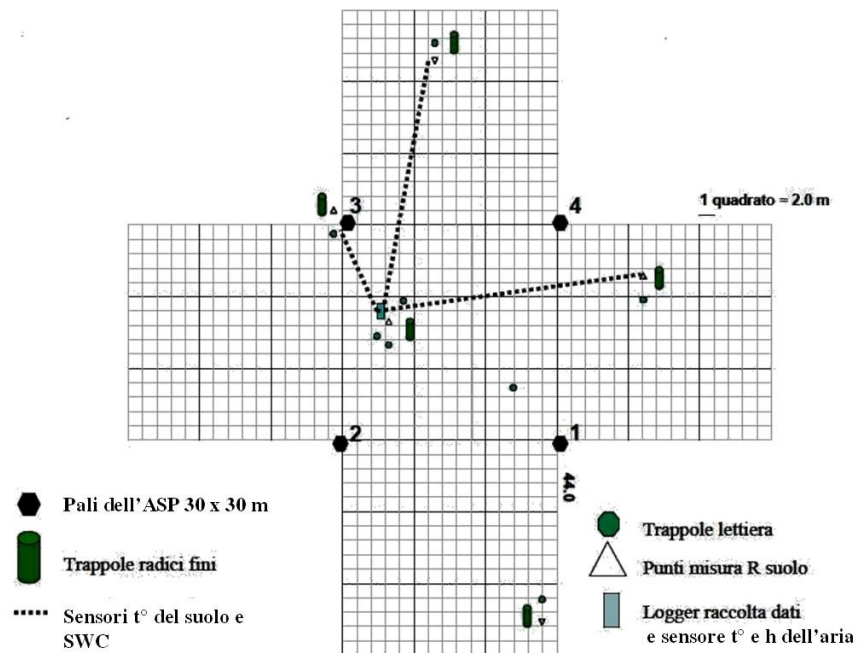


Figura 5: schema dell'area di saggio permanente (ASP) installata in ciascuna dei quattro popolamenti della cronosequenza

Per quanto riguarda le misure di scambio netto di ecosistema (NEE) e la caratterizzazione delle risposte ecofisiologiche delle diverse particelle della cronosequenza, è stato installato un sistema mobile per l'applicazione della tecnica della misura diretta dei flussi tra bosco ed atmosfera (*Eddy Covariance*).

Capitolo 3

3.1 La struttura del bosco

La struttura di un bosco è data dalla distribuzione delle piante nello spazio in base alla loro età e alle relative dimensioni e può essere individuata e descritta in maniera univoca (Nocentini, 2009). Bernetti (1995), la definisce come: *“Il modo con cui gli alberi, che compongono un popolamento, si distribuiscono per classi di età, per classi di diametro o di altre dimensioni, oppure anche per classi arboree”*. L’architettura individuale e collettiva delle componenti di una foresta è il risultato dei processi dell’ecosistema (Harmon *et al.*, 1990) e la relativa distribuzione spaziale ne determina le strategie di rinnovazione, i processi di crescita, il tasso di mortalità, l’uso delle risorse, l’eterogeneità degli habitat e lo sviluppo del sottobosco (Lasserre *et al.*, 2006). I fattori che incidono sulla struttura di un bosco sono principalmente la competizione e la gestione. La competizione per lo spazio e per la luce controlla lo sviluppo in diametro ed in altezza, le dimensioni della *canopy* e le caratteristiche morfologiche e funzionali delle foglie (Gratani e Foti, 1998; Valladares *et al.*, 2002), mentre la gestione forestale comporta una modifica della complessità strutturale verticale ed orizzontale, interferendo sui processi di autoregolazione e sulla stabilità degli ecosistemi forestali (Swanson e Franklin, 1992; Larsen, 1995; Rubio e Escudero, 2003). Numerosi studi hanno evidenziato gli effetti dei diversi sistemi di gestione sulla complessità strutturale (Zenner, 2000; Lindenmayer e McCarthy, 2002), sulla biodiversità (Beese e Bryant, 1999) e sullo stato funzionale degli ecosistemi (Perry e Amaranthus, 1997). Con la selvicoltura classica si tendeva all’individuazione di strutture ritenute ottimali in funzione della specie, della stazione e degli obiettivi della coltivazione come ad esempio i modelli strutturali dei boschi coetanei e disetanei (Nocentini, 2009). L’approccio sistemico invece si basa su considerazioni contrapposte alle precedenti, considerando il bosco come un sistema biologico complesso capace di evolversi nel tempo e nello spazio, assumendo forme e aspetti diversi per conservare la propria organizzazione e non riferibile a nessun modello preordinato (Plutino, 2003). L’analisi strutturale della copertura vegetale fornisce informazioni utili per la comprensione dei fenomeni dinamici connessi con la risposta dell’ecosistema alla gestione con la misura della distribuzione orizzontale e verticale delle piante nello spazio e le caratteristiche morfologiche in grado di influenzare i processi di interazione fra le piante ed il loro ambiente (Monsi *et al.*, 1973; Brenner *et al.*, 1995; Gratani *et al.*, 1999; Gratani *et al.*, 2003). La struttura orizzontale di una foresta è composta dalla distribuzione dei diametri, dal numero di alberi, dall’area basimetrica (Hitimana *et al.*, 2004). Tali parametri sono spesso utilizzati nella gestione per calcolare, stimare e prevedere gli incrementi e gli *stock* di carbonio. La struttura

verticale, invece, comprende la differenziazione in strati di vegetazione, a diverse altezze e con diverse specie (Hitimana *et al.*, 2004). Per il piano arboreo si distingue uno strato dominante e uno dominato e da uno strato inferiore occupato dalle specie del sottobosco, arbustive ed erbacee, e dalla rinnovazione (Portè *et al.*, 2005). Gli attributi utilizzati per valutare la struttura verticale sono: l'altezza, il numero di strati successivi del piano arboreo e le caratteristiche della chioma (Ketterings *et al.*, 2001, Zianis *et al.*, 2005, Anfodillo *et al.*, 2006). Un altro parametro utilizzato per la stima della struttura è l'Indice di Area Fogliare (LAI). Il LAI è la misura dell'area di insidenza fogliare per unità di superficie di suolo espressa in $m^2 m^{-2}$ ed è un indicatore di numerosi parametri fisiologici, come l'evapotraspirazione e la fotosintesi (Cutini *et al.*, 1998). Poiché le chiome svolgono funzioni come l'intercettazione della pioggia e l'estinzione della radiazione, la loro variazione determina cambiamenti del microclima del bosco e delle sue caratteristiche pedologiche e in particolare della temperatura e del contenuto d'acqua del suolo (Parton *et al.*, 1996). Il LAI è soggetto ad una variabilità spaziale orizzontale e verticale (stratificazione) oltre che, nel caso delle foreste decidue, ad una variabilità stagionale e, in associazione con i parametri della lettiera, viene utilizzato per la stima della produzione delle chiome (Bolstad e Gower 1990). Il LAI presenta un ampio *range* di variazione nelle diverse formazioni vegetali e può assumere valori diversi nell'ambito della stessa formazione in relazione alla disponibilità delle risorse (Hoff e Rambal, 2003) e agli stadi di sviluppo di un sistema vegetazionale. Usualmente, il suo valore massimo corrisponde al massimo accumulo di biomassa (Gratani e Crescente, 2000; Scurlock *et al.*, 2001), anche se, a volte, il LAI culmina prima della biomassa. Il LAI è anche funzione delle caratteristiche morfologiche fogliari; di conseguenza la valutazione delle variazioni dei parametri fogliari può essere utilizzata per mettere in evidenza, precocemente, uno stato di stress (Grubb, 2002). Ad esempio, subito dopo il taglio, i cerri mostrano un'intensa attività di ricaccio di rami epicormici e questa attitudine può modificare il LAI nel breve periodo. Successivamente, con l'espansione della chioma, questa attività subisce un declino.

I boschi italiani possono essere suddivisi in tre classi sulla base dell'organizzazione del sistema forestale e della struttura: sistemi degradati, sistemi caratterizzati da un'organizzazione e una struttura a diverso grado di semplificazione e sistemi con un elevato grado di complessità ed efficienza bioecologica. La maggior parte dei sistemi rientra nella classe intermedia di semplificazione, mentre la restante parte appartiene alle altre due classi (Plutino, 2003). La causa di ciò va ricercata in una gestione che spesso ha teso a favorire preferenzialmente le specie di maggiore interesse economico, coltivandole in popolamenti generalmente uniformi per dimensioni ed età degli individui arborei.

3.2 Materiali e metodi dell'analisi strutturale

In questo capitolo e nei successivi, per semplicità di descrizione, i quattro popolamenti analizzati, saranno definiti particelle, sebbene non lo siano formalmente in senso assestamentale.

Per l'analisi strutturale sono stati utilizzati metodi diversi per il campionamento delle piante ad alto fusto, della rinnovazione e del sottobosco. Nella 08 è presente solo il piano dominante, nella 06 e nella 97 si ritrovano anche la rinnovazione e lo strato arbustivo mentre nella particella non tagliata il bosco è strutturato su due livelli, uno dominante e uno dominato, al di sotto dei quali il sottobosco è quasi assente ad eccezione di poche piante arbustive e di un rado strato erbaceo (in genere in concomitanza delle chiarie). I rilievi sono stati effettuati all'interno delle ASP e in 2 aree circolari di 20 m di raggio per un totale di 3 aree di saggio per ciascun popolamento della cronosequenza.

Per lo strato dominato e dominante sono stati misurati i seguenti parametri dendrometrici:

- specie;
- diametro a 1.30 m (dbh) con cavalletto dendrometrico;
- altezza (h) con Vertex e confronto con ipsometro di Blume-Leiss;
- altezza di inserzione delle chiome (Vertex);
- due diametri di insidenza delle chiome in direzione perpendicolare tra loro.

A partire dai dati raccolti sono stati calcolati:

- densità ad ettaro;
- curve ipsometriche;
- area basimetrica (G) come:

$$G = \Sigma(g)/ADS$$

dove g è l'area basimetrica della singola pianta e ADS l'area di saggio in ha

- diametro medio di area basimetrica:

$$d_m = \sqrt{(4/\pi) * (G/N)}$$

dove G è l'area basimetrica ad ettaro e N il numero degli individui.

- altezza dominante come altezza media delle 4 piante che emergono nel popolamento;
- area di insidenza della chioma come:

$$AI = \pi/4 * d^2$$

dove d è il diametro medio della chioma.

- copertura della *canopy* in percentuale come:

$$copertura = \Sigma(AI)/ADS*100$$

dove AI è l' area di insidenza della chioma.

- profondità della chioma come la differenza tra l'altezza di inserzione e l'altezza totale della pianta;

- rapporto ipsodiametrico (ri) come:

$$ri = h/dbh$$

dove dbh è il diametro a 1.30 m e h l'altezza in m

- analisi della frequenza per la distribuzione dei diametri;
- analisi della frequenza per la distribuzione delle specie;

Per il sottobosco e la rinnovazione della 06 e della 97 sono stati effettuati rilievi di tipo speditivo considerando i volumi occupati dalla rinnovazione agamica sulle ceppaie e i volumi occupati dalla componente arbustiva. Lo spazio occupato dall'insieme dei polloni è stato determinato a partire dalla misura dei due diametri perpendicolari del “macchione” individuato dai polloni presenti sulla singola ceppaia e dalla relativa altezza media. I rilievi sono stati effettuati all'interno delle ASP e sono state misurate:

- specie della rinnovazione o degli arbusti;
- altezza del volume occupato dalla rinnovazione o dagli arbusti;

- due diametri perpendicolari del volume occupato dalla rinnovazione o dagli arbusti;
- numero e diametro dei polloni presenti sulle ceppaie.

L'analisi di distribuzione delle specie è stata eseguita in tutte le particelle per il piano dominante e per il piano dominato nella 70 mentre per la 06 e la 97 è stata misurata la frequenza delle specie della rinnovazione gamica e agamica al di sopra di 1.30 m. Per la rinnovazione agamica, la frequenza è stata calcolata sulle singole ceppaie e non sul numero di polloni per evitare errori di stima dovuti alle caratteristiche pollonifere variabili per le singole specie. In ciascuna particella è stato inoltre misurato l'Indice di Area Fogliare con il LAI 2000 della LICOR a 1.30 m dal suolo. Le misure sono state effettuate nei mesi di Agosto 2008 e Agosto 2009 in condizioni di luce diffusa per evitare errori di stima da parte della strumentazione. Tutti i dati strutturali rilevati sono stati inseriti in un foglio di *input* e rappresentati graficamente con il *software* SVS (*Stand Visualization System*), messo a punto dall'USDA (*United States Department of Agriculture*).

Infine è stata eseguita una PCA (*Principal Component Analysis*) con il *software* SPSS con le variabili strutturali continue che sono: il diametro (d), l'area basimetrica (g), l'altezza (h) e il rapporto ispodiametrico (h/d).

3.3 Risultati

3.3.1 parametri dendrometrici e il LAI

I risultati relativi all'analisi strutturale nelle quattro particelle del soprassuolo dominante sono riassunti in tabella 1. La densità delle particelle tagliate (08, 06, 97) è in media di 141 piante per ettaro. Nella non tagliata (70), considerando sia il piano dominante che il dominato, le piante ad ettaro sono 2777, di cui 344 presenti nel piano dominante. L'elevata densità di questa particella è dovuta al fatto che in passato non sono stati eseguiti i tagli di diradamento e che non è stata ancora sottoposta a taglio di preparazione o sementazione. La conseguenza è un valore elevato del rapporto ipsodiametrico che indica la presenza di piante che, per la forte competizione per lo spazio, si sono accresciute maggiormente in senso verticale. L'altezza dominante della 08 è leggermente superiore alle altre particelle e ciò è probabilmente dovuto ad una maggiore fertilità legata anche alla localizzazione nella parte alta della particella assestamentale.

particella	N	h_d	d_m	G	h/d	LAI	copertura
anno	piante ha^{-1}	m	cm	$m^2 ha^{-1}$	$m cm^{-1}$	$m^2 m^{-2}$	%
08	146	32.8	37.1	15.9	0.70	0.93	37.5
06	141	27.7	35.2	13.6	0.75	0.96	42.8
97	137	28.6	37.4	13.7	0.65	1.83	46.0
70	344	26.0	22.9	20.1	1.70	5.95	84.5
70*	2433	-	4.8	13.6	0.90	-	-

Tabella 1: analisi strutturale della cronosequenza. L'asterisco (*) indica lo strato dominato.

Per quanto riguarda l'area basimetrica, nelle particelle tagliate è in media di $14.4 m^2 ha^{-1}$ con diametri simili di 36.5 cm in media. I diametri dello strato dominante della 70 sono risultati più bassi delle altre particelle e questo è dovuto principalmente alla storia del popolamento ed alla sua densità. L'altezza dominante è minore rispetto alle altre tre particelle, anche se non di molto rispetto alla 06 e 97. Va però segnalato che, in questa parte del bosco, sono più frequenti gli affioramenti rocciosi rispetto al resto della cronosequenza.

Il LAI ha mostrato una relazione significativa sia con la percentuale di copertura delle chiome, sia con l'*input* di lettiera fogliare (inclusa la componente dei rami) (cfr. Cap. 4) (figura 1). L'incremento delle chiome subito dopo il taglio è dovuto all'aumento della disponibilità di risorse (acqua, luce e nutrienti) per le piante rilasciate e all'attività di ricaccio di rami epicormici tipica del cerro.

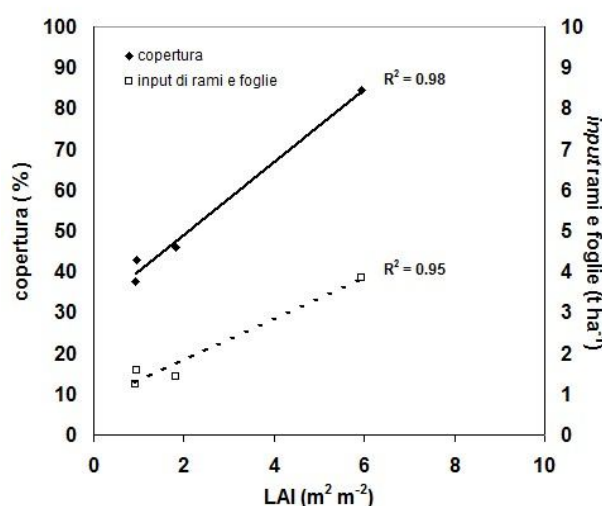


Figura 1: relazione tra il LAI e due variabili *proxy* che sono l'*input* di foglie e piccoli rametti ($t ha^{-1}$) e la copertura in percentuale stimata a partire dall'area di insidenza delle chiome.

Per la rappresentazione grafica dei risultati dell'analisi strutturale della cronosequenza, i dati ottenuti sono stati inseriti nel *software* SVS. I dati in *input* per il piano dominante sono: altezze,

diametri, aree di insidenza delle chiome, profondità della chioma. Per la 70, la 06 e la 97 sono stati aggiunti anche i valori relativi al piano dominato. La raffigurazione grafica delle particelle 08, 06, 97 e 70 mediante SVS è riportata in figura 2.

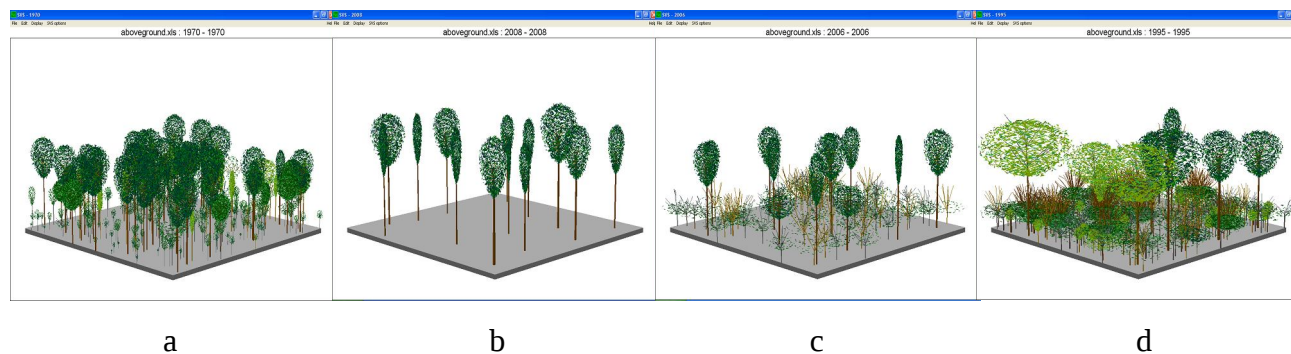


Figura 2: rappresentazione grafica della cronosequenza di cerro di Feudozso con SVS: particella 70 (a), particella 08 (b), particella 06 (c) e particella 97 (d).

Per quanto riguarda le curve ipsometriche, sono stati evidenziati due tipi di andamento: uno per le particelle sottoposte più recentemente ad intervento (08 e 06) e uno per la 97 e la 70. Nei primi due casi le curve mostrano una forma più o meno piatta poiché mancano tutti i diametri al di sotto del diametro minimo (20 cm) e questo comportamento è più accentuato nella 06 che nella 08 (figura 3).

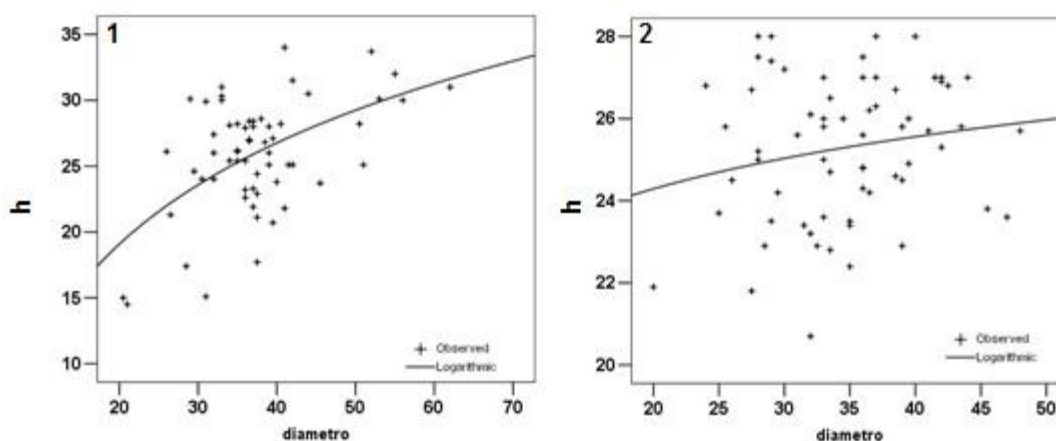


Figura 3: curve ipsometriche delle particelle della cronosequenza: 08 (1) e 06 (2).

Tale andamento deriva dal fatto che con il taglio di sementazione sono state rilasciate solo le piante al di sopra dei 20 cm di diametro. Nella 97, invece, sono presenti anche piante con diametri inferiori a 10 cm che derivano in parte dal rilascio effettuato dopo il taglio e in parte

dall'accrescimento di vecchi polloni. La 70 invece, non essendo ancora stata sottoposta alla sementazione, ha una curva completa anche con piante con diametro inferiore ai 5 cm (figura 4).

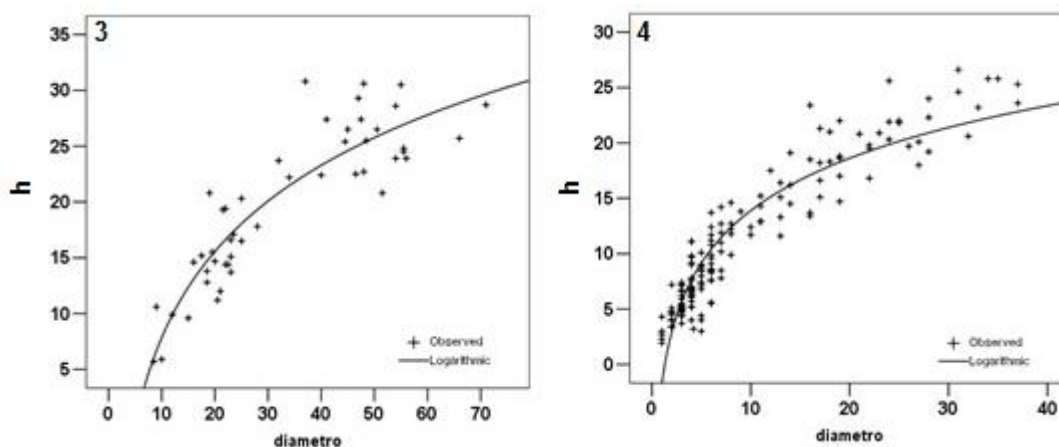


Figura 4: curve ipsometriche delle particelle della cronosequenza: 97 (3) e 70 (4).

Le particelle 06 e 08 hanno mostrato andamenti comparabili anche per la distribuzione delle piante in classi diametriche di 5 cm (figura 5).

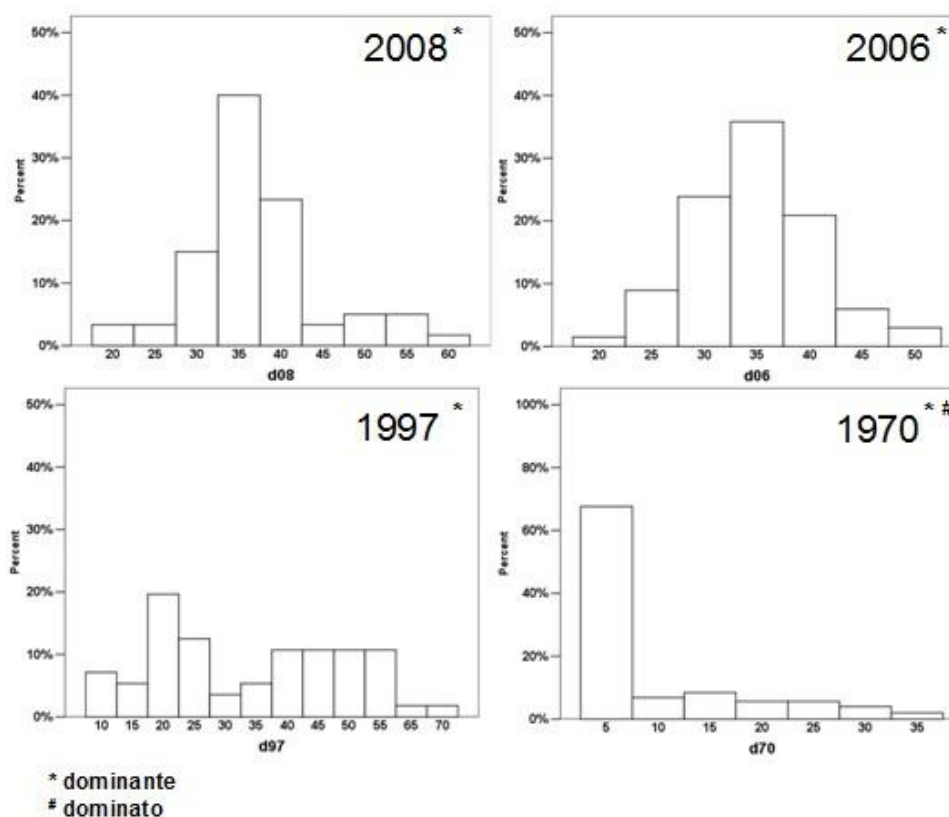


Figura 5: istogrammi di frequenza dei diametri suddivisi in classi da 5 cm. Il calcolo ha considerato l'intero piano arboreo che, nella 97 e 70 comprende anche il piano dominato.

Infatti, nella 08 le classi più frequenti sono la 30, la 35 e la 40 con rispettivamente il 15%, il 40% e il 23.3%, tali percentuali sono risultate simili alla 06 dove invece i rispettivi valori per le classi 30, 35 e 40 sono 23.8%, 35.8% e 20.9%. Nella 97, la distribuzione si è mostrata più uniforme tra le classi presenti e, rispetto alle altre particelle tagliate, sono presenti sia classi inferiori (7.14% nella classe 10) sia superiori (1.8% nella 65 e nella 70), il 19.6% delle piante ricade nella classe 20 e risultano meno rappresentate le classi intermedie 30 e 35 (3.5% e 5.3%). Essendo passati più anni dal taglio, le piante di tali classi sono passate, infatti, a quelle superiori (presenza del 10% circa di piante nelle classi da 40 a 55). La particella non tagliata infine ha mostrato un picco nella classe 5 (67.6%) che è rappresentata dai ricacci del vecchio ceduo dello strato dominato, mentre le altre classi rappresentano in media il 6%.

3.3.2 Composizione specifica

Nello strato dominante di tutte le particelle è risultata una predominanza del cerro, in particolare nella 06 con il 92.5%, accompagnato da altre specie accessorie come il frassino maggiore, il carpino bianco e l'acero campestre. Nelle due particelle a maggiore distanza temporale dagli interventi di gestione forestale, il cerro rappresenta tra il 45% (97) ed il 65% dello strato dominante (figura 6).

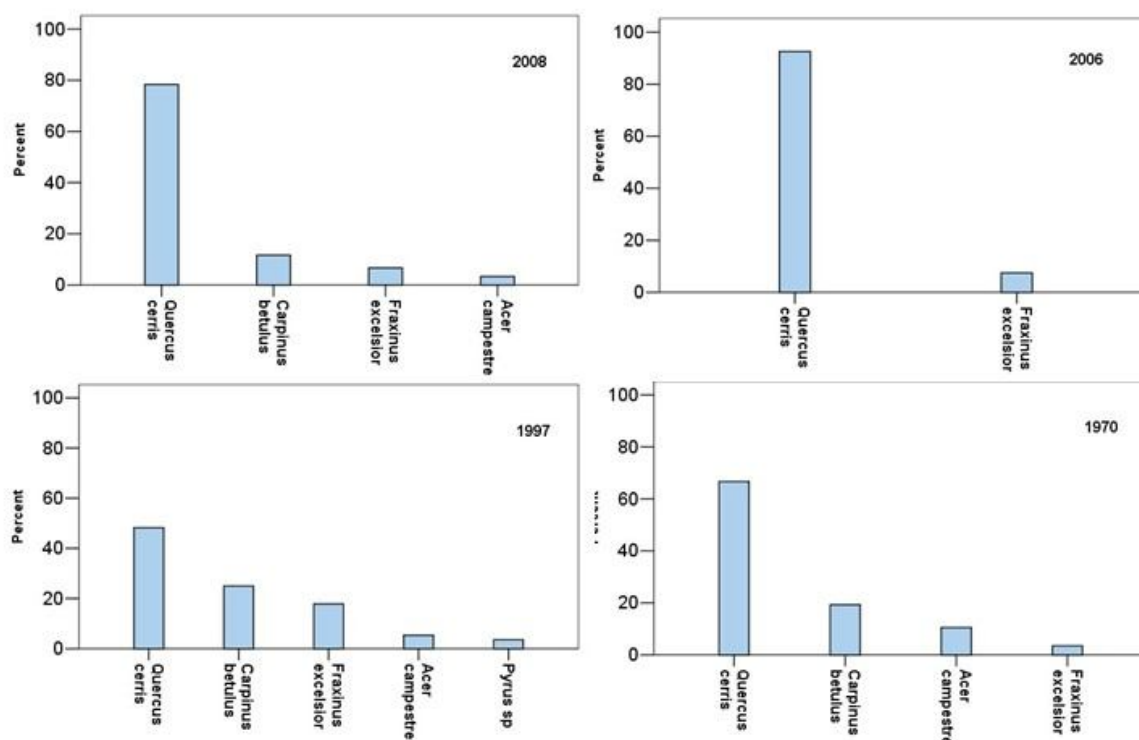


Figura 6: istogrammi di frequenza delle specie dello strato dominante nelle quattro particelle.

Per quanto riguarda il piano dominato, è stato osservato un numero maggiore di specie arboree rispetto al soprassuolo dominante. Con il taglio il numero delle specie diminuisce dal momento che la sementazione tende ad una semplificazione della composizione specifica con la predilezione del cerro. Successivamente le specie accessorie tagliate tornano a colonizzare lo strato dominato incrementando progressivamente dai due anni ai tredici anni dal taglio. Nella 70, invece, è stata rilevata una prevalenza di *Carpinus betulus* (45%) e di *Corylus avellana* (41.9%) (figura 7).

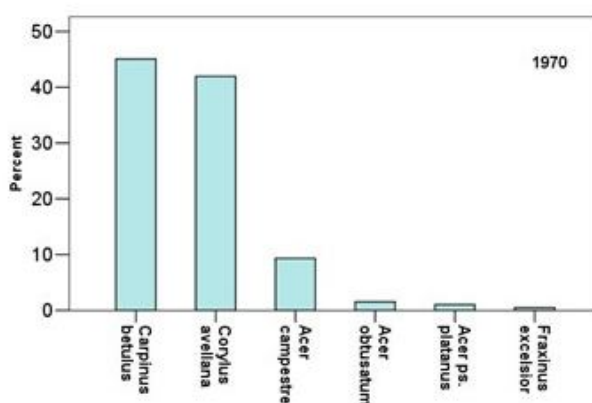


Figura 7: specie dello strato dominato della particella 70.

Nella 06 il *Carpinus betulus* rappresenta il 43.9% della rinnovazione e diminuisce dopo 12 anni dal taglio a 17.6%. Dopo tredici anni dal taglio si è evidenziato un incremento della frequenza del cerro dovuto all'aumento della rinnovazione sia gamica che agamica che dal 9% raggiunge il 29.8%, mentre la presenza di acero campestre resta pressoché costante (39.9% nella 06 e 35.3% nella 97). In seguito al taglio il numero di specie arboree è aumentato da 4 della 06 a 8 della 97 con la comparsa, anche se sporadica, di *Laburnum anagyroides* (0.6%), *Populus alba* (0.6%), *Pyrus communis* (1.2%) e *Salix caprea* (4.2%) (figura 8).

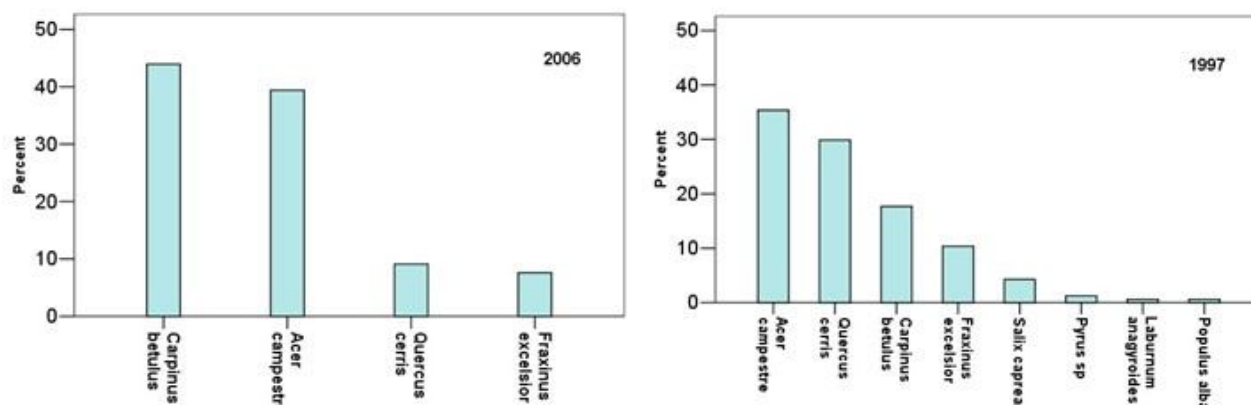


Figura 8: specie della rinnovazione gamica e agamica superiore a 1.30 m nella 06 e nella 97.

3.3.3 Analisi PCA

Per caratterizzare le diverse particelle, è stata eseguita un'Analisi delle Componenti Principali (PCA). Le variabili selezionate sono di tipo continuo e sono: il diametro (d), l'area basimetrica (g), l'altezza (h) e il rapporto ispodiametrico (h/d). Il risultato dell'analisi è riassunto nella matrice dei pesi fattoriali o delle componenti (tabella 2) che presenta i coefficienti di correlazione tra le variabili originarie e le componenti principali.

	Component		
	1	2	3
g	.885	.302	.351
d	.718	.441	.534
h/d	-.319	-.897	-.304
h	.431	.347	.832

Tabella 2: matrice dei pesi fattoriali con le correlazioni per le variabili continue: area basimetrica (g), diametro (d), altezza (h) e rapporto ipsodiametrico (h/d).

Dalla matrice è emerso che le variabili analizzate sono riconducibili a tre componenti che spiegano, complessivamente, oltre il 90% della varianza: la componente 1 è correlata direttamente con l'area basimetrica e con il diametro, la componente 2 è correlata inversamente con il rapporto ipsodiametrico e la componente 3 direttamente con l'altezza. I punteggi di regressione calcolati per ogni componente sono stati rappresentati in un grafico a dispersione a tre assi (figura 9). La 70 si caratterizza, rispetto alle altre particelle, per valori costanti e più bassi per la componente 1 (minori diametri) e valori dispersi e più bassi per la componente 2 (rapporto ipsodiametrico variabile, ma più elevato che nelle altre particelle). Le particelle tagliate, soprattutto la 97, presentano maggiori valori per la componente 1 (maggiori diametri). Per quanto

riguarda la componente 3 i punteggi maggiori sono quelli delle particelle 06 e 08 (maggiori altezze).

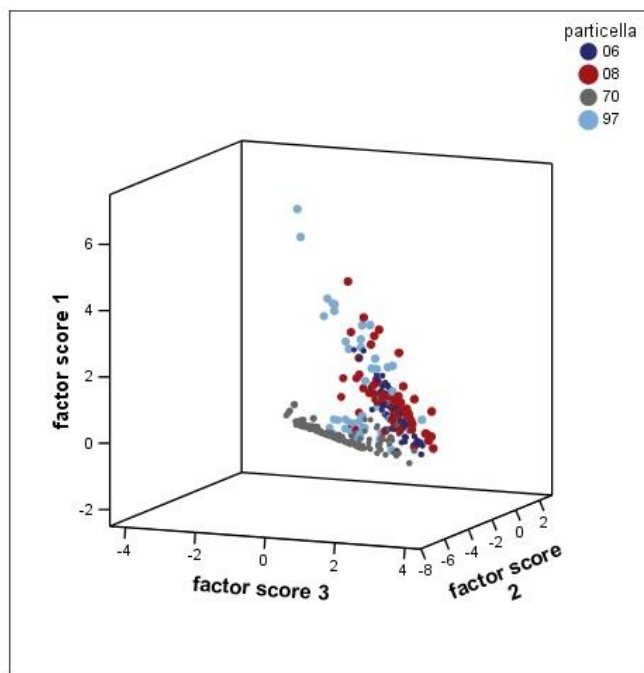


Figura 9: rappresentazione grafica dei *regression factor score* calcolati con la PCA.

3.4 Discussione dei risultati

La cronosequenza, sebbene provenga da una storia gestionale simile, ha mostrato una certa eterogeneità, riscontrabile in alcune delle caratteristiche strutturali delle quattro particelle qui esaminate. Questa eterogeneità, in parte aspettata, può anche essere legata a caratteristiche di fertilità stazionale. Un esempio di questa variabilità è quella riscontrata nella 08 con valori più alti di area basimetrica e di altezza dominante rispetto alle altre particelle tagliate, a parità di densità di piante ad ettaro. L'effetto più evidente del taglio, comunque, è la conseguente semplificazione della struttura del popolamento dovuta all'assenza di una stratificazione della vegetazione. La sementazione, infatti, ha portato al rilascio delle sole piante dominanti e quindi alla perdita di complessità ecologica e di microhabitat, importanti per la biodiversità. La semplificazione ha come conseguenza anche una diversa intercettazione della luce e delle precipitazioni con variazioni sulla fotosintesi e sulla respirazione del suolo (Cap. 5). L'apertura delle chiome, infatti, comporta una diminuzione del LAI e della percentuale di copertura e di conseguenza la luce arriva in maniera più diretta al suolo modificando l'attività di decomposizione della sostanza organica mentre, per quanto riguarda le precipitazioni, sono più evidenti i fenomeni di ristagno e di ruscellamento (ad esempio nella 08, dove però ha un'influenza anche l'andamento topografico). Un incremento di produzione della chioma

comunque si è osservato già a due anni dal taglio con una relazione significativa con l'*input* annuale di lettiera confermando l'affidabilità delle misure di LAI. L'incremento delle chiome, subito dopo il taglio, è dovuto all'aumento della disponibilità di risorse (acqua, luce e nutrienti) per le piante rilasciate e all'attività di ricaccio di rami epicormici tipica del cerro. Dalla analisi della frequenza della distribuzione dei diametri è emerso che per la 97 sono stati utilizzati in parte criteri diversi per la martellata con il rilascio di alcune piante più grandi del piano dominante ma, in ogni caso, la densità finale raggiunta è risultata uguale per tutte le particelle sottoposte ad interventi di gestione. Inoltre, la variazione della struttura porta, dopo 12 anni, alla comparsa di un numero maggiore di specie, anche se alcune presenti in maniera sporadica, come *Laburnum anagyroides*, *Salix caprea*, *Populus alba* e *Pyrus communis* (assenti nella particella non tagliata). Lungo la cronosequenza, quindi, si assiste ad un incremento della biodiversità della vegetazione ma si tratta in parte di una fase transitoria tipica di un iniziale stadio successionale e delle caratteristiche eliofile delle specie subentrate nello strato dominato. Il *Corylus avellana*, invece, che è presente nella 70 non è stato ritrovato nelle particelle tagliate dal momento che la sua abbondanza probabilmente era stata favorita dalla gestione del passato. Il cerro, che rappresenta la principale specie del soprassuolo dominante, ha mostrato, dopo il taglio, difficoltà di rinnovazione in parte causata dalla crescente condizione di competizione in cui si viene a trovare in seguito alla sementazione, in particolare con il *Carpinus betulus*, che a due anni dal taglio costituisce il 43.9% della rinnovazione, e con l'*Acer campestre* (39.9%). Nella 97, però, questa situazione ha mostrato una tendenza ad invertirsi negli anni e la presenza del cerro diventa maggiore (29.8%) rispetto al carpino ma non rispetto all'acero la cui presenza resta alta e pressoché costante. Il problema della rinnovazione del cerro post-gestione è stato comunque segnalato anche per altri cerrete dell'Abruzzo e dell'Alto Molise (Ferretti, com. pers.). Riassumendo i dati sulla base dei risultati della PCA, la cronosequenza si può ricondurre a tre diverse forme o *facies* strutturali. Una prima forma, quella della particella non tagliata, che è tipica di un bosco strutturalmente povero e invecchiato, che deriva da un'intensa fase di gestione alla quale sono seguiti successivamente prima la conservazione, che ha portato comunque ad un miglioramento delle caratteristiche generali, e poi l'abbandono che oggi si prospetta come un rischio di indebolimento del soprassuolo a causa dell'alto rapporto ipsodiametrico. Una seconda forma strutturale è stata evidenziata per la 08 con un maggiore sviluppo delle piante in altezza differenziandola dalle altre particelle e che probabilmente determinerà una diversa dinamica di recupero dal disturbo dovuto al taglio. Infine, la 97 e la 06 hanno mostrato caratteristiche comuni sulla base dei valori del diametro come risposta alla maggiore disponibilità di risorse e a questo

si può aggiungere, come ulteriore parametro di distinzione, la progressiva chiusura delle chiome di cui si è discusso precedentemente.

4.1 Stima degli *stock* e dell'allocazione di carbonio in ecosistemi forestali

Il bilancio del carbonio è una relazione del tipo bilancio di massa che tiene conto degli ingressi (*input*), delle uscite (*output*) e dell'immagazzinamento (*storage*) del carbonio nei vari compartimenti del sistema biologico e del suo ambiente fisico (Matteucci, 1998). Lo *stock* di carbonio forestale, quindi, è una funzione della quantità di CO₂ che può essere fissata mediante la fotosintesi, come relazione tra l'accrescimento del soprassuolo e il suo tasso di respirazione ed i processi di decomposizione. Negli ecosistemi forestali i maggiori compartimenti di allocazione del carbonio sono la biomassa epigea, la biomassa ipogea, e il suolo. Questi rappresentano un'importante riserva di carbonio a breve e a lungo termine (Houghton, 2005) al punto che il miglioramento di tali serbatoi naturali è stato suggerito come strumento per ridurre i tassi elevati di anidride carbonica atmosferica per la mitigazione dei cambiamenti climatici (IPCC, 2001). L'IPCC ai fini della contabilizzazione ha suddiviso gli *stock* di carbonio in foresta in cinque componenti: la biomassa epigea, che comprende i fusti, i rami, le foglie e altre frazioni generalmente minori (frutti) del soprassuolo arboreo, e il sottobosco; la necromassa nella quale rientrano il residuo legnoso, le ceppaie e gli alberi morti (e.g. Whittaker e Woodwell, 1968; Long e Turner, 1975); la biomassa ipogea con le radici fini e grosse; la sostanza organica nel suolo e nella lettiera (SOM) (Johnson *et al.*, 2003; Oliver *et al.*, 2004). Il clima, l'età del soprassuolo e gli eventi di disturbo come gli incendi e i tagli, sono tutti fattori che determinano in maniera decisiva la capacità dell'ecosistema di sequestrare CO₂ (Hoen e Solberg 1994; Winjum *et al.*, 1998; IPCC 2000). In particolare per quanto riguarda la gestione, da numerosi studi emerge che lo *storage* di carbonio è influenzato principalmente dal trattamento, dalla durata del turno, dalla quantità di biomassa asportata e dal tipo di esbosco. Se si considerano le porzioni di *canopy* e di biomassa rimosse con il taglio, il grado di disturbo si può definire decrescente per le tipologie di gestione nel seguente ordine: taglio raso > tagli successivi > tagli saltuari > foresta non gestita / foresta primaria (Grigal, 2000; Marshall, 2000; Luyssaert *et al.*, 2008). A parità di governo e di trattamento, il confronto tra diversi siti gestiti è in ogni caso complesso a causa delle numerose variabili che entrano in gioco e che sono spesso legate alle caratteristiche stazionali e alle modalità di esbosco. A questo proposito si citano come esempio la variabilità della quantità di residuo legnoso rilasciato al suolo con il taglio (Liu *et al.*, 2003) o la quantità di radici e ceppaie morte che, decomponendosi, rilasciano carbonio sia nel suolo, sottoforma di sostanza organica, che in atmosfera sottoforma di CO₂. Molti degli studi svolti per la determinazione degli *stock*, sono stati comunque effettuati su cronosequenze di conifere in ecosistemi boreali (i.e. Peichl e

Arain, 2006; Kolari *et al.*, 2004). Una migliore comprensione delle potenzialità delle foreste quali serbatoi di carbonio, resta quindi un passo fondamentale per predire l'impatto delle pratiche di gestione e per contribuire alla messa in atto di nuove strategie per la riduzione della concentrazione della CO₂ atmosferica e anche per l'adattamento delle pratiche di gestione alle condizioni climatiche in mutamento. L'obiettivo del seguente capitolo è di: quantificare gli *stock* di carbonio nelle quattro particelle della cronosequenza di Feudozzo e nelle varie componenti e quantificare le differenze in funzione del tempo trascorso dagli interventi di gestione.

4.1.1 Biomassa epigea

Nel seguente lavoro di stima dello *stock* di carbonio epigeo, la biomassa è stata considerata come l'insieme di quattro componenti o strati che sono: soprassuolo dominante, soprassuolo dominato, strato di rinnovazione agamica e sottobosco. Il soprassuolo dominato è presente soltanto nella particella 70, poiché nel resto della cronosequenza è stato asportato con il taglio mentre lo strato di rinnovazione è presente solo nelle particelle a più di due anni dal taglio. Per la stima del soprassuolo arboreo sono stati usati: il metodo degli alberi modello per le piante adulte e i metodi distruttivi speditivi per i polloni. Infine per la determinazione della biomassa del sottobosco e della rinnovazione gamica è stato usato un Indice Volumetrico (Portè *et al.*, 2005).

4.1.1.1 Biomassa del soprassuolo arboreo e il metodo degli alberi modello

La quantità di carbonio immagazzinata nella biomassa epigea degli ecosistemi forestali della fascia temperata è in media di circa 105 tC ha⁻¹ (Saugier *et al.*, 2001). I fusti concentrano la maggior parte della quantità della biomassa aerea, rappresentando il 55 - 77% del totale dell'albero. I rami invece vanno dal 5% al 37% mentre le foglie e la corteccia rappresentano, rispettivamente, l'1-15% e il 16% del totale (Schoenenberger, 1984). Il contributo in percentuale delle diverse componenti dell'albero, dipende da fattori quali lo spazio, l'età, le caratteristiche stazionali e il trattamento selvicolturale (Pardè, 1980). Per la stima della biomassa epigea si fa ricorso in genere a uno dei seguenti metodi: i coefficienti di espansione della biomassa (*BEF*), le tavole dendrometriche e gli alberi modello. I coefficienti di espansione della biomassa sono stati calcolati da campionamenti a grossa scala e sono stati indicati come metodo di stima dall'IPCC solo in caso di mancanza di dati inventariali. Le tavole dendrometriche, invece, derivano da misure distruttive in seguito all'abbattimento di alberi modello che consentono di stimare il volume a partire da variabili come il diametro e l'altezza. I modelli usati per la stima della biomassa, come le tavole e loro relative equazioni allometriche, utilizzano la relazione esistente

tra le dimensioni dell'albero e il peso secco delle sue componenti. Per le fustaie di cerro dell'Alto Molise sono disponibili due tavole dendrometriche:

- Tavola dendrometrica locale ad una sola entrata, valevole per piante di cerro adulte o di età più avanzata cresciute in fustaie coetanee trattate a tagli successivi, nei comuni di Carovilli, Agnone, S. Pietro Avellana, Trivento, Pietrabbondante, Chiauci, Vastogirardi e Castel del Giudice, costruita sulla base di 778 osservazioni (Antoniotti, 1950).

- Tavola dendrometrica locale ad una sola entrata dell'acero campestre cresciuto associato alle fustaie di cerro, faggio e abete bianco nei boschi dei Comuni di Vastogirardi, S. Pietro Avellana, Pescopennataro, Agnone e Campobasso, costruita sulla base di 289 osservazioni (Antoniotti, 1950).

Questo metodo è stato ideato perché, fin dalle prime osservazioni, si era notato che la variazione della massa era estremamente correlata alla variazione del diametro. Comunemente, le equazioni dei diversi modelli di regressione utilizzate, danno coefficienti di determinazione (R^2) superiori a 0.9- 0.95 e, quindi, rappresentano uno strumento molto preciso di stima. Dal momento però che i tratti allometrici di una pianta sono influenzati da numerose variabili ambientali, la validità dei modelli resta, molto spesso, confinata al sito per il quale sono stati messi a punto (Anfodillo *et al.*, 2006). Pertanto, allo scopo di ottenere una minore incertezza sul dato finale della biomassa epigea del sito di Feudozzo, è stata determinata una nuova equazione allometrica sulla base di 10 alberi modello abbattuti in occasione delle operazioni del taglio di sementazione del Luglio 2009.

4.1.1.2 Rinnovazione agamica, gamica e sottobosco

Un'altra componente della biomassa epigea è la rinnovazione di origine agamica che si sviluppa sulle ceppaie a partire da un anno dal taglio. Questa caratteristica è tipica delle latifoglie e per le querce in particolare nel periodo giovanile (Giovannini *et al.*, 1992). Le ultime operazioni di taglio della cerreta di Feudozzo sono avvenute nello scorso Luglio e già nel periodo della ripresa tardo estiva si sono osservati i primi ricacci. Secondo molti autori, l'intensità del ricaccio delle ceppaie è strettamente correlata con la vigoria dell'individuo prima del taglio (Johnson, 1975; Johnson *et al.*, 2002; Bianchi e Giovannini, 2006) quindi, le ceppaie che hanno la tendenza a ricacciare di più, sono quelle delle matricine più vigorose che, nel caso della cerreta di Feudozzo, sono state rilasciate dal turno precedente. Nelle particelle 06 e 97, infatti, i ricacci delle ceppaie

ancora vitali hanno formato uno strato che ha raggiunto tra i due metri di altezza (06), con valori sino a 4 - 5 m per la 97.

Anche la vegetazione del sottobosco può fornire un notevole contributo al ciclo del carbonio (Whittaker e Woodwell; 1968; Long e Turner, 1975) sia in termini di *stock*, sia che come produzione annuale di lettiera che può arrivare fino al 4 - 30% della produzione di lettiera totale (Hughes, 1970). Dupouey e colleghi (2000) hanno stimato lo *stock* medio di carbonio del sottobosco delle foreste francesi ottenendo un valore pari al 4%, che corrisponde a 2.5 t C ha^{-1} in media. Per la stima della biomassa del sottobosco, i metodi più frequentemente utilizzati si basano sulla misura della percentuale di copertura e dell'altezza delle piante (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974; Hermy 1988; Chiarucci *et al.*, 1999). Armand e colleghi (1993) hanno stabilito una relazione che permette di stimare la biomassa individuale degli arbusti, considerando il volume di spazio che essi occupano. Molti autori hanno riscontrato un'elevata relazione tra la percentuale di copertura e la biomassa di molte specie (Alaback, 1987; Jonasson, 1988; Yarie e Mead 1989; Chiarucci *et al.*, 1999; Röttgermann *et al.*, 2000). Portè *et al.* (2005) hanno proposto l'uso di un indice volumetrico (IV) come indicatore della biomassa. L'IV, usato nel presente lavoro, è un indice che permette di stimare la biomassa delle specie erbacee e arbustive e del novellame, a partire dalla misura della percentuale di copertura e dall'altezza media ponderata delle piante (Portè *et al.*, 2005; Mukkonen *et al.*, 2006).

4.1.2 Biomassa ipogea

Negli ultimi decenni il livello di conoscenza acquisita in merito ai *pool* di carbonio della biomassa epigea è aumentato ma lo stesso non si può dire delle stime dello *stock* e della quantità di carbonio allocata nella parte ipogea degli ecosistemi forestali (Mokany *et al.*, 2006). Nonostante le radici rivestano un ruolo importante nel ciclo del C, a causa dell'onerosità del loro campionamento, sia da un punto di vista di fattibilità di lavoro che di tempo impiegato, lo *stock* della componente radicale resta ancora non ben quantificato (Metcalf *et al.*, 2007). Le radici costituiscono circa il 27% del carbonio totale di una foresta con, in media, valori di 28.5 t C ha^{-1} (Anfodillo *et al.*, 2006). Alcune radici possono estendersi a gran profondità, ma la maggior parte della biomassa radicale totale si trova nei primi 30-50 cm della superficie del suolo (Jackson *et al.*, 1996). Le dinamiche del carbonio organico nel suolo restano comunque elevate solo nei primi strati del profilo (0-20 cm), soprattutto negli orizzonti organici e nei primi orizzonti minerali (Lasserre, 2006). Le modalità con cui si compiono queste dinamiche dipendono da fattori quali le specie e la sua tendenza eliofila o sciafila, l'età del popolamento (Walters *et al.*, 1993), il livello di disturbo (Johnson, 1992) e le caratteristiche stazionali (es. fertilità). Per la

stima della biomassa ipogea, nel seguente lavoro, è stato utilizzato il *root/shoot ratio* ovvero il rapporto tra la biomassa epigea e quella ipogea dell'ecosistema forestale (Vogt *et al.*, 1996; Mokany *et al.*, 2006) che partendo da un minimo di 0.20 per le faggete può arrivare, in media, a 0.3 per le foreste di conifere, 0.43 per le piantagioni di eucalipto, fino a 0.62 per le formazioni di macchia (Vitullo *et al.*, 2007). Per quanto riguarda le cerrete il rapporto *root/shoot* riportato è pari a 0.24 sia per i cedui che per le fustaie.

4.1.3 Lettieria

Lo strato di lettiera che si accumula al suolo (*stock*) e, successivamente, nell'orizzonte organico costituisce, tra le altre funzioni, il substrato per la vita della microfauna e dei microrganismi del suolo i quali, frazionando e decomponendo la lettiera, metabolizzano i nutrienti e li rendono disponibili per le piante. Le corrette dinamiche della lettiera sono quindi essenziali per il mantenimento dell'equilibrio all'interno delle foreste ed è anche per questo che il *turnover* di lettiera è considerato uno tra i processi più importanti (Yang *et al.*, 2005).

Lo *stock* di lettiera comprende invece i detriti vegetali come le foglie più o meno distinte, le ghiande, i frutti, piccoli rametti e materiale vegetale che si trova negli strati più superficiali del terreno e che subisce un intenso processo di degradazione da parte della pedofauna (Barreca *et al.*, 2008). Nel presente lavoro la componente legnosa è stata esclusa dai campioni raccolti poiché già precedentemente campionata con i rilievi per la necromassa (par. 4.1.4) e includerla anche in questa sede, significava effettuare un doppio conteggio e sovrastimarne la sua reale quantità. Inoltre non è stata effettuata una separazione delle ghiande come nel caso del campionamento della produzione (*input*) (par. 4.2.2) poiché, una volta al suolo, le ghiande sono difficilmente quantificabili come *stock*. Spesso accade, infatti, che vengano spostate su lunghe distanze dalla mesofauna del bosco, così come rimosse dal pascolamento degli ungulati: in pratica un reale *stock* di questa componente è fortemente influenzato dal periodo di campionamento. Un simile errore di campionamento si può verificare anche nelle cerrete in pendenza dove le ghiande si accumulano lungo il pendio in funzione della loro caratteristica barocoria (Ducci *et al.*, 2006).

4.1.4 Necromassa

La necromassa è stata definita dal *Global Forest Resources Assessment 2005* come tutta la biomassa legnosa non vivente, non contenuta nella lettiera, sia essa in piedi, a terra o nel suolo (Morelli *et al.*, 2007). Il legno morto viene suddiviso in: alberi morti in piedi, ceppaie morte, detrito legnoso grosso (CWD, dal termine inglese *Coarse Woody Debris*) e detrito legnoso fine

(FWD, dal termine inglese *Fine Woody Debris*). Anche la necromassa, come la lettiera (par. 4.1.3), rappresenta un punto di passaggio dallo *stock* di carbonio della componente epigea al suolo seppure con periodi di *turnover* più lunghi. Con la progressiva decomposizione per opera della meso e microfauna del suolo, dei funghi e dei batteri, il carbonio viene rilasciato in parte in atmosfera sottoforma di CO₂ (Cap. 5) e in parte nella sostanza organica del suolo (SOM) (par. 4.1.5). Il lento rilascio graduale di nutrienti al suolo favorisce la formazione di humus e la fertilizzazione del bosco, aumentandone la produttività totale, con influenze positive sulla rinnovazione naturale (Kutnar *et al.*, 2002). Inoltre la presenza di necromassa facilita la conservazione del suolo e il miglioramento della stabilità dei versanti. In questo quadro di multifunzionalità del legno morto, non è da tralasciare infine, la sua funzione di conservazione della biodiversità che si esplica sia attraverso la disponibilità di substrato e fonte di energia per gli organismi saproxilici, sia per la creazione di microhabitat favorevoli alla sopravvivenza di molte specie animali e vegetali (Humphrey *et al.*, 2004; Marchetti e Lombardi, 2006). Per questo ruolo, la necromassa viene considerata importante nella GFS sia per gli aspetti quantitativi come *pool (stock)* di carbonio che per i suoi aspetti qualitativi come indicatore nel criterio 4 (Linee guida operative della GFS) (MCPFE, 2007).

Le variabili campionate per la stima dello *stock* sono il volume e la classe di decomposizione. Quest'ultima variabile fornisce informazioni riguardo allo stato di invecchiamento della struttura legnosa che può essere messo in relazione con il tempo passato al suolo, mediato dalle condizioni stagionali e climatiche (a parità di tempo, la decomposizione procede più velocemente in ambienti umidi e caldi). La velocità di decomposizione può essere assai varia e, in particolare per le querce è molto lenta e può impiegare dai 45 fino ai 90-100 anni per la completa decomposizione (La Fauci, 2006). La velocità dipende da fattori come: le dimensioni del materiale legnoso, le caratteristiche stagionali (altitudine, esposizione, microclima) o la varietà e la consistenza della comunità vivente dei decompositori (Marziliano *et al.*, 2009). Un'elevata frequenza di classi alte (legno in stato di avanzata decomposizione) è indicativa di uno stadio di naturalità e/o di assenza di gestione. Mentre le classi più basse si ritrovano in popolamenti giovani o recentemente tagliati o in seguito ad eventi meteorici particolari (schianti da vento o neve). I fattori che determinano l'accumulo della necromassa sono principalmente i fattori climatici e la gestione. Le condizioni climatiche possono accelerare o rallentare i fenomeni di decomposizione come è emerso da un lavoro effettuato negli Stati Uniti, su scala regionale, nel quale è stato osservato che gli *stock* di carbonio di CWD e FWD sono positivamente correlati con l'umidità e negativamente con la temperatura massima e minima e con l'evapotraspirazione (Woodall e Liknes, 2008). In condizioni climatiche ottimali, all'aumentare della produttività del

bosco, aumentano anche, in maniera sincrona, l'accumulo di necromassa e la sua decomposizione. In occasione di eventi climatici estremi (trombe d'aria, forte vento), come per la lettiera, si possono verificare aumenti della caduta di rami e degli schianti delle piante strutturalmente indebolite. A questo proposito, anche la neve gioca un ruolo di "selezione naturale" sulle strutture con minore vigoria. Infine, un ultimo fattore che influisce positivamente sulla velocità di decomposizione, è il regolare passaggio del bestiame che con il calpestio frantuma i pezzi al suolo favorendo l'aggressione da parte degli agenti climatici e dei decompositori (Marziliano, 2009).

4.1.4.1 La necromassa e la gestione forestale

La presenza del legno morto è connessa con l'intensità degli interventi selvicolturali e alle modalità di realizzazione del taglio (Marchetti e Lombardi, 2006). In generale lo *stock* della necromassa nelle foreste gestite può variare tra il 2 ed il 30% di quello misurato in foreste a libera evoluzione (Marchetti e Lombardi, 2006). I risultati che riguardano la relazione tra accumulo, decomposizione di necromassa e gestione sono comunque ancora insufficienti e contrastanti (Woodall e Liknes, 2008) e decisamente mancanti per quanto riguarda i boschi dell'area mediterranea (La Fauci *et al.*, 2006).

In passato, secondo i canoni classici della selvicoltura tradizionale, la presenza di alberi morti in bosco rappresentava un fenomeno di disturbo (La Fauci *et al.*, 2006) ed era inoltre abitudine diffusa quella di bruciare le ramaglie ed i residui delle attività di taglio per ridurre al minimo la presenza di ostacoli fisici alle attività selvicolturali (Marchetti e Lombardi, 2006). Ancora oggi, spesso, si tende a rimuovere gran parte della necromassa al suolo, in particolare quella prodotta con il taglio, soprattutto nei cedui. Nella cerreta di Feudozzo, in seguito al taglio del Luglio 2009, sono stati asportati tutti gli alberi morti e il residuo grosso (CWD) è stata raggruppato in fascine per essere venduto come combustibile per forni a legna.

Nel mondo forestale è comunque tuttora in corso un dibattito per mettere a punto delle prescrizioni selvicolturali che riguardino la quantità di legno morto da rilasciare con l'esbosco. Infatti, se da un lato la necromassa è importante per tutto ciò di cui si è discusso sopra, dall'altro essa può rappresentare un facile combustibile per gli incendi boschivi e può comportare l'incremento della diffusione di fitopatologie. Secondo lo studio di La Fauci e colleghi (2006) per salvaguardare gli obiettivi di conservazione e incremento della biodiversità e quelli legati al rischio fitosanitario e al rischio di incendi, bisogna trovare un compromesso, che va valutato di volta in volta, sulla base di considerazioni ecologiche ed economiche, e tenendo presente che essa sarà quantitativamente differente a seconda del tipo di popolamento forestale e del suo

stadio di sviluppo, della forma di governo (ceduo o fustaia). Vallauri *et al.* (2002) riportano come quantitativo minimo per le foreste francesi valori pari ad almeno $15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nel medio periodo, oppure uguale a circa un terzo della necromassa mediamente presente nei boschi della stessa specie ma non gestiti. Un bosco maturo invece dovrebbe contenere dai 40 ai $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ di necromassa ben distribuita tra legno morto in piedi e legno morto a terra. Un dato simile è stato trovato da Piovesan *et al.* (2005) nella foresta vetusta di Val Cervara (AQ) con più di $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

4.1.5 Sostanza organica del suolo (SOM) e contenuto di azoto

Le riserve di carbonio del suolo rappresentano circa il 75% del C terrestre totale (Henderson, 1995) e contengono circa 787 Gt di C (WBGU, 1998). In particolare, nei suoli forestali delle regioni temperate, si trovano valori compresi tra 60 (Arrouays *et al.*, 1999) e 93 tC ha^{-1} (Rodeghiero, 2006). La fase solida del suolo è composta da una parte minerale e da una organica. La struttura minerale rappresenta la componente principale dei suoli ed è costituita dai minerali primari, che derivano dalla disgregazione del substrato roccioso, e dai minerali secondari che sono di nuova formazione e sono rappresentati principalmente dalle argille e dagli idrossidi. La sostanza organica (SOM), invece, è formata dai residui vegetali e animali in decomposizione e dalle sostanze umiche (Violante, 2002). Nelle foreste, la SOM è data dalla relazione tra la quantità di lettiera (epigea ed ipogea) e legno morto prodotto (par. 4.1.4) e dai relativi tempi di decadimento (Liski *et al.* 2002). Il tempo di ritorno in atmosfera della sostanza organica decomposta sottoforma di CO_2 , può variare lungo tutto il profilo pedologico da diversi anni a secoli (Parton *et al.*, 1987). I *pool* di carbonio vengono definiti labili o stabili in base al loro tempo di residenza nella SOM. Circa 80 –160 Pg C si trovano nei *pool* labili con tempi di residenza di pochi anni (Matthews, 1997) mentre 200–300 Pg C sono accumulati in *pool* stabili con *turnover* di centinaia o migliaia di anni (Allen *et al.*, 2000; Luo *et al.*, 2001). I suoli rappresentano una risorsa di sostanze nutritive, regolano la disponibilità di acqua e influenzano la produttività del bosco e la distribuzione delle specie (Larson e Pierce, 1991). Il rapporto tra carbonio e azoto (C/N) fornisce un'indicazione della fertilità del suolo e il grado di tendenza alla mineralizzazione dei residui vegetali e delle macromolecole umiche, operata dalle comunità edafiche. Per la generale costanza del contenuto di carbonio nei tessuti vegetali e animali, il valore del rapporto C/N risulta inversamente proporzionale alla percentuale di azoto. Tenuto conto che l'attività microbica viene esaltata dalla disponibilità di azoto, saranno maggiormente suscettibili di completa decomposizione i materiali organici per i quali minore è il valore di C/N. I residui con valore del rapporto C/N inferiore a 20 possono soddisfare le esigenze delle entità

biotiche e, per la rapida mineralizzazione e conseguente liberazione di nutrienti, contribuire alla nutrizione delle piante. I materiali organici con valore del rapporto C/N maggiore di 30, non fornendo adeguate quantità di azoto, costringono i microrganismi ad utilizzare per la produzione di biomassa tutte le forme azotate $[\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-]$ disponibili nel suolo, potendo indurre temporanee difficoltà nutrizionali per le piante. Le sostanze umiche, invece, anche presentando quantità assolute di carbonio e azoto variabili, hanno, nei diversi ambienti climatici, valori del rapporto C/N praticamente costanti. Nei suoli incolti e coltivati delle zone climatiche umide, realizzandosi nel tempo condizioni di equilibrio, per lenta mineralizzazione delle macromolecole umiche che bilancia le perdite di carbonio e azoto, il rapporto C/N si stabilizza intorno a valori compresi tra 10 e 12 (Violante, 2002). La quantità di SOM varia con il tipo di ecosistema, con l'aumento del livello medio di precipitazioni annuale, con l'abbassamento delle temperature minime annuali, con i residui delle operazioni di esbosco e l'intensità del taglio, con il tipo di vegetazione (Gifford, 2002) e con elevati tenori di argilla. Per quanto riguarda la gestione, in letteratura si ritrovano numerosi lavori (i.e. Sanchez *et al.*, 2006; Sah e Ilvesniemi, 2006) e meta analisi (Johnson, 1991; Johnson e Curtis, 2001) sugli effetti dei tagli sulla variazione quantitativa (contenuto C e N) e qualitativa (compattezza e stratificazione) della SOM. In situazioni comparabili di substrato, i suoli delle foreste non gestite rispetto a quelli di boschi gestiti sono più stratificati, porosi, e caratterizzati da una minore densità (*bulk density*) e compattezza. La compattazione e la perdita della stratificazione sono effetti del taglio che a lungo termine operano un impatto negativo sulla crescita delle radici (Froehlich *et al.*, 1985) e sono anche conseguenza del passaggio di mezzi meccanici in bosco durante le operazioni di taglio. I risultati verso cui convergono la maggior parte dei lavori è che, in generale, la gestione non provoca sostanziali cambiamenti di SOM (Mund, 2004), ad eccezione dei tagli intensivi come il taglio raso con il quale si asporta tutta la biomassa epigea. In quest'ultimo caso, i danni risultano anche maggiori nelle situazioni in cui sono state utilizzate pratiche quali la fertilizzazione con azoto o i fuochi prescritti. La fertilizzazione, infatti, provoca un aumento della quantità di carbonio del suolo nella sua porzione superficiale mentre i fuochi prescritti determinano una maggiore predisposizione del suolo all'erosione. Il periodo di recupero della foresta può arrivare fino a 14-20 anni in caso di taglio raso (e.g. Cohen *et al.*, 1996; Schulze *et al.*, 1999). Subito dopo tagli intensivi, sono stati osservati impoverimento e lisciviazione della parte più superficiale del suolo e il danno è risultato tanto maggiore quanto minore era il contenuto di carbonio di partenza. Un caso particolare è stato quello delle foreste in cui era stata effettuata una lavorazione preventiva del suolo, per evitarne un eccessivo compattamento con le operazioni di esbosco. In questi ultimi casi gli effetti dannosi del taglio sono risultati minori. Sanchez e colleghi (2006) comunque,

precisano che per capire più a fondo le dinamiche dei suoli, è necessario studiare le relazioni che esistono tra gli strati più superficiali e quelli più profondi. In letteratura, infatti, è generalmente accettata la tesi che gran parte del carbonio sia pressoché inerte ed abbia la possibilità di restare immagazzinata nel suolo per centinaia e migliaia di anni (Tedeschi, 2007). La teoria del *priming effect* o effetto innesco, applicata ai suoli forestali, riapre il dibattito sulla reale stabilità dei *pool* a lungo termine (Tedeschi, 2007). Fontaine *et al.*, (2007) hanno osservato che l'apporto di sostanza organica fresca negli strati più profondi del suolo, favorisce il metabolismo delle comunità edafiche che vivono a queste profondità, incrementando il tasso di respirazione e di decomposizione dei *pool* stabili. Quindi, i processi che portano al seppellimento di una parte del suolo, sono gli stessi che lo proteggono dalla decomposizione, rendendolo stabile per millenni e ciò significa che cambiamenti di uso del suolo che favoriscono la redistribuzione verso il basso della sostanza organica, possono comportare perdite del carbonio presente nei *pool* stabili (Fontaine *et al.* 2007).

4.2 Stima della produzione primaria netta (NPP)

In seguito al taglio si assiste ad un aumento della disponibilità dei nutrienti (acqua, luce, azoto) per le piante rilasciate che si traduce principalmente in un incremento dei diametri, delle chiome e dell'apparato radicale. La produttività primaria netta (NPP), viene suddivisa in produzione epigea (ANPP, *Aboveground Net Primary Production*) e produzione ipogea (BNPP, *Belowground Net Primary Production*) e varia, su grossa scala, in funzione delle precipitazioni e della temperatura. A livello di ecosistema, invece, sono state trovate relazioni tra l'ANPP e il contenuto idrico e di azoto del suolo (Newman *et al.*, 2006). Le strutture ipogee, ed in particolare le radici fini, possono rispondere in maniera diversa rispetto a quelle epigee in relazione alla disponibilità di risorse del suolo, questo perché, in caso di scarsità di nutrienti, l'allocazione avviene prevalentemente nelle strutture maggiormente limitate (Chapin *et al.*, 1990). Un metodo per la stima dell'allocazione ipogea è il TBCA (*Total Below Carbon Allocation*) che comprende però il totale del carbonio allocato nel suolo e quindi, oltre alla componente radicale grossa e fine, anche la sostanza organica e la respirazione delle radici e pertanto può essere stimato a partire dalla respirazione del suolo e dalla produzione di lettiera (par. 4.2.2). La dinamica di questi fenomeni determina la lunghezza del periodo di tempo che il bosco impiega per riconvertirsi da *source* a *sink* (Scott *et al.*, 2004).

4.2.1 Incrementi diametrici del soprassuolo

Oltre agli *stock*, per la biomassa epigea è importante anche quantificare il carbonio che il soprassuolo immagazzina annualmente. Nelle regioni a clima temperato, durante il periodo della stagione vegetativa, le piante arboree accrescono il diametro del tronco nella parte esterna. Per valutare tali incrementi, uno dei metodi più usati è l'analisi delle carote estratte dal fusto all'altezza del dbh, dalle quali è possibile determinare la sequenza degli anelli annuali. Tali anelli sono spesso caratterizzati da bande a diversa densità e colorazione. Il legno tendenzialmente più chiaro è detto anche primaverile o primaticcio ed è caratterizzato dalla presenza di vasi di grosso diametro con pareti sottili per favorire un maggior passaggio di linfa in una fase ad elevato tasso di crescita (tessuto conduttore). Il legno più scuro, invece, è detto estivo o tardivo ed è formato da vasi di diametro inferiore e pareti più spesse e subentra verso la fine della stagione vegetativa quando nelle piante prevale l'esigenza di rafforzare i tessuti (tessuto meccanico) e i tassi di accrescimento diminuiscono (La Marca, 2004). L'ampiezza degli anelli non è sempre costante, ma è influenzata da diversi fattori quali: la specie, la stazione (fertilità, esposizione, pendenza, altitudine), il clima, la densità del soprassuolo, l'eventuale presenza di patologie, i danni meteorici e la gestione. Alberi della stessa specie, cresciuti nella stessa area climatica, o sottoposti alla stessa gestione, possono comunque presentare analoghe variazioni negli spessori anulari relativi ai medesimi anni. Per incremento diametrico si intende l'incremento corrente (annuo) di diametro di un fusto arboreo in corrispondenza della sua sezione a petto d'uomo (La Marca, 2004). L'esame della successione degli accrescimenti annuali permette di stimare gli incrementi di diametro, dell'area basimetrica e del volume delle piante e di mettere in relazione queste variabili con il clima e con gli eventi di taglio. Gli incrementi si possono determinare su base annuale (incremento corrente), definiti come incrementi periodici o come media di più anni successivi e in questo caso, il valore medio annuale, si definisce incremento medio.

4.2.2 Produzione di lettiera

Carbonio e nutrienti vengono trasferiti dalla biomassa epigea al suolo tramite la caduta di lettiera (*input*). Le piante producono una quantità mutevole di foglie, di frutti e di rami in un periodo di tempo che può essere stagionale, come per le latifoglie decidue, o annuale, nel caso delle conifere e delle latifoglie sempreverdi. La variabilità è dovuta al fatto che la biomassa fogliare dipende dalla struttura del popolamento e che risente fortemente degli stress dovuti a fattori biotici o abiotici (Bray e Gorham, 1964). Questo meccanismo è fondamentale nel regolare il ciclo dei nutrienti e per mantenere il livello di fertilità nei suoli forestali (Yang *et al.*, 2003). Le componenti principali dell'*input* della lettiera epigea del cerro sono foglie, rami e ghiande. La diversificazione della quantità totale in queste tre componenti dipende da fattori quali la

posizione sociale della pianta (Ducci *et al.*, 2006), lo stadio di maturità raggiunto, la densità del popolamento (Yang *et al.*, 2005), la specie, le condizioni climatiche e la gestione (La Marca e Notarangelo, 2009).

In generale la biomassa della chioma arborea sembra essere più sensibile ai fattori di disturbo delle altre componenti della pianta al punto tale che la produzione di lettiera e l'indice di area fogliare sono stati utilizzati come bioindicatori in programmi di monitoraggio forestale a lungo termine (Cutini, 1998; Cutini, 2002). Nel caso del campionamento della produzione, invece, la ghianda rimane all'interno della trappola di raccolta e in tale caso l'errore nella stima dipende strettamente dal numero e dalla disposizione delle trappole. Lo stesso vale per la porzione legnosa della lettiera (rami e piccoli rami) che, escludendo i casi di condizioni meteorologiche sfavorevoli come il vento forte, cadono sempre nella zona limitrofa alla pianta da cui si distaccano. Diverso è invece il caso delle foglie la cui dispersione avviene sempre su ampie aree (Rothe e Binkley, 2001). In genere il numero e la grandezza delle trappole per sito viene stabilito in base alla densità del soprassuolo e all'omogeneità della copertura (Mund, 2004).

I picchi di caduta di lettiera in cerreta si registrano principalmente durante i mesi di Ottobre, Novembre e Dicembre (Wang *et al.*, 1998), questo perché le basse temperature stimolano la sintesi dell'acido abscissico (Yang *et al.*, 2003). In cerreta, comunque, una minima quantità di foglie e di piccoli rami, può essere raccolta durante tutto l'anno, dal momento che questa specie ha la caratteristica di conservare attaccate una parte delle foglie morte e di perderle gradualmente fino all'inizio della stagione vegetativa successiva. Altre cadute di lettiera al di fuori dei mesi autunnali si possono registrare in concomitanza di eventi meteorologici particolari che possono portare anche al distacco dei rami più grossi. Le perule delle gemme e gli amenti fiorali, che costituiscono componenti minori dell'*input* di lettiera, vengono disperse nel periodo primaverile e sono di difficile quantificazione, sia per l'esigua quantità che rappresentano rispetto al totale della lettiera, sia per l'elevata velocità di decomposizione. Per campionare queste componenti, bisogna raccoglierle dalle trappole subito dopo la loro caduta o comunque prima di un evento di pioggia che in tal caso comporterebbe un rapido deperimento favorito dall'accumulo di umidità nelle trappole.

4.2.3 Produzione ipogea

Le piante allocano il carbonio nella componente radicale per la produzione di radici grosse o strutturali, di radici fini, e in parte minore, per la secrezione di essudati (Raich e Nadelhoffer, 1989). Le radici strutturali contengono circa il 10- 20% della biomassa totale aerea mentre da stime di produzione di radici fini in foreste dominate da *Pinus spp.*, è emerso che queste

costituiscono approssimativamente il 22-25% di C allocato nel sottosuolo (Lasserre, 2006). Per la stima dell'allocazione del carbonio alla componente ipogea, in molti studi sono state utilizzate variabili *proxy* quali la differenza fra tassi annuali di respirazione del suolo e caduta di lettiera epigea (Raich e Nadelhoffer, 1989; Davidson *et al.*, 2002; Mokany *et al.*, 2006; Tognetti e Marchetti, 2006). Il TBCA (*Total Belowground Carbon Allocation*) include la produzione di radici grosse e fini, la loro respirazione, il carbonio rilasciato con gli essudati radicali e il carbonio utilizzato dalle micorrize (Raich e Nadelhoffer 1989; Giardina e Ryan 2002; Litton *et al.*, 2007). Da alcuni autori è stato stimato pari a circa il 30% del carbonio totale dell'ecosistema (Ryan *et al.*, 1997; Gower *et al.*, 1996), fino al 61% (Law *et al.*, 1999) nei siti con elevata fertilità e disponibilità delle risorse idriche. Per quanto riguarda, invece, la respirazione delle radici e gli essudati radicali, così come la misura del C presente nelle micorrize, i dati in letteratura sono quasi assenti (Giardina e Ryan, 2002) anche se, secondo uno studio di Ekblad e Hogberg (2001), la respirazione radicale può contribuire alla respirazione totale anche per il 50%. L'equazione di stima del TBCA si basa sulla teoria della conservazione di massa. Considerando come limite superiore dello strato ipogeo la parte più esterna della lettiera, secondo la teoria della conservazione di massa, gli *output* della componente ipogea devono essere uguali agli *input* meno qualunque cambiamento che avviene a livello di *storage* in un intervallo di tempo definito. Quindi la quantità di carbonio rilasciato dalle radici, dalla componente minerale del suolo e dallo strato di lettiera attraverso i meccanismi di decomposizione e respirazione (F_S), o attraverso l'erosione e la liscivazione (F_E), deve essere uguale alla somma della quantità di lettiera (rami, frutti e foglie) che viene prodotta dall'ecosistema (F_A) più gli *input* ipogei (e.g. produzione di essudati, produzione di radici fini e di micorrize), meno le variazioni delle quantità di carbonio stoccate per unità di tempo (Δt) (Giardina *et al.*, 2002):

$$F_S + F_E = TBCA + F_A - \Delta[C_S + C_R + C_L]/\Delta t$$

dove C_S è il carbonio minerale del suolo, C_R è il carbonio delle radici grosse e fini e C_L è il carbonio dello strato di lettiera. Pertanto, il TBCA è uguale alla differenza tra i flussi di respirazione dal suolo (F_S e F_E), dallo strato di lettiera (F_A) e la variazione degli *stock* ipogei (C_S , C_R e C_L) nel tempo:

$$TBCA = F_S + F_E - F_A + \Delta[C_S + C_R + C_L]/\Delta t$$

Le obiezioni sollevate in merito all'incertezza e all'errore che può derivare dall'utilizzo di questo metodo sono principalmente tre:

- la stima delle componenti C_S , C_R e C_L e della loro variazione nel tempo è complicata ed è soggetta ad errore;
- la misura di TBCA come somma delle componenti porta anche alla somma degli errori delle singole componenti;
- l'assunzione di partenza per l'uso di questa metodologia è che l'ecosistema si trovi in uno stato di equilibrio in cui le entrate dovute all'*input* di lettiera siano uguali alle uscite dovute al tasso di respirazione per la decomposizione degli *stock* ipogei ($C_S - C_R - C_L = 0$), non sempre può risultare corretta.

Raich e Nadelhoffer (1989), hanno effettuato un'analisi sui dati di respirazione del suolo e dell'*input* di lettiera misurati in aree geografiche sparse in tutto il mondo e, assumendo a priori la condizione di stabilità degli ecosistemi studiati, hanno dimostrato come la componente C (C_S , C_R e C_L) sia trascurabile rispetto agli altri termini dell'equazione per il TBCA. Inoltre hanno riportato un'ottima relazione tra le variabili di respirazione e di produzione, secondo la quale $F_S + F_E = 130 + 2.92 * F_A$ ($R^2 = 0.71$ e $p < 0.01$). Lo stesso lavoro è stato ripetuto da Davidson *et al.* (2002) 13 anni dopo (figura 1), alla luce delle nuove misure di respirazione del suolo effettuate dal progetto Ameriflux (Baldocchi, 1997).

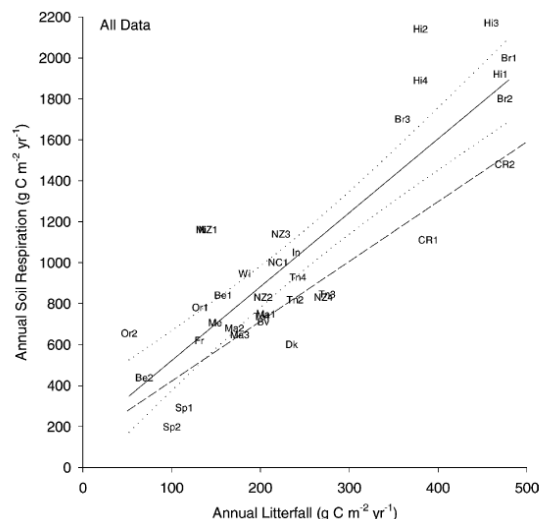


Figura 1: confronto dei risultati dell'analisi di regressione di Reich e Nadelhoffer (1998) (linea tratteggiata) e di Davidson *et al.*, (2002) (linea continua) dal quale emerge che l'apporto annuale di lettiera è in media 1/3 della respirazione del suolo (tratta da Davidson *et al.*, 2002)

I risultati di Raich e Nadhoffer sono stati riconfermati dalla relazione significativa osservata, secondo la quale $F_S + F_E = 161 + 3.61 * F_A$ ($R^2 = 0.73$ e $p < 0.01$) (Davidson *et al.*, 2002). Queste analisi, su scala mondiale, giungono alla conclusione che il TBCA è in genere uguale ad almeno due volte la produzione di lettiera epigea e che l'assunzione $C_S - C_R - C_L = 0$ può essere utilizzata con un margine di errore minimo, meno del 3% in uno studio effettuato da Giardina *et al.* (2002).

Quindi se F_S e F_E corrispondono alla respirazione del suolo (R_s) e F_A alla produzione di lettiera, allora l'equazione può essere semplificata in:

$$TBCA = R_s - F_a$$

Un ulteriore aggiornamento sui dati di respirazione e caduta di lettiera è stato effettuato più recentemente da Tognetti e Marchetti (2006). Gli autori hanno aggiunto nuove misure, presenti nella letteratura più recente, di respirazione del suolo e di caduta di lettiera, separando nell'analisi a scala globale le foreste mature dalle formazioni giovani. Le foreste giovani hanno mostrato una regressione più ripida rispetto a quelle mature indicando come, in questi ecosistemi, l'allocatione ipogea totale di C (inclusa la respirazione), sia proporzionalmente maggiore rispetto a boschi maturi. Il risultato del lavoro citato riapre comunque il discorso relativo alla difficile definizione di stato stazionario per le foreste giovani (Tognetti e Marchetti, 2006) ed in particolare di quelle recentemente sottoposte ad interventi di gestione; gli stessi autori, infatti, affermano che la relazione statistica, derivata usando bilanci forestali del C, ha un valore per analisi a scala globale, ma non sempre riesce a trovare applicazione per analisi a livello di sito. Allo stesso tempo, dovrebbe essere anche valutata a scala minore, per identificare come variano i modelli d'allocatione del C nelle foreste in funzione dell'età del bosco, della composizione specifica, e delle pratiche di gestione (Tognetti e Marchetti, 2006).

4.3 Materiali e metodi

4.3.1 Metodi di campionamento della biomassa epigea

4.3.1.1 Alberi modello

Sulla base dei dati della martellata effettuata in occasione dell'utilizzazione del 2008 (tabella 1), sono state selezionate 10 piante rappresentative delle diverse classi diametriche (cd). Tra le piante destinate al taglio, in accordo con la ditta aggiudicatrice del lotto boschivo, sono stati scelti 10 cerri, di cui due per le classi diametriche 20, 30 e 35 e uno per le restanti classi. Non è

stato possibile selezionare piante nelle classi 50 e 55 poiché tali diametri sono stati in gran parte rilasciati con il taglio e i pochi cerri martellati presentavano difetti di crescita o scarsa vitalità e pertanto non sono stati ritenuti rappresentativi e comunque adatti al ruolo di albero modello.

classi diametriche della martellata del 2008	N di piante martellate per classe diametrica	numero di alberi modello per classe diametrica
10	487	0
15	277	1
20	447	2
25	459	1
30	329	2
35	292	2
40	180	1
45	84	1
50	11	0
55	5	0

Tabella 1: Dati della martellata del 2007-2008 e numero di alberi modello selezionati per la creazione di relazioni allometriche di biomassa.

Allo stesso modo le piante di classe 10, situate sotto copertura mostravano una chioma poco sviluppata e con scarsa area di insidenza. Le piante sono state cubate in occasione delle operazioni di taglio che si sono svolte nel corso del mese di Luglio 2009. Per l'albero modello, le misure eseguite prima del taglio sono state:

- diametro a 1.30 m;
- area di insidenza della chioma.

Le misure eseguite dopo il taglio:

- lunghezza totale della pianta;
- diametro ogni 2 m;
- diametro al punto di inserzione della chioma.

Durante le operazioni di taglio per ogni pianta sono state prelevate 5 rotelle con spessore di circa 5 cm di cui:

- 1 a 1.30 m;

- 1 alla base dell'albero in un punto senza costolature;
- 1 tra 1.30 m e la base della chioma;
- 1 alla base della chioma;
- 1 tra la base della chioma e il cimale.

Successivamente è stata separata la chioma e suddivisi i rami in 2 classi diametriche:

- rami >1 cm;
- rami <1 cm con foglie.

Per l'analisi della componente fogliare della chioma è stato selezionato un sottocampione della classe <1 cm e, per il rapporto peso fresco/peso secco, un sottocampione rappresentativo delle classi diametriche della classe >1. In campo sono stati pesati con una stadera (da 50 a 200 kg) e con un dinamometro (da 0 a 20 kg) le seguenti componenti:

- topi da 2 m (per i pesi superiori a 100 kg sono state effettuate più pesate);
- rotelle;
- rami >1 cm;
- rami <1 cm con foglie;
- sottocampione rami <1 cm con foglie.

I sottocampioni prelevati sono stati defogliati e le due componenti (foglie e rami <1 cm) sono state pesate separatamente sia allo stato fresco, sia dopo essiccamento effettuato in stufa a 50°C fino al raggiungimento del peso costante. È stato calcolato il rapporto tra la percentuale di foglie e quella di rami in relazione alle classi diametriche e il rapporto tra il peso fresco e il peso secco. Per le rotelle invece è stato calcolato il volume a fresco sia geometricamente, con il rilievo di 3 spessori e quattro diametri, che con il metodo della spinta di Archimede in acqua distillata a 20 °C (*room temperature*) considerando che 1 g di H₂O distillata è uguale a 1 cm³. Le rotelle sono state poi decortecciate ed il volume della corteccia è stato calcolato come la differenza tra il volume totale iniziale della rotella meno quello della rotella senza corteccia. Successivamente la corteccia e la rotella sono state pesate e messe in stufa ad essiccare a 50 °C fino al raggiungimento del peso costante. La densità è stata poi calcolata dal rapporto tra peso secco e volume fresco. È stato anche calcolato un coefficiente di conversione da peso fresco a volume

per la componente dei rami. Infine si è ottenuta un'equazione allometrica per la biomassa e per i volumi dendrometrici considerando sia la componente dei fusti che quella dei rami, uguale a:

$$y = a x^b$$

dove y è il volume, la biomassa o il contenuto in carbonio, x è il diametro e a e b sono i parametri della regressione.

Per l'analisi di C e N sono stati macinati 5 campioni per le foglie, per i rami, per la corteccia e per il fusto (rotelle) e a partire da questi successivamente sono stati prelevati 5 sottocampioni di 4 mg ciascuno e sottoposti all'analisi elementale per il contenuto del carbonio e di azoto (analizzatore elementale ANA 1500 Carlo Erba).

I valori misurati in campo sono stati confrontati con quelli riportati dalla tavola dendrometrica per le cerrete del Molise (Antoniotti, 1950).

4.3.1.2 Rinnovazione

Per la stima della rinnovazione è stata calcolata un'equazione allometrica per i polloni delle specie più frequenti: *Quercus cerris*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* e *Acer campestre*. Per ognuna delle quattro specie sono stati tagliati 10-15 polloni (per un totale di 62 polloni) con diametri da 1 a 5 cm. Ogni pollone è stato defogliato e sono stati separati i rami con diametro superiore a 1 cm. Le tre componenti, rami foglie e fusto, sono state pesate a fresco separatamente. Sono state prelevate poi tre rotelle, una alla base una all'apice e una a metà del fusto e sono state pesate. Per le pesate a fresco è stato utilizzato un dinamometro con capacità da 0 a 3 kg. In laboratorio tutti i campioni sono stati essiccati e pesati. Per il contenuto di carbonio nel cerro sono stati usati i valori calcolati per l'albero modello (par. 4.3.1.1) mentre per le altre specie è stato considerato pari allo 0.5 del perso secco.

4.3.1.3 Sottobosco

Per la stima del sottobosco è stato utilizzato il metodo dell'Indice Volumetrico (IV) (Portè *et al.*, 2005). Il sottobosco è stato suddiviso in tre strati: erbaceo, arbustivo e novellame.

Ogni plot è stato considerato come il centro di un'area circolare di campionamento di 40 m di raggio all'interno della quale sono stati prelevati 4 campioni di biomassa mediante l'utilizzo di un quadrato di 1 x 1 m localizzato in modo random a partire dal centro del cerchio con coppie di numeri casuali per l'azimut e per il raggio. Per il novellame si è considerata la componente

arborea con altezza inferiore a 130 cm o comunque con dbh inferiore a 2.5 cm. Per ogni gruppo è stato determinato un indice volumetrico (fitovolume) che corrisponde al prodotto della copertura espressa in percentuale, per l'altezza media ponderata della vegetazione dei tre strati considerati. Una volta riportati i dati sulle schede di campo per ciascuno strato, la biomassa è stata prelevata e conservata separatamente in sacchi di plastica. I campioni sono stati trasportati in laboratorio e messi in stufa a 60°C per tre giorni al fine di ottenere la massa anidra. Successivamente i campioni essiccati sono stati pesati e i dati ottenuti sono stati convertiti in tonnellate di materia secca per ettaro (t MS ha⁻¹) e successivamente in tonnellate di carbonio (t C ha⁻¹) considerando il valore del 50% per il tenore in C (Portè *et al.*, 2005).

4.3.2 Metodi di stima della biomassa ipogea

Per la stima della biomassa ipogea sono stata utilizzata l'equazione per l'applicazione del rapporto *root/shoot* IPCC (2003) (Vitullo, 2007):

$$\text{Biomassa ipogea(s.s.)} = GS \cdot WBD \cdot R \cdot A$$

dove *GS* è il volume della provvigione in m³, *WBD* è la densità basale del legno in tonnellate di sostanza secca su m³, *R* è il rapporto *root/shoot* che nel cerro è uguale a 0.24 e *A* è la superficie totale del popolamento in esame in ettari.

4.3.3 Metodi di campionamento dello *stock* di lettiera

La lettiera al suolo è stata campionata all'interno di quadrati 5 quadrati 40 x 40 cm in ciascuna particella in corrispondenza dei punti di misura di respirazione del suolo e della SOM (vedi par. 4.2.5). Per il campionamento, è stata asportata tutta la componente vegetale fino al punto in cui i detriti di foglie erano ancora distinguibili. I campioni sono stati messi a seccare a 70° C per 3 giorni. Dopo l'essiccamento i rami sono stati esclusi dal campione (par. 4.1.3.1) ed è stato pesato il resto del materiale vegetale. Tre campioni per particella sono stati macinati e sottoposti all'analisi elementare per il contenuto del carbonio e di azoto (analizzatore elementare ANA 1500 Carlo Erba).

4.3.4 Metodi di campionamento della necromassa

Il legno morto è stato suddiviso in:

- Residuo legnoso con diametro maggiore di 2 cm (CWD);
- Residuo legnoso con diametro inferiore di 2 cm (FWD);
- Ceppaie e alberi morti in piedi (SWD).

Il campionamento è stato effettuato, per ciascuna particella, in 2 aree di 50 x 20 m parallele ai due lati dell'area di saggio principale 30 m x 30 m, a partire da distanza di 5 m (figura 2)

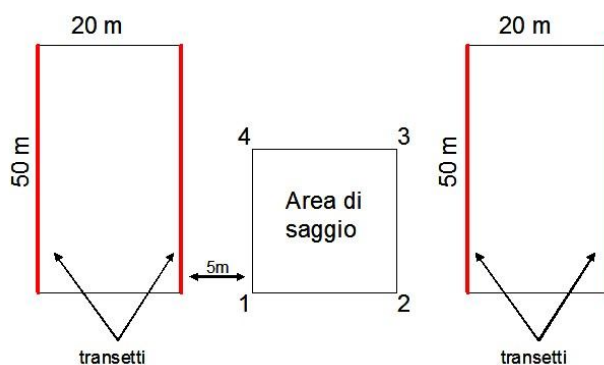


Figura 2: Schema di campionamento per le varie categorie della necromassa

Lungo i due lati di 50 m di ognuna area, considerati come due transetti, è stato rilevato tutto il legno morto superiore ai 2 cm (CWD) che intersecava la linea (figura 3).

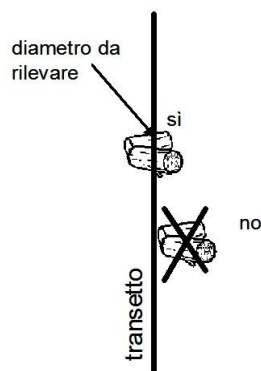


Figura 3: Metodo di campionamento dell'*line intersect*.

Per ogni campione è stato preso il diametro e la classe di decomposizione. Le classi, da I a III, sono state attribuite mediante una pressione esercitata con un coltello sul campione e con i seguenti criteri:

- I classe: la punta del coltello non riesce a penetrare nel legno (campione tal quale);
- II classe: la punta del coltello penetra nel legno;

- III classe: il legno si rompe sotto la pressione del coltello.

Per ogni classe e per ciascun transetto sono stati raccolti alcuni campioni. Il legno morto fine, con diametro inferiore ai 2 cm (FWD), è stato campionato all'interno di 5 quadrati 1 m x 1 m all'interno di ognuna delle aree 50 m x 20 m. I quadrati sono stati posizionati con coordinate *random*. E' stato raccolto tutto il legno morto inferiore ai 2 cm, presente all'interno dei quadrati 1 m x 1 m. Tutti i campioni di CWD e FWD sono stati messi a seccare in stufa a 70 °C per tre giorni e successivamente sono stati pesati. Infine, all'interno di ognuna delle aree 50 m x 20 m sono stati misurati tutti i diametri, le altezze e la classe di decomposizione delle ceppaie morte e degli alberi morti in piedi (SWD). Per le classi di decomposizione sono state calcolate le percentuali per categoria di necromassa per particella. Il volume totale per la CWD in m⁻³ ha⁻¹ è stato calcolato utilizzando l'equazione di Van Wagner (1968):

$$V_i = \frac{\pi^2}{8 \times L} \times \sum_{j=1}^n d_{ij}^2$$

dove V è il volume per unità di area (m⁻³ ha⁻¹), d è il diametro all'intersezione (cm) e L è la lunghezza del transetto (m). Per la stima della densità della CWD, sono stati raccolti in totale 85 campioni ripartiti per le diverse classi di decomposizione: 25 per la prima e per la seconda classe e 31 per la terza classe. Per tutti i campioni è stato calcolato il volume come il prodotto tra l'area della sezione trasversale e la lunghezza:

$$v = \frac{\pi}{4} d_{0.5l}^2 l$$

dove v è il volume in cm³ del campione, d è il diametro in cm e h è la lunghezza in cm. I campioni sono stati seccati in stufa a 80 °C per tre giorni e pesati. La densità per ciascuna classe di decomposizione è stata calcolata come il rapporto tra il peso secco ed il volume. I valori di densità per le tre classi di decomposizione sono risultati uguali rispettivamente al 10, al 30 e al 60% del valore medio di densità del legno delle latifoglie (0.47) (tabella 2).

classe di decomposizione	densità peso secco / volume
I	0.425
II	0.308
III	0.172

Tabella 2: valori di densità calcolati per le tre classi di decomposizione.

Il peso in $t\ ha^{-1}$ di tutto il residuo legnoso campionato superiore a 2 cm, è stato stimato come il prodotto tra il volume ottenuto con l'equazione di Van Wagner (1968) per le varie classi e la densità misurata sui sottocampioni di classe. Per la FWD, invece, i singoli campioni raccolti su aree di 1 x 1 m sono stati seccati e pesati. Infine, a partire dalle misure dei diametri e delle altezze rilevate in campo per la SWD, sono stati calcolati i volumi in $m^3\ ha^{-1}$. Il peso delle ceppaie e degli alberi morti in piedi è stato ottenuto utilizzando le densità per le diverse classi di decomposizione come per la CWD (e.g. Arthur *et al.* 1993, Stewart e Burrows 1994, Duvall e Grigal 1999, Clinton *et al.* 2002, Mackensen *et al.* 2003). Gli alberi morti in piedi sono stati cubati con gli stessi metodi usati per il soprassuolo della biomassa epigea (par. 4.2.1.1.), mentre le ceppaie con la seguente formula:

$$v_{stump} = \frac{\pi}{4} d^2 h$$

dove v_{stump} è il volume della ceppaia ($m^3\ ha^{-1}$), d il diametro (cm) della ceppaie all'altezza di taglio o nel punto di rottura del fusto e h è l'altezza della ceppaia (cm).

Per tutte le componenti sono stati conservati dei campioni rappresentativi, macinati e sottoposti all'analisi elementare per il contenuto del carbonio e di azoto (analizzatore elementare ANA 1500 Carlo Erba).

4.3.5 Metodi di campionamento della sostanza organica del suolo (SOM)

Per la stima della SOM e della *bulk density* sono stati prelevati tre campioni in corrispondenza dei plot di misurazione della respirazione del suolo per ciascuna particella e a 3 diverse profondità. Per il prelievo dei campioni sono stati utilizzati i cilindretti con volume standard di $100\ cm^3$ (gli stessi impiegati dal Corpo Forestale dello Stato per i campionamenti del suolo della fase 3+ dell'Inventario Nazionale delle Foreste e del Carbonio). Nei punti di misura, è stata praticata una buca con l'aiuto di un carotatore e i cilindretti sono stati battuti con una mazzetta all'interno del profilo a tre diverse profondità: 7.5 cm (strato 5 – 10 cm), 17.5 cm (strato 15 – 20) e 27.5 cm (strato 25 – 30). I campioni sono stati conservati separatamente, in buste chiuse, e

trasportati in laboratorio dove sono stati messi in stufa a seccare a 80° C per 7 giorni e pesati. Successivamente dal campione sono state separate le radici con setaccio a 0.4 micron e tutti i campioni di suolo sono stati macinati e sottoposti all'analisi elementale per il contenuto del carbonio e di azoto (analizzatore elementale ANA 1500 Carlo Erba). I valori di SOM sono stati calcolati a partire dalle analisi di contenuto di carbonio corretti per la frazione di scheletro presente nel suolo e per la superficie di campionamento. I risultati per lo stesso strato e per ciascuna particella sono stati mediati tra loro e lo stesso procedimento è stato utilizzato anche per il calcolo della *bulk density*. Infine è stata eseguita un'ANOVA per valutare la variabilità della SOM e della densità del suolo tra i plot e tra le particelle con il *software* SPSS.

4.3.6 Metodo di stima della produzione epigea ed ipogea

La produzione primaria netta della biomassa epigea (ANPP) è uguale alla somma degli incrementi dello *stock* del soprassuolo, calcolati a partire dagli accrescimenti del fusto, e della produzione di lettiera, esclusa la componente in rami già inclusa precedentemente nell'equazione dendrometrica per il soprassuolo. Per la produzione ipogea è stato utilizzato il TBCA come rapporto tra la respirazione annuale del suolo e la produzione di lettiera.

4.3.6.1 Incrementi della biomassa epigea

Nei mesi di Luglio e di Agosto 2009 sono stati eseguiti i carotaggi su tutte le piante dello strato dominante presenti all'interno delle ASP per un totale di 45 campioni. Le carote sono state prelevate mediante un succhiello di Pressler ad un'altezza di 1.30 m a monte della pianta. Il prelievo e la lettura dei campioni è stata effettuata dai ricercatori del Dendrolab del Di.S.T.A.T. dell'Università del Molise presso il quale le carote sono state incollate ad un supporto legnoso, levigate e gli anelli d'accrescimento sono stati misurati con una precisione al centesimo di mm tramite lo strumento LINTAB. Successivamente per il presente lavoro abbiamo elaborato la cronologia elementare per ciascuna carota analizzata per la parte relativa agli incrementi, escludendo, in questa sede, le analisi dendrocronologiche in funzione del clima. Le variabili calcolate sono state:

- incremento periodico finale di raggio come

$$\Delta d = \frac{2l_r}{x}$$

dove l è la lunghezza totale della carota (uguale al raggio) e x è il numero totale di anelli.

- incremento percentuale (pI) di massa legnosa come

$$pI = \frac{I_j}{\sum_{j=1}^r I_j} 100$$

dove I_j è l' j -esimo incremento annuale.

- incremento corrente di *stock* di carbonio in $t\ ha^{-1}$ per gli ultimi 12 anni (periodo relativo ai tre tagli di sementazione) a partire dallo *stock* di carbonio calcolato con i campionamenti del 2008 per la biomassa epigea:

$$\Delta V_h = \frac{pV_h V_h}{100}$$

dove ΔV_h è l'incremento corrente di massa di un determinato aggregato arboreo h (in questo caso la particella), pV_h è l'incremento percentuale medio di massa di h e V_h è la massa legnosa di h .

4.3.6.2 Produzione di lettiera

Nell'area di saggio di ciascuna particella sono state installate, con coordinate *random*, otto trappole di 80 cm di diametro, di cui 4 all'interno dell'area di saggio permanente e 4 all'esterno per un totale di 32 trappole per tutta la cronosequenza. La raccolta della lettiera dalle trappole si è svolta Settembre a Dicembre. La lettiera campionata è stata seccata a 70 °C per 3 giorni, successivamente è stata suddivisa in tre componenti (rami ghiande e foglie) ed è stata pesata. Per ogni particella sono stati macinati 3 campioni e sottoposti all'analisi elementale per il contenuto del carbonio e di azoto (analizzatore elementale ANA 1500 Carlo Erba).

4.3.6.3 Allocazione del carbonio ipogeo totale (TBCA)

Per la stima della quantità del carbonio allocato nella componente ipogea (inclusa la respirazione), è stata applicata l'equazione di Raich e Nadelhoffer (1989):

$$P_b = R_s - P_a$$

dove P_b è l'allocazione di carbonio alla componente ipogea, R_s è uguale alla respirazione del suolo e P_a la produzione della lettiera epigea. Tutte le variabili sono espresse in grammi di carbonio per m^2 . Per il metodo di stima di R_s si rimanda al capitolo 5 mentre per P_a al paragrafo

4.2.2 di questo capitolo. I dati ottenuti sono stati analizzati con l'analisi di regressione e confrontati con quelli presenti in letteratura per la produzione di lettiera e la respirazione annuale del suolo (Tognetti e Marchetti, 2006).

Infine per le quattro particelle è stata calcolata una matrice di correlazione di Pearson con il *software* SPSS, per testare la similarità tra tutte le variabili misurate.

4.4 Risultati

4.4.1 Stock di carbonio epigeo

4.4.1.1 Alberi modello e relazioni allometriche per il soprassuolo principale

Sulla base dei risultati dei rilievi dendrometrici, il cerro con dbh 22 è stato escluso dall'analisi della chioma e dei rami dal momento che presentava un'area di insidenza di soli 2.5 m² (tabella 3). La figura 4 mostra, invece, la curva ipsometrica relativa ai 10 cerri selezionati, i quali, provenendo da un popolamento denso, evidenziano una tendenza ad un maggiore accrescimento in altezza piuttosto che in diametro. In ogni caso il rapporto ipsodiametrico (h/d), come ci si attendeva, tende ad attenuarsi all'aumentare del diametro.

specie	cd	diametro	altezza	area insidnza	coeff. snellezza
	cm	cm	m	m ²	h/d
<i>Quercus cerris</i>	15	16.4	21.8	3.8	1.33
<i>Quercus cerris</i>	20	20.3	26.1	9.1	1.29
<i>Quercus cerris</i>	20	22.2	24.6	2.5	1.11
<i>Quercus cerris</i>	25	23.6	28.5	28.3	1.21
<i>Quercus cerris</i>	30	28.7	27.6	26.0	0.96
<i>Quercus cerris</i>	30	32.4	26.4	58.1	0.81
<i>Quercus cerris</i>	35	35.4	27.2	66.4	0.77
<i>Quercus cerris</i>	35	37	30.8	63.6	0.83
<i>Quercus cerris</i>	40	41.1	29.3	56.7	0.71
<i>Quercus cerris</i>	45	43.9	30.1	86.5	0.69

Tabella 3: caratteristiche dendrometriche delle piante utilizzate per la stima delle relazioni allometriche (alberi modello).

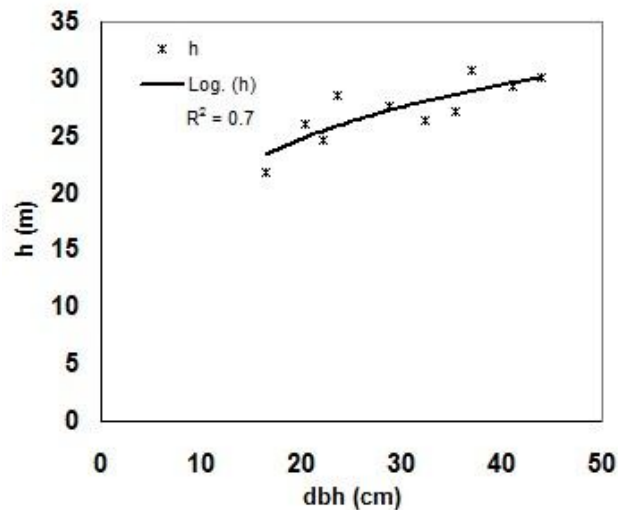


Figura 4: curva ipsometrica dei cerri selezionati per la realizzazione delle relazioni allometriche tramite alberi modello.

Per il cerro i parametri di densità e di contenuto del carbonio sono stati stimati sulle rotelle prelevate in campo mentre per le altre specie, seppure meno rappresentate nel piano dominante, sono stati tratti dalla letteratura. In figura 5 sono riportate le relazioni tra il peso fresco rilevato in campo e il volume e il peso secco misurati su sottocampioni di foglie, rami e su 16 rotelle prese a diverse altezze (dalla base al cimale) e campionate su più piante.

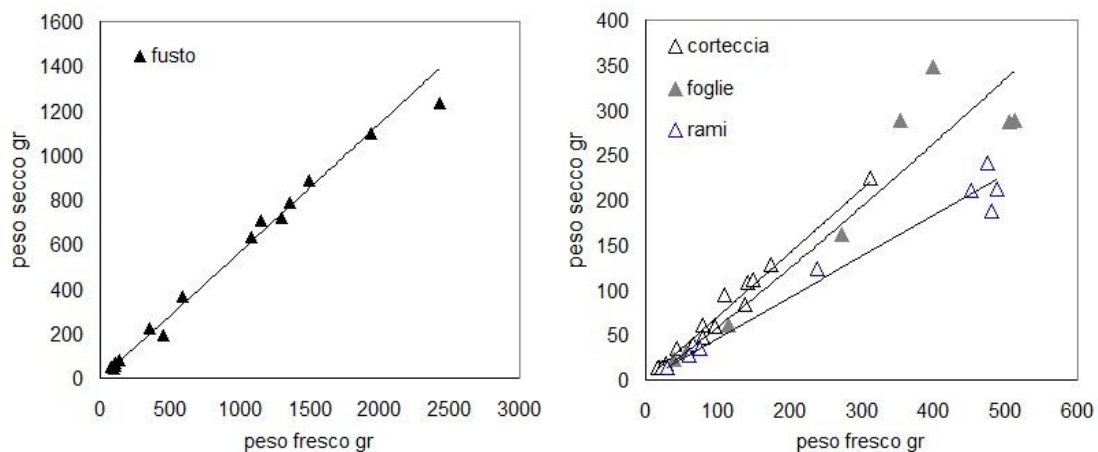


Figura 5: relazione tra il peso fresco e peso secco in grammi, calcolato su sottocampioni di rami e foglie e sulle rotelle per la stima della densità e del rapporto peso fresco/peso secco del cerro.

La densità calcolata come rapporto peso secco e volume sulle rotelle è di 0.66. In tabella sono state riportate le equazioni calcolate tra il peso secco e il peso fresco per le diverse componenti e il relativo rapporto tra le due variabili (tabella 4).

componente	rapporto peso secco / peso fresco		R ²
rami	0.63	$y = 0.4442x + 3.6662$	0.96
foglie	0.46	$y = 0.6486x + 3.1696$	0.87
corteccia	0.71	$y = 0.7278x - 1.4129$	0.98
fusto	0.56	$y = 0.5458x + 16.297$	0.98

Tabella 4: equazioni calcolate tra peso secco (y) e peso fresco (x) per le componenti: rami, foglie, corteccia e fusto.

La quantità di corteccia tende ad aumentare con le dimensioni della rotella (peso e diametro), maggiormente per i diametri più piccoli, per poi livellarsi successivamente (figura 6).

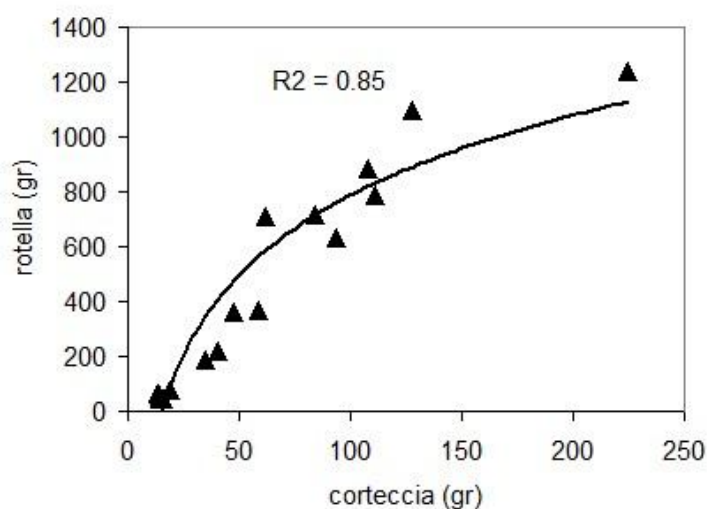


Figura 6: rapporto tra dimensione della rotella (peso e diametro) e quantità di corteccia stimato su 16 rotelle prelevate a diverse altezze tra la base e il cimale su più piante campionate.

Il rapporto tra i rami e le foglie tende a crescere con il diametro della pianta così come quello tra fusto e rami (figura 7).

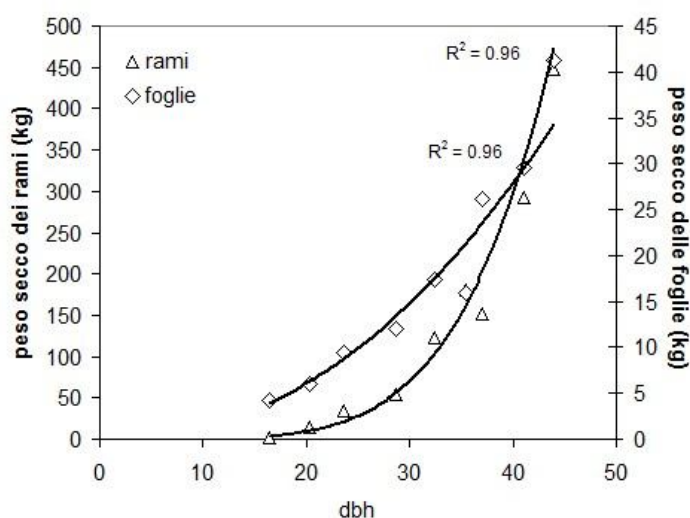


Figura 7: relazione tra la biomassa dei rami, delle foglie e il diametro dell'albero modello. Il cerro con l'area di insidenza di 2.5 m2 e dbh 22.2 è stato escluso da questa analisi perché poco rappresentativo.

Il risultato ottenuto dalla cubatura e dalla misura del peso dei topi da due metri, è un'equazione allometrica calcolata, a partire dai diametri, rispettivamente sia per il volume in metri cubi che per il peso in tonnellate. In entrambi i casi si tratta di un'equazione dendrometrica nella quale sono stati inclusi anche i valori dei rami con diametro maggiore di 1 cm. Le curve tra il volume in metri cubi e il dbh e tra il peso secco in tonnellate e il dbh, sono state riportate in figura 8. In entrambi i casi le equazioni hanno mostrato un'elevata significatività ($R^2 > 0.9$).

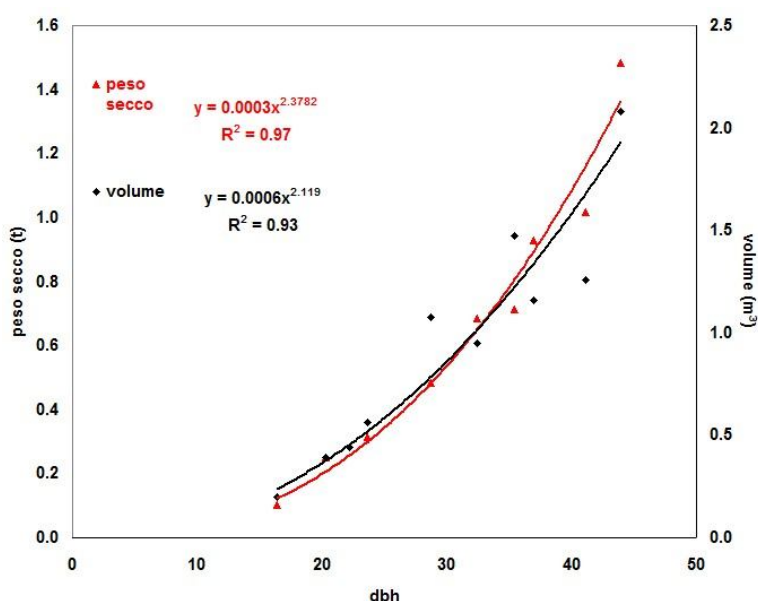


Figura 8: equazioni allometriche per il volume in metri cubi (nero) e per il peso secco in tonnellate (rosso) stimate con il metodo dell'albero modello e utilizzate per il calcolo della biomassa epigea.

I volumi stimati per la cerreta di Feudozzo sono stati messi a confronto con quelli derivati dalla tavola per il cerro del Molise elaborata da Antoniotti (1950). L'analisi di regressione ha mostrato un'elevata comparabilità per le due equazioni allometriche messe a confronto ($R^2=0.99$), indicando una leggera tendenza delle piante campionate nel 2008-2009 a Feudozzo di avere volumi maggiori a parità di diametro, probabilmente per le condizioni stazionali (figura 9).

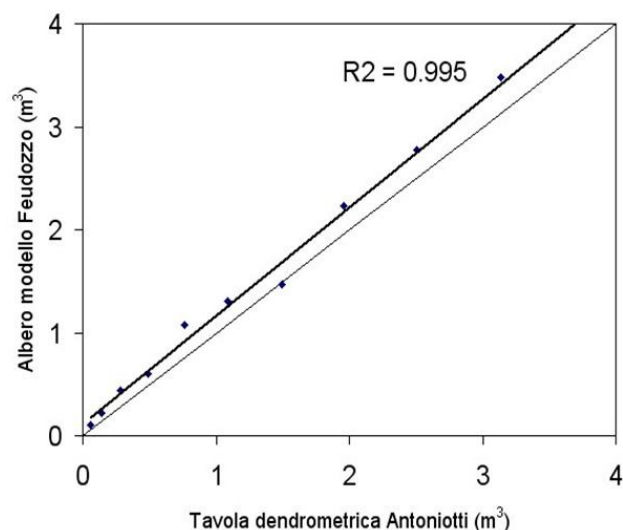


Figura 9: confronto tra i valori di volume in m³ stimati con l'equazione allometrica calcolata per Feudozzo e quelli derivati dalla tavola dendrometrica di Antoniotti (1950) per il cerro del Molise.

4.4.1.2 Rinnovazione

Il numero e la specie dei polloni misurati sono stati selezionati sulla base della stima dei ricacci delle ceppaie effettuata nelle aree di saggio delle particelle 06 e 97. Tale stima non è stata fatta nella 70 e nella 08 dal momento che la prima è ormai una fustaia transitoria con uno strato dominante ben definito, mentre la seconda non presentava ancora, al momento del campionamento, i ricacci dalle ceppaie. Nelle 06, a tre anni dal taglio, invece, il numero stimato di polloni ricacciati dalle ceppaie per ettaro è di 15500 e tende a diminuire con gli anni (tabella 5)

	06	97
specie	N piante ha ⁻¹	N piante ha ⁻¹
<i>Quercus cerris</i>	711	2233
<i>Acer campestre</i>	7167	5844
<i>Carpinus betulus</i>	7356	3900
<i>Fraxinus excelsior</i>	267	1122
totale	15500	13100

Tabella 5: numero di polloni ricacciati sulle ceppaie in seguito al taglio nella 06 e nella 97.

Nei primi tre anni l'attività pollonifera delle ceppaie è risultata più intensa per l'acero e il carpino e meno per il frassino e il cerro, a distanza di 11 anni il numero di polloni delle prime due specie

è diminuito, mentre sono aumentati i polloni di cerro e frassino, che, probabilmente, hanno avuto emissione di polloni anche successivamente. Per quanto riguarda la distribuzione in classi diametriche, nei primi tre anni, come ci si attendeva, la classe più abbondante è quella da 0.5 cm che nella 06 è rappresentata per 71.6% (media per tutte le specie) rispetto alle altre classi (figura 10).

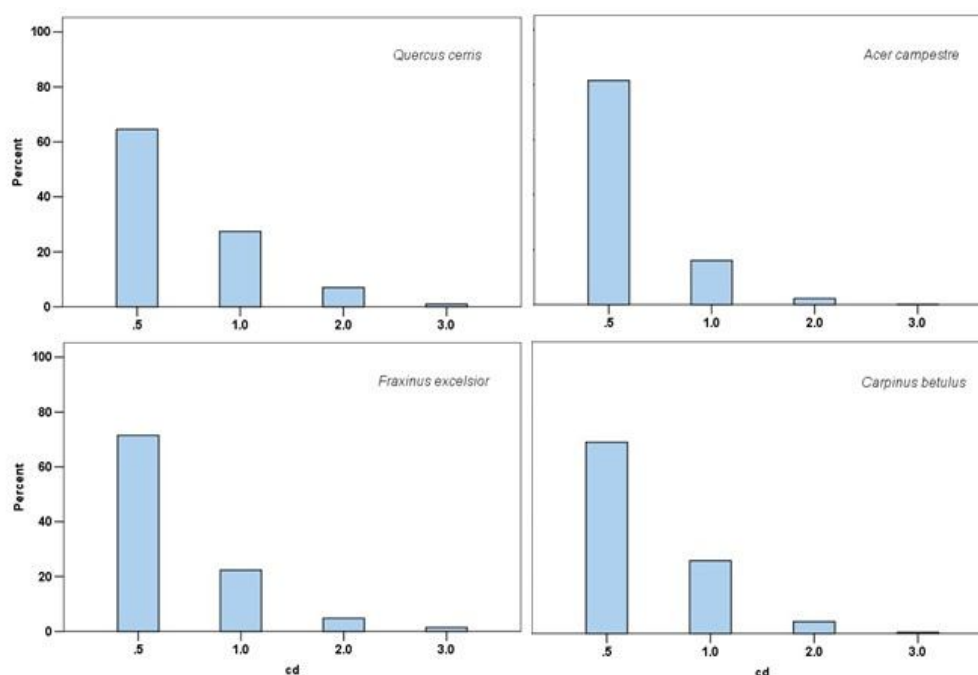


Figura 10: istogrammi di frequenza delle classi diametriche per le specie più diffuse nella particella 06.

Nella 97, invece, le classe più diffusa è quella da 1 cm (43.1%) ad eccezione del carpino dove resta la 0.5 (40.7%). Inoltre, in seguito agli 12 anni di accrescimento e competizione, compaiono le classi sino a 6-8 cm (figura 11).

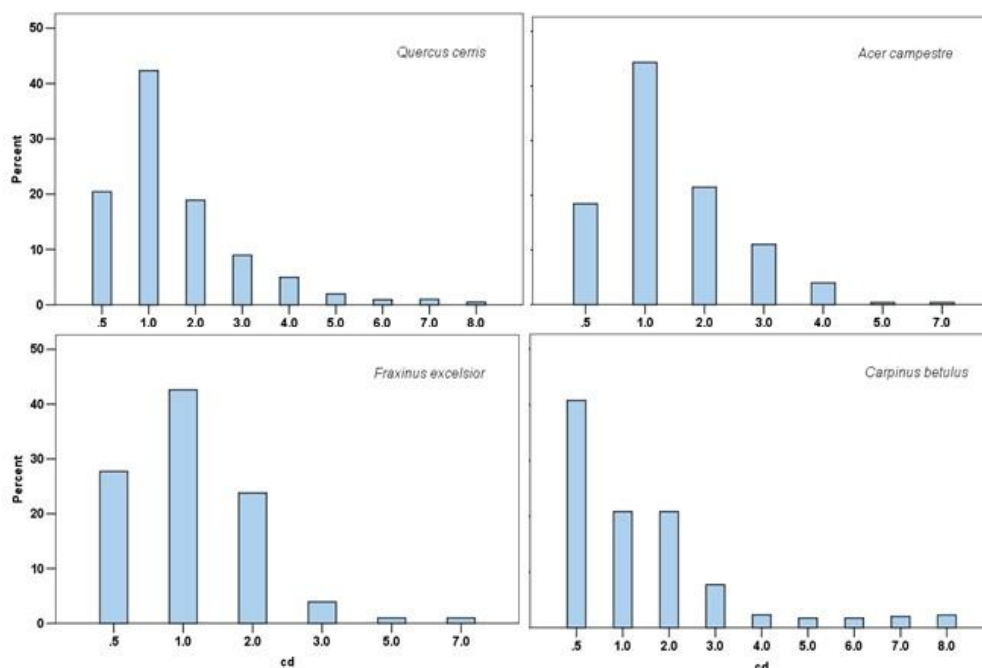


Figura 11: istogrammi di frequenza delle classi diametriche per le specie più diffuse nella particella 97.

Sulla base delle misure distruttive, sono state calcolate le relative equazioni allometriche tra il dbh e il peso secco. Le relazioni hanno tutte mostrato un'elevata significatività ($R^2 > 0.9$) (figura 12)

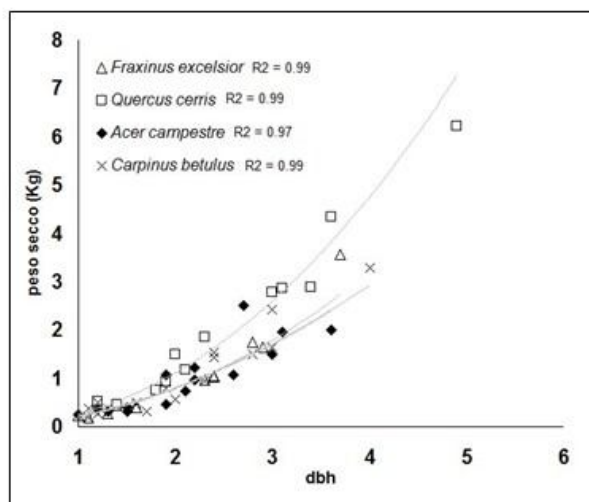


Figura 12: equazioni allometriche tra il dbh e il peso secco per la stima della biomassa delle specie più frequenti nella rinnovazione agamica.

4.4.1.3 Sottobosco.

Confrontando la relazione tra la biomassa del sottobosco ($tC\ ha^{-1}$) e l'Indice Volumetrico (IV) ottenuta per la cerreta di Feudozzo con quella riportata da Oriani (2006) per le cerrete dell'Alto Molise, sono stati osservati valori dei parametri di regressione (a , b e R^2) molto simili. La

significatività della relazione ha confermato l'affidabilità del metodo di stima per la biomassa del sottobosco (figura 13).

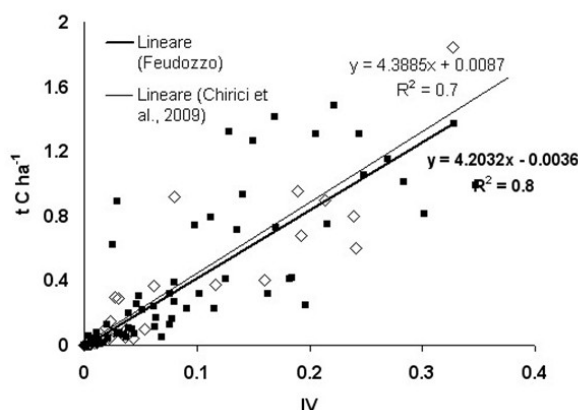


Figura 13: confronto delle rette di regressione tra la biomassa del sottobosco, in carbonio (tC ha⁻¹) e l'Indice Volumetrico (IV) trovate rispettivamente per Feudozzo e per altre cerrete dell'Alto Molise.

Il valore medio di carbonio nella biomassa del sottobosco è di 0.6 tC ha⁻¹ e varia da un massimo di 1.21 tC ha⁻¹ della 97 a un minimo di 0.02 tC ha⁻¹ nella 70 (tabella 6). Lo strato erbaceo e il novellame sono assenti nella particella non tagliata probabilmente per la scarsità di radiazione al suolo dovuta alla chiusura delle chiome del piano dominante. Anche per la 08 sono stati osservati bassi valori di biomassa di sottobosco e questo è dovuto al fatto che il taglio è avvenuto molto recentemente.

particella	erbaceo	arbustivo	novellame	totale
	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹
08	0.10	0.05	0.01	0.16
06	0.81	0.09	0.03	0.94
97	0.50	0.56	0.14	1.21
70	0.00	0.02	0.00	0.02

Tabella 6: biomassa del sottobosco suddiviso in arbustivo, erbaceo e novellame in t C ha⁻¹.

La particella 97, a differenza delle altre particelle, rientra nei valori medi misurati per le cerrete molisane e ha mostrato anche il valore più alto di rinnovazione gamica della cronosequenza con 0.14 tC ha⁻¹. In particolare la rinnovazione inferiore a 1.30 m è costituita prevalentemente da cerro nelle particelle tagliate e da frassino nella 70. Nella 97 il novellame campionato al suolo era

quasi esclusivamente di cerro (90.7%) mentre nella 06 e nella 08 i valori misurati di novellame di *Quercus cerris* sono rispettivamente di 69.2% e 68.5% (figura 14).

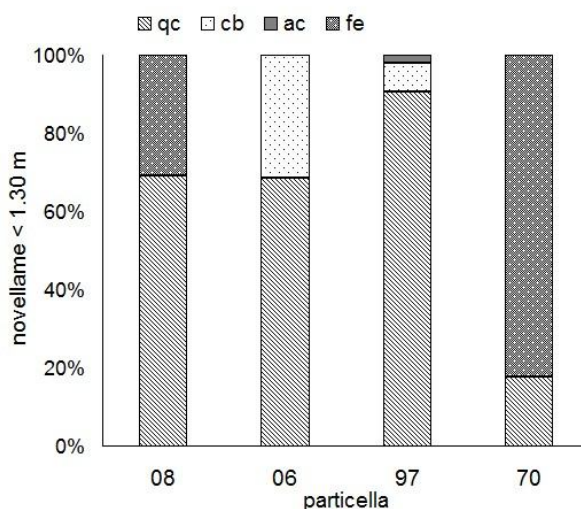


Figura 14: composizione specifica del novellame in percentuale per particella. *Quercus cerris*, (qc), *Carpinus betulus* (cb), *Acer campestre* (ac) e *Fraxinus excelsior* (fe).

4.4.1.4 Biomassa epigea totale

La stima della biomassa epigea totale per particella, ottenuta considerando tutte le componenti misurate, è riassunta in tabella 7. Nella tabella, per strato superiore si intende lo strato dominante mentre per strato inferiore si intende lo strato dominato per la 70 e la somma della rinnovazione e del sottobosco per le particelle tagliate. In queste ultime, infatti, non è presente uno strato dominato ben definito ma uno strato formato prevalentemente da polloni di origine agamica, rinnovazione gamica, arbusti e strato erbaceo.

particella	strato superiore	strato inferiore	totale
	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹
08	73.5	0.1	73.6
06	59.9	2.9	62.8
97	65.2	15	80.2
70	116	19.2	135.2

Tabella 7: dati riassuntivi di stock di carbonio nelle diverse particelle.

Lo *stock* maggiore (135.2 tC ha⁻¹) è stato riscontrato nella particella non tagliata che presenta anche il numero maggiore di piante ad ettaro. Tra le particelle trattate, invece, la 08 ha lo *stock*

maggiore nel piano dominante e ciò è probabilmente dovuto alla migliore fertilità della particella ed alla sua localizzazione nella parte superiore della cerreta. Lo strato inferiore tende ad aumentare con il passare del tempo dall'intervento di gestione, passando da 0.1 tC ha⁻¹ nella particella appena tagliata a 19.2 tC ha⁻¹ nella 70. Nella 97, a 12 anni dal taglio, lo strato inferiore rappresenta quasi il 20% dello *stock* di carbonio totale.

4.4.2 Biomassa ipogea

Per la stima della biomassa ipogea di Feudozzo è stato utilizzato il rapporto *root/shoot* 0.24 per le cerrete. Lo *stock* delle radici, poiché stimato con il rapporto *root/shoot*, ha mostrato lo stesso andamento della biomassa epigea per le quattro particelle ed è risultata uguale in media a 17.3 tC ha⁻¹ per le particelle sottoposte a interventi di gestione e a 32.4 tC ha⁻¹ nel non tagliato (tabella 8).

particella	biomassa ipogea
	t C ha ⁻¹
08	17.6
06	15.1
97	19.2
70	32.4

Tabella 8: biomassa ipogea in tC ha⁻¹ stimata con il rapporto *root/shoot* per le quattro particelle della cronosequenza.

4.4.3 Lettieria

Nella particella a un anno dal taglio è stato osservato il valore più basso di *stock* di lettiera al suolo (0.39 tC ha⁻¹) (tabella 9), probabilmente in relazione al disturbo dovuto alle operazioni di esbosco effettuate nel 2008. Valori simili invece sono stati misurati per le particelle a tre e a dodici anni dal taglio. Nella 70 infine, la lettiera al suolo è risulta maggiore (1.42 tC ha⁻¹) rispetto al resto della cronosequenza.

particella	stock
	t C ha⁻¹
08	0.39
06	0.65
97	0.70
70	1.25

Tabella 9: *stock* di lettiera in tC ha⁻¹ per le quattro particelle della cronosequenza.

4.4.4 Necromassa

Nella particella 08, campionata a meno di un anno dal taglio, è stata osservata una maggiore presenza di necromassa al suolo con un valore totale di 10.3 tC ha⁻¹ di cui il residuo grosso rappresenta ben il 75% (tabella 10). Questa necromassa è sicuramente dovuta alle operazioni di esbosco, infatti, il relativo grado di decomposizione, è per il 68.1% in classe 1 (tabella 11). Per le altre particelle, i valori sono compresi tra 1.9 tC ha⁻¹ della 97 e 4.7 tC ha⁻¹ della 70. La 06 è risultata simile alla 97 per la CWD (1.10 tC ha⁻¹ vs 1.00 tC ha⁻¹) e per le ceppaie (0.18 tC ha⁻¹ vs 0.34 tC ha⁻¹) e maggiore per la FWD (0.90 tC ha⁻¹ vs 0.36 tC ha⁻¹). Nelle particelle tagliate non sono presenti alberi morti in piedi dal momento che sono stati rimossi durante il taglio.

particella	residuo grosso	residuo fine	alberi morti in piedi	ceppaie	totale
	t C ha⁻¹	t C ha⁻¹	t C ha⁻¹	t C ha⁻¹	t C ha⁻¹
08	7.70	1.80	-	-	9.5
06	1.10	0.90	-	0.18	2.18
97	1.00	0.36	-	0.34	1.70
70	2.30	1.04	1.20	0.21	4.75

Tabella 10: *stock* di necromassa suddiviso nelle categorie di residuo grosso (CWD), residuo fine (FWD), alberi morti e ceppaie, per le quattro particelle della cronosequenza.

Nella 70 invece gli alberi morti in piedi costituiscono 1.20 tC ha⁻¹ con un livello di decomposizione di classe 1 per il 65.6% indicando un incremento recente di mortalità, forse in relazione alla competizione. Per quanto riguarda le ceppaie, sono state misurate soltanto quelle con assenza di ricacci dopo 2 anni dall'ultimo taglio, ciò significa che le ceppaie della 08 sono

state escluse dal campionamento. Nella 70 le ceppaie rappresentano 0.21 tC ha^{-1} . Col passare degli anni dal taglio, lo stock di necromassa nelle ceppaie tende ad aumentare, passando da 0.18 tC ha^{-1} a 3 anni dall'intervento di gestione, a 0.34 tC ha^{-1} a tredici anni. Aumenta anche lo stato di decomposizione medio di questo materiale, ad indicare che le ceppaie sono quasi tutte derivate dai tagli (tabella 11).

particella	componente	classe di decomposizione %		
		1	2	3
08	CWD	68.1	25.7	6.1
	ceppaie	-	-	-
06	CWD	43.2	31.3	25.4
	ceppaie	52.3	42.8	4.7
97	CWD	21.0	40.3	38.5
	ceppaie	17.1	34.2	48.5
70	CWD	62.9	17.2	19.8
	ceppaie	23.7	23.7	52.5
	alberi morti	65.6	19.6	14.7

Tabella 11: distribuzione della necromassa in classi di decomposizione per le categorie di residuo grosso (CWD), residuo fine (FWD), alberi morti e ceppaie, per le quattro particelle della cronosequenza.

4.4.5 Sostanza organica del suolo (SOM).

I valori di SOM sono compresi tra 154.7 tC ha^{-1} della 97 e 197.1 tC ha^{-1} della 70 (tabella 12).

particella	profondità (cm)			SOM totale
	5 - 10	10 - 20	20 - 30	
	t C ha^{-1}	t C ha^{-1}	t C ha^{-1}	t C ha^{-1}
08	60.5	63.4	42.5	166.3
06	89.3	42.6	58.1	190.1
97	45.4	59.7	49.6	154.7
70	80.1	51.2	65.8	197.1

Tabella 12: tabella dello *stock* della sostanza organica del suolo (SOM) in t C ha^{-1} relativo alle quattro particelle della cronosequenza.

Mediante ANOVA, non è stata osservata una differenza significativa ($p > 0.05$) tra le particelle per il contenuto di carbonio nel suolo, così come per i tre livelli di profondità ($p > 0.05$) (figura 15).

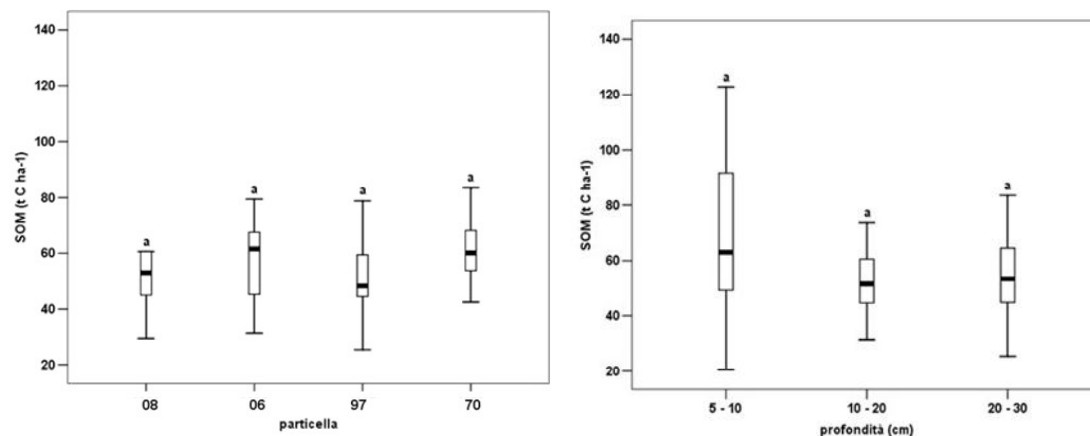


Figura 15: *box plot* dei valori di SOM (t C ha^{-1}) in relazione alle diverse particelle e alle diverse profondità. I valori usati per costruire l'altezza del box sono il quartile superiore ed inferiore della distribuzione e all'interno è racchiuso il 50% dei dati. La linea centrale rappresenta la mediana mentre le linee che si estendono dal box rappresentano le code della distribuzione.

Per quanto riguarda la densità del suolo, per tutti i siti, oscilla intorno ad 1 g cm^{-3} lungo il profilo da 5 a 30 cm (tabella 13) e varia sia per particella che per profondità ($p < 0.05$) (tabella 13).

particella	profondità (cm)		
	5 - 10	10 - 20	20 - 30
anno	gr/cm^{-3}	gr/cm^{-3}	gr/cm^{-3}
08	1.0	1.0	1.0
06	0.7	1.2	1.3
97	0.9	1.2	1.4
70	0.6	0.9	1.0

Tabella 13: densità del suolo (*bulk density*) data dal rapporto tra peso secco (g) e volume del suolo (cm^3) per le quattro particelle della cronosequenza.

Le differenze sia tra le particelle che tra le varie profondità sono risultate significative all'ANOVA (figura 16). I valori sono risultati molto variabili ma, dal test post hoc di Scheffè, è risultata una differenza tra la 70 (valori minori) e le altre particelle, in particolare con la 08

(figura 16). Inoltre è stata osservata una relazione della densità del suolo con lo strato che indica che all'aumentare della profondità si verifica anche un incremento della compattezza del suolo.

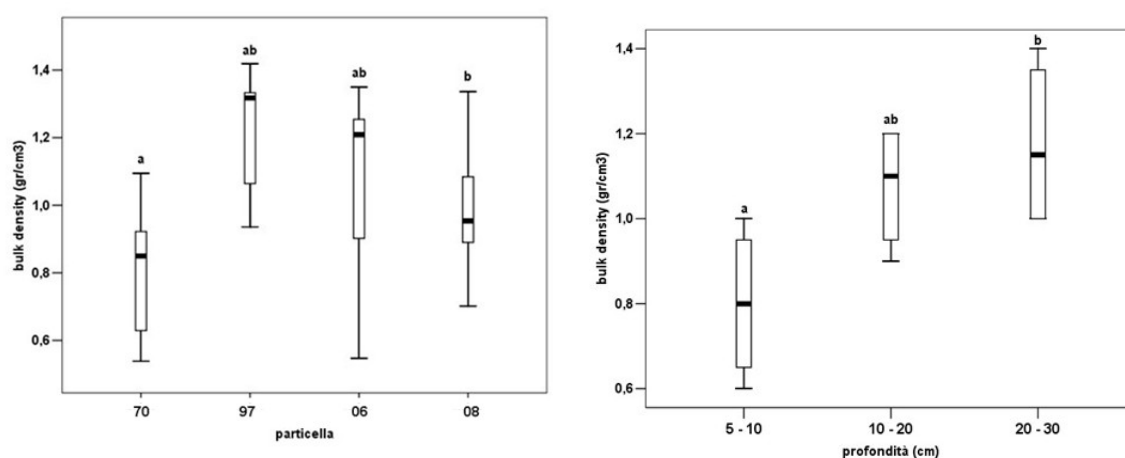


Figura 16: *box plot* dei risultati dell'ANOVA con test post hoc di Scheffé per la *bulk density* (g cm^{-3}) effettuata sia per particella che per le diverse profondità.

E' interessante notare come i valori medi di densità siano più bassi per la particella non recentemente sottoposta ad interventi di gestione e, in particolare, per lo strato superficiale, il che confermerebbe l'effetto *compattamento* legato alle operazioni di taglio ed esbosco.

4.4.6 Contenuto in azoto del suolo

Il contenuto di azoto è risultato più alto nella particella non tagliata (17.6 tN ha^{-1}) rispetto al resto della cronosequenza. Tra le particelle tagliate il valore più basso è stato riscontrato nella 97 con 10.7 tN ha^{-1} (tabella 14)

particella	profondità (cm)			<i>N totale</i>
	5 - 10	10 - 20	20 - 30	
anno	t N ha^{-1}	t N ha^{-1}	t N ha^{-1}	t N ha^{-1}
08	4.3	4.4	3.3	12.0
06	6.6	3.3	2.5	12.4
97	3.5	4.6	2.6	10.7
70	5.9	5.6	6.1	17.6

Tabella 14: *stock* di azoto del suolo per le quattro particelle della cronosequenza.

Da risultati dell'ANOVA è stata riscontrata una differenza significativa ($p < 0.05$) del contenuto di azoto tra le particelle 97 (valori più bassi) e la 70 mentre le altre hanno mostrato valori intermedi a queste (figura 17). Per quanto riguarda la profondità del suolo, non si è evidenziata una differenza tra il contenuto di N negli strati campionati.

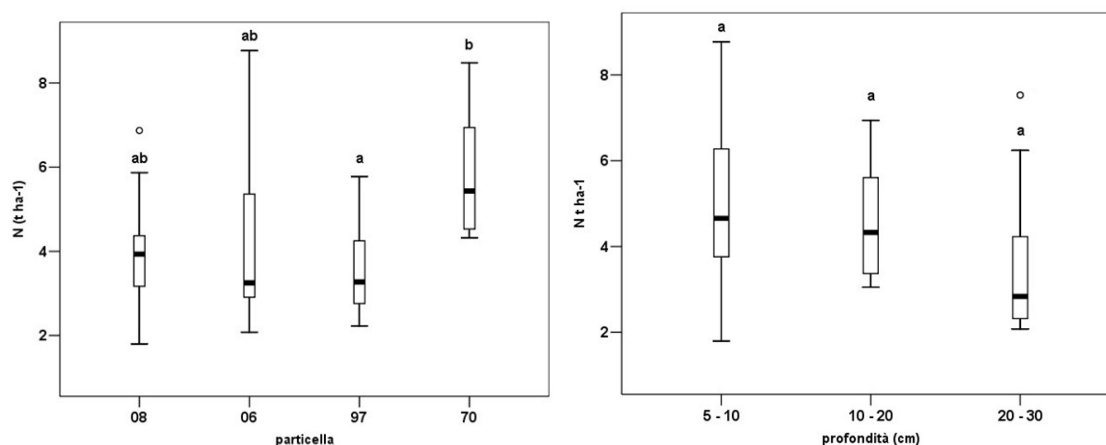


Figura 17: *box plot* dei risultati dell'ANOVA con test post hoc di Scheffé per il contenuto di azoto del suolo (tN ha^{-1}) effettuata sia per particella che per le diverse profondità.

4.4.7 Contenuto in carbonio e azoto dell'ecosistema

Nel seguente paragrafo sono stati riportati i risultati di tutte le analisi elementali effettuate per il contenuto di C e N delle componenti campionate (biomassa, lettiera, suolo, necromassa) e che sono stati utilizzati per la determinazione degli *stock* di cui si è parlato precedentemente (tabella 15). Nel caso della lettiera, della necromassa e del suolo sono stati riportati i valori medi delle quattro particelle così come nel caso dei campioni provenienti dagli alberi modello si tratta della media di più campioni prelevati per la stessa componente.

		C	N	C/N
		cg / g s.s.	cg / g s.s.	
albero modello				
	<i>fusto</i>	47.68	0.14	333.16
	<i>corteccia</i>	47.35	0.55	85.97
	<i>rami</i>	45.23	0.60	75.58
	<i>foglie</i>	46.81	2.40	19.49
lettiera				
	<i>produzione</i>	47.62	1.30	36.51
	<i>stock</i>	44.81	1.19	37.52
necromassa				
<i>classi</i>	<i>1</i>	47.21	0.27	1.77
	<i>2</i>	44.56	0.36	1.25
	<i>3</i>	44.84	0.56	0.80
suolo (senza radici)				
<i>profondità</i>	<i>5 - 10</i>	8.64	0.55	15.77
	<i>10 - 20</i>	4.97	0.33	15.07
	<i>20 - 30</i>	4.38	0.25	17.26

Tabella 15: valori delle concentrazioni di carbonio e azoto (g g^{-1} di sostanza secca) per diverse componenti della cerreta.

La componente con maggiore contenuto in N, come è noto, è quella fogliare (2.40 cg g^{-1}) in quanto organo deputato alla fotosintesi. Di conseguenza un elevato tenore di azoto è stato ritrovato, anche se in misura minore rispetto alle foglie, nella lettiera, sia in *input* che al suolo. Per la necromassa, invece, la percentuale di N aumenta con la classe di decomposizione e questo è dovuto alla maggiore crescita di microorganismi nel legno decomposto. Per lo stesso motivo, nel suolo all'aumentare della profondità, l'andamento è inverso e l'azoto diventa più raro. Per quanto riguarda il carbonio, i risultati di queste analisi di laboratorio sono state utilizzate per calcolare il contenuto in C nelle diverse componenti analizzate e considerate nel calcolo degli *stock*. In ogni caso questo elemento presenta valori più omogenei all'interno dell'ecosistema forestale per le diverse componenti. Le concentrazioni più alte si sono osservate nel suolo e in particolare nel primo strato, da 5 a 10 cm di profondità, dove ha raggiunto l'8.6% della sostanza secca. Di conseguenza il rapporto C/N è molto elevato nel suolo, soprattutto tra 20 e 30 cm di profondità, e molto basso nelle foglie, nella lettiera e nel legno in avanzato stato di

decomposizione. Per la biomassa epigea il più alto valore di C/N osservato è nel fusto dove c'è una elevata componente legnosa (e.g. lignina, cellulosa) ricca di carbonio e povera di proteine.

4.4.8 Stock totale della cerreta di Feudozzo

Lo stock di carbonio totale è risultato simile per tutte le particelle tagliate anche se leggermente più basso nella 97 (256.6 tC ha⁻¹) (tabella 16).

particella	epigeo	ipogeo	lettiera	necromassa	SOM	totale
	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹
08	73.60	17.66	0.39	10.30	166.33	268.3
06	62.80	15.07	0.65	2.18	190.05	270.8
97	80.20	19.25	0.70	1.70	154.75	256.6
70	135.20	32.45	1.25	4.75	197.14	370.8

Tabella 16: dati riassuntivi per particella dei cinque stock di carbonio misurati.

Tra particelle, le differenze maggiori sono state osservate per i valori di necromassa mentre i valori più alti sono stati riscontrati, per tutte le componenti, nella particella non tagliata che ha circa il 30% in più di stock rispetto alle medie delle altre tre. La gran parte delle differenze è dovuta alla maggiore biomassa arborea presente nella 70, non recentemente sottoposta ad interventi di taglio.

4.4.9 Allocazione di carbonio

La produzione primaria della biomassa epigea (ANPP) è stata calcolata come somma degli incrementi del soprassuolo e della produzione di lettiera (esclusi i rami), entrambe espresse in tonnellate per ettaro all'anno, ad eccezione della 08 per la quale il dato di incremento non è stato considerato poiché coincide con l'anno del taglio. L'allocazione totale ipogea è stata, invece, calcolata come TBCA ovvero come la differenza tra la respirazione annuale del suolo e la produzione di lettiera.

4.4.9.1 Produzione primaria netta epigea (ANPP)

4.4.9.1.1 Incrementi di biomassa del soprassuolo

L'indagine incrementale per i quattro popolamenti ha consentito una prima valutazione dell'accrescimento diametrico, in alcuni casi risalendo sino a 83 anni dal 2008. In figura 18 sono

stati riportati i grafici degli incrementi medi calcolati per particella. Gli incrementi maggiori sono stati osservati dal 1926 al 1949 con mm anno^{-1} di 9.5 nella particella 97. Successivamente i fusti hanno rallentato la crescita con valori minimi compresi tra 0.9 e 2.7 mm anno^{-1} . Dal 1949 è stata evidenziata un nuovo periodo di accrescimento (fino a 4.4 mm anno^{-1} nella 97 e 3.1 mm anno^{-1} nella 08) seguito nuovamente da una fase di decremento (figura 18a). Dal 1995 in poi, in concomitanza dei primi tagli di sementazione, è stata osservata una ripresa degli incrementi in particolare nella 97 con un massimo di 3.1 mm anno^{-1} (figura 18b).

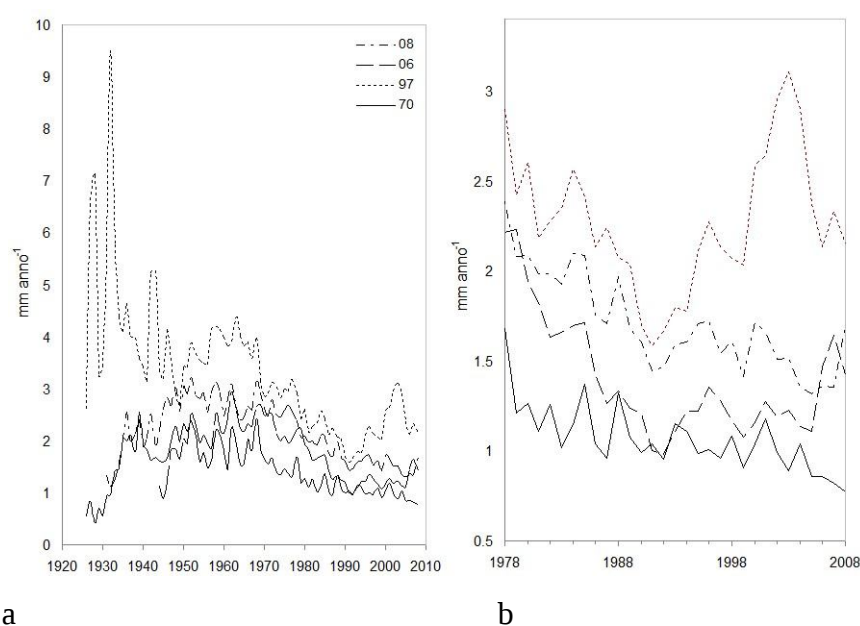


Figura 18: incrementi radiali degli ultimi 83 anni misurati nelle quattro particelle della crono sequenza. A sinistra le variazioni sull'intero periodo (a) e a destra gli ultimi 30 anni (b).

Sulla base degli incrementi misurati, è stata stimata la variazione della biomassa del soprassuolo in t C ha^{-1} , andando indietro fino all'anno di taglio ad eccezione della 08 che si trova ad appena un anno dalla sementazione. Con il calcolo dell'incremento percentuale di massa legnosa (figura 19) è stato stimato l'incremento corrente di *stock* di carbonio in tC ha^{-1} per gli ultimi 12 anni (periodo relativo ai tre tagli di sementazione) (figura 20).

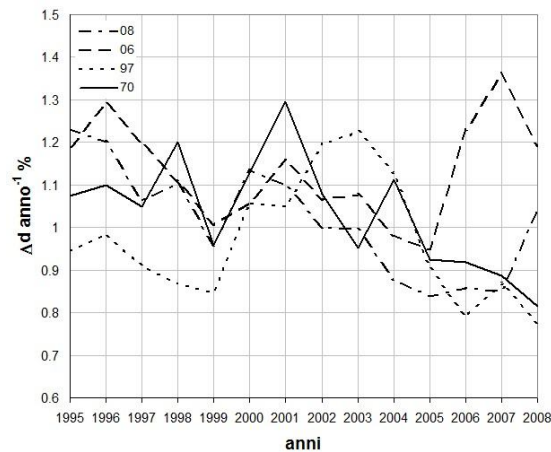


Figura 19: incremento percentuale di massa legnosa in percentuale calcolato a partire dagli anni successivi ai tagli di sementazione (particelle 97 e 06) e agli ultimi 13 anni per la particella non tagliata.

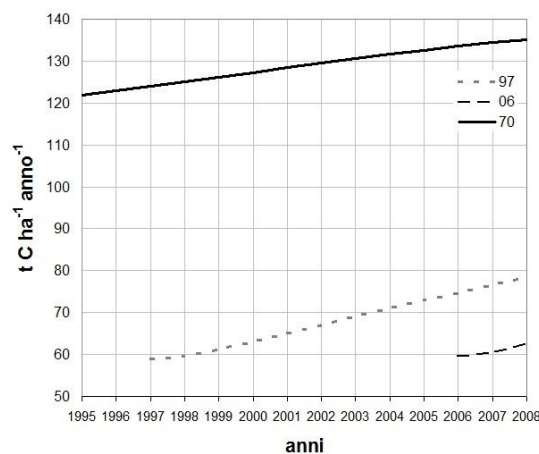


Figura 20: biomassa del soprassuolo in tC ha⁻¹ a partire dagli anni successivi ai tagli di sementazione (particelle 97 e 06) e agli ultimi 13 anni per la particella non tagliata.

In particolare dall'analisi descrittiva dei dati (tabella 17), è stato osservato che lo *stock* del soprassuolo della particella 97 è aumentato in media di 1.77 tC ha⁻¹ anno⁻¹ a differenza della particella non tagliata dove invece gli incrementi medi sono stati di 1.03 tC ha⁻¹ anno⁻¹. Il valore massimo di produzione del soprassuolo è inoltre risultato simile per le due particelle tagliate (2.10 tC ha⁻¹ anno⁻¹ nella 97 e 2 tC ha⁻¹ anno⁻¹ nella 08) rispetto alla non tagliata (1.30 tC ha⁻¹ anno⁻¹).

incrementi in t C ha⁻¹

	Range	Minimum	Maximum	Sum	Mean	Std. Deviation
97	1.60	.50	2.10	19.50	1.77	.44
06	1.20	.80	2.00	2.80	1.40	.85
70	.50	.80	1.30	12.30	1.03	.14

Tabella 17: analisi descrittiva degli incrementi per il periodo dal 1997 al 2008 degli incrementi di biomassa del soprassuolo-

4.4.9.1.2 Produzione di lettiera

Per i dati del campionamento di produzione di lettiera, il risultato più evidente è stata la maggior produzione di ghianda nelle particelle a pochi anni dal taglio con 0.36 tC ha^{-1} ($\sigma = 17.5$) e 0.11 tC ha^{-1} ($\sigma = 6.9$) rispettivamente per la 06 e per la 08, mentre la 97 e la 70 hanno mostrato una produzione di ghianda molto bassa (tabella 18).

particella	ghiande		rami		foglie		totale
	t C ha^{-1}	σ	t C ha^{-1}	σ	t C ha^{-1}	σ	t C ha^{-1}
08	0.11	6.9	0.03	1.4	0.53	9.3	0.67
06	0.36	17.5	0.06	2.2	0.66	6.8	1.08
97	0.03	1.7	0.03	1.2	0.61	4.3	0.67
70	0.04	2.4	0.19	4.9	1.55	10.7	1.78

Tabella 18: produzione di lettiera in tC ha^{-1} e deviazione standard (σ) delle componenti della produzione per le quattro particelle.

Il valore più elevato di produzione di foglie è stato osservato nella 70 con 1.55 tC ha^{-1} ($\sigma = 10.7$) in accordo anche con i valori di LAI e di copertura delle chiome (Cap. 3). Il rapporto tra *input* e *stock* di lettiera (par. 4.4.3), è una misura del *turnover* di questa componente, ed è più alto nella 08 e nella 06 (1.7) mentre tende all'equilibrio nella particella a 12 anni dal taglio e nella non tagliata (tabella 19). Il proseguimento delle misure nei prossimi anni sarà necessaria per confermare questo risultato.

particella	<i>input</i>	<i>stock</i>	<i>input/stock</i>
	t C ha^{-1}	t C ha^{-1}	
08	0.67	0.39	1.7
06	1.08	0.65	1.7
97	0.67	0.70	1.0
70	1.78	1.25	1.4

Tabella 19: tabella riassuntiva della produzione e dello *stock* di lettiera e rapporto tra queste due variabili.

4.4.9.1.3 Allocazione epigea totale

La produzione primaria della biomassa epigea (ANPP) è stata calcolata sommando i dati di *input* di lettiera (senza la componente in rami) e di incremento di *stock*. Per la 08 il dato di incremento non è stato considerato poiché coincide con l'anno del taglio. Dalla somma di queste due variabili è emerso che la produzione maggiore si osserva nella particella a meno anni dal taglio in risposta all'incremento delle risorse disponibili per le piante rilasciate (tabella 20).

particella	incrementi soprassuolo	input di lettiera	ANPP
	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹
06	2.0	1.02	3.02
97	1.8	0.64	2.44
70	0.8	1.59	2.39

Tabella 20: produzione primaria della biomassa epigea (ANPP) e produzione primaria totale ipogea (BNPP) per le quattro particelle. L'ANPP annuale non è stata misurata per la 08 dal momento che il campionamento è coincide con l'anno del taglio.

La produzione, infatti, tende ad aumentare all'inizio della cronosequenza con un massimo a tre anni dal taglio (3.02 tC ha⁻¹), per poi mantenersi relativamente costante nella 70 (2.39 tC ha⁻¹). Nonostante l'incremento annuale tenda a diminuire nella 70, la produzione epigea totale è risultata simile a quella della 97, grazie ad una maggiore allocazione alla componente fogliare.

4.4.9.2 Allocazione totale ipogea (TBCA)

In tabella 21 sono state riportate le stime relative alla respirazione annuale del suolo, per la quale si rimanda al capitolo 5 di questo lavoro, e alla produzione di lettiera di cui si è discusso nel paragrafo precedente, entrambe espresse in gC m⁻² anno⁻¹. Il TBCA è risultato più alto nelle particelle tagliate rispetto alla non tagliata e con incrementi maggiori di allocazione a partire dai tre anni dal taglio, tale andamento è simile a quello riscontrato per l'ANPP (par. 4.4.9.1.3).

particella	input lettiera	R _s	TBCA
	gC m ⁻² anno ⁻¹	gC m ⁻² anno ⁻¹	gC m ⁻² anno ⁻¹
08	66.7	1488.1	1421.4
06	108.0	1937.1	1829.0
97	67.1	1645.7	1578.7
70	177.8	1496.3	1318.5

Tabella 21: stima del TBCA annuale per particella, a partire dai dati di input di lettiera e di respirazione del suolo (R_s) relativi all'anno di campionamento 2009. Per i dati di R_s fare riferimento al capitolo 5.

Sui dati di *input* di lettiera e di respirazione del suolo (R_s) sono state effettuate due analisi di regressione lineare, una con tutte le particelle e un'altra considerando solo le tagliate. Nel primo caso la retta non è risultata significativa (R²=0.3) mentre nel secondo, e quindi escludendo dall'analisi la 70, è stato ottenuto un miglioramento della retta (R²=0.9) dovuto al fatto che le particelle tagliate hanno caratteristiche ecologiche simili tra loro e quindi una bassa produzione di lettiera associata ad una respirazione del suolo più alta della 70 (figura 21).

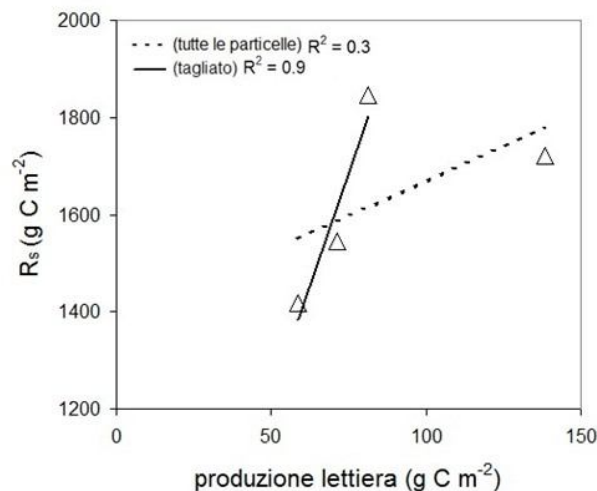


Figura 21: relazione tra input di lettiera epigea e respirazione del suolo. Sono riportate anche le regressioni lineari per tutte le particelle (linea tratteggiata) e solo per quelle tagliate (linea continua).

I valori misurati per Feudozzo sono stati confrontati con quelli già presenti in letteratura (Tognetti e Marchetti, 2006) (figura 22). I dati misurati a Feudozzo risultano più alti, a parità di *input* di lettiera epigea, di quelli riportati in letteratura. Questo è particolarmente vero per i dati delle tre particelle sottoposte più recentemente ad interventi di gestione nelle quali il rapporto tra input di lettiera e respirazione del suolo può essere più lontano dalle condizioni di equilibrio.

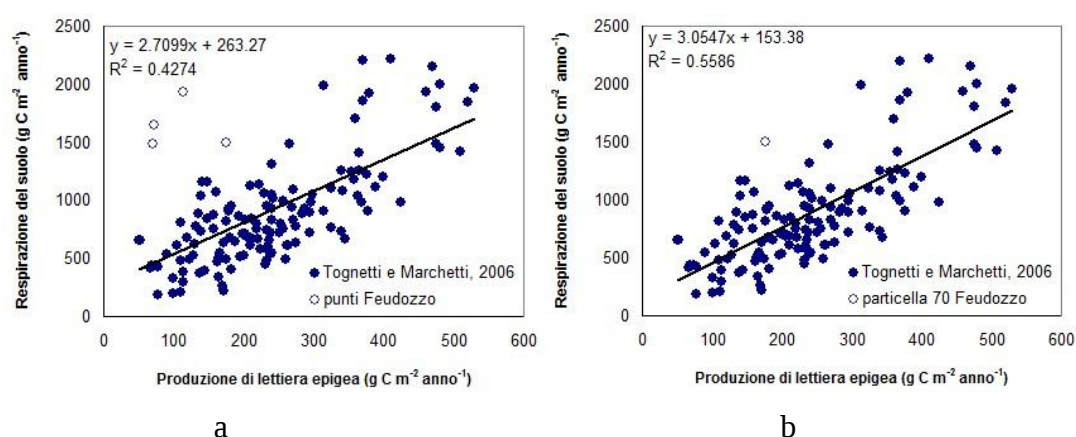


Figura 22: confronto tra i dati presenti in letteratura in blu (Tognetti e Marchetti, 2006) e quelli stimati per Feudozzo (bianchi). Nella regressione del grafico a sono state considerate tutte le particelle di Feudozzo mentre nel secondo caso (b) solo la particella 70.

In effetti, qualora si inseriscano tutte le particelle di Feudozzo tra i dati utilizzati per determinare la relazione tra input di lettiera e R_s da Tognetti e Marchetti (2006), la regressione lineare tende a peggiorare (R^2 da 0.58 a 0.43) (figura 22a). Altresì, considerando solamente la particella 70 la relazione rimane pressoché immutata ($R^2=0.56$) (figura 22b). Sembra quindi che solamente per la 70 siano rispettate le assunzioni che sono state utilizzate per lo sviluppo del TBCA.

4.4.10 Correlazione tra le variabili

Per le quattro particelle è stata, infine, calcolata una matrice di correlazione di Pearson per testare la similarità tra le variabili misurate (tabella 22).

Correlation between Vectors of Values											
Proximity Matrix	stock							ANPP			
	anni	azoto	epigeo	ipogeo	lettiera	necromassa	SOM	incrementi	input lett	ANPP	TBCA
anni	1.0										
azoto	0.873	1.000									
epigeo	0.980	0.898	1.000								
ipogeo	0.980	0.898	1.000	1.000							
lettiera	0.968	0.854	0.905	0.905	1.000						
necromassa	-0.178	0.099	0.022	0.022	-0.372	1.000					
SOM	0.525	0.807	0.493	0.493	0.636	-0.106	1.000				
incrementi	-0.959	-0.723	-0.958	-0.958	-0.901	-0.783	-0.156	1.000			
input lettiera	0.848	0.950	0.812	0.812	0.906	-0.184	0.896	-0.597	1.000		
ANPP	-0.586	-0.152	-0.584	-0.584	-0.450	-0.241	0.479	0.792	0.017	1.000	
TBCA	0.106	0.225	-0.046	-0.046	0.346	-0.674	0.693	0.633	0.503	0.974	1.000

Tabella 22: matrice di correlazione di Pearson con valori di significatività compresi tra -1 e +1. l'analisi è stata applicata alle quattro particelle e ai relativi valori degli *stock* e della produzione. Per gli *stock* sono stati considerati: l'epigeo, l'ipogeo, la lettiera, la necromassa e la SOM; per la produzione sono stati considerati: gli incrementi di

stock epigeo, la produzione di lettiera, il totale della produzione epigea e il TBCA. In rosso sono state riportate le correlazioni negativamente significative mentre in blu quelle positivamente significative.

La produzione ANPP è risultata inversamente proporzionale allo *stock* epigeo, così come tra il contenuto di N e l'incremento del soprassuolo ma questo è da mettere in relazione con il fatto che la particella con maggiore *stock* di N (70) è quella per la quale i dati di incremento sembrano indicare una fase di rallentamento della crescita. Gli *stock*, infatti, così come la distribuzione del carbonio tra le componenti, sono tutti correlati positivamente sia tra loro, sia con il contenuto di azoto del suolo. La SOM è correlata positivamente con lo *stock* di lettiera e necromassa, come anche con la produzione di lettiera.

4.4 Discussione dei risultati

I valori di biomassa epigea della cerreta di Feudozzo rientrano ampiamente in quelli delle altre cerrete dell'Alto Molise, così come gli *stock* stimati per il sottobosco e per il soprassuolo, sono in linea con quelli presenti in letteratura (Chirici *et al.*, 2009). A questo proposito un'ulteriore conferma è stata ottenuta dall'elevata significatività ($R^2=0.99$) del confronto tra relazione allometrica realizzata con il metodo degli alberi modello e le tavole dendrometriche per le cerrete molisane (Antoniotti, 1950). Il taglio di sementazione ha portato ad una diminuzione del 50% in media dello *stock* di biomassa epigea, pari a circa 70 tC ha⁻¹ rispetto alla non tagliata. Pertanto, poiché la provvigione del bosco di Feudozzo è stata interamente destinata alla legna da ardere, si può stimare che il tempo di ritorno dello *stock* di C in atmosfera sottoforma di CO₂, sia di circa tre anni (Scott *et al.*, 2004) e, se si considera che a 1 gC corrispondono 3.67 gCO₂ atmosferica fissata, il risultato è che con il taglio di sementazione sono state rimesse in atmosfera circa 257 tCO₂ per ettaro tagliato. Ovviamente, qualora la legna fosse stata destinata, in tutto o in parte alla sostituzione di combustibili fossili (es. meno gasolio, gas o kerosene per riscaldamento), il bilancio di C atmosferico avrebbe avuto comunque un vantaggio.

Con la riduzione della componente arborea è stato osservato un minore apporto di carbonio al suolo e valori di *stock* di lettiera, ad un anno dal taglio, di appena 0.39 tC ha⁻¹ (1.25 tC ha⁻¹ nella particella 70). Il rapporto tra quantità di lettiera prodotta e quantità presente al suolo, è maggiore di 1 per i primi anni dopo il taglio, mentre è uguale a 1 nelle particelle 97 e 70, dove la biomassa di lettiera stoccata è uguale a quella che cade dalle piante. Nel dato di *stock* di lettiera non è stato incluso il residuo legnoso, poiché precedentemente campionato durante i rilievi per la necromassa. Il residuo legnoso è comunque risultato abbondante solo nella fase immediatamente successiva al taglio come conseguenza delle pratiche di esbosco (9.5 tC ha⁻¹, esclusi alberi morti

in piedi). Come è noto dalla letteratura, lo sviluppo di uno strato di rinnovazione e di sottobosco agisce favorevolmente sull'apporto di lettiera e quindi sulla fertilizzazione del suolo. La crescita della biomassa nello strato dominato è una conseguenza diretta della diminuzione della copertura arborea. Il dato di *stock* di questa componente è risultato pari a 2.9 tC ha⁻¹ a tre anni dopo il taglio e a 15 tC ha⁻¹ a 12 anni, con una produzione annuale media di circa 1-1.2 tC ha⁻¹ anno⁻¹. La rinnovazione agamica è molto intensa nei primi tre anni, successivamente si assiste ad un aumento della mortalità delle ceppaie con incremento dello *stock* delle ceppaie morte da 0.18 tC ha⁻¹ della 06 a 0.34 tC ha⁻¹ della 97. Per quanto riguarda la rinnovazione agamica, il novellame di *Quercus cerris* è pressoché assente nella particella non tagliata (70) e in quella appena tagliata (08). Lo *stock* di novellame di 0.28 t ha⁻¹, costituito per il 90.7% dal cerro, è stato misurato soltanto dopo 12 anni dalla sementazione. Per quanto riguarda il suolo, secondo l'ANOVA, il taglio di sementazione non ha apportato modificazioni al contenuto di carbonio della sostanza organica, dal momento che lo *stock* di SOM non è risultata significativamente diversa né tra le particelle né a diverse profondità di campionamento (da 0 a 30 cm). La densità del suolo, invece, è elevata nella 08, probabilmente a causa del passaggio dei mezzi cingolati utilizzati per la raccolta della legna tagliata durante l'esbosco, e tende a ridursi gradualmente con il passare del tempo. Diverso è stato, invece, il risultato ottenuto per il contenuto di azoto del suolo che risulta inferiore nella particella a 12 anni dal taglio. Infatti, nonostante il *trend* positivo dell'*input* di lettiera e della biomassa epigea lungo la cronosequenza, nella 97 sono stati stimati 10.7 tN ha⁻¹, rispetto alle 17.6 tN ha⁻¹ della particella non tagliata. Questo è dovuto probabilmente alla diversa e più intensa gestione che è stata realizzata in questa parte della cerreta, come è emerso in parte anche dall'analisi degli accrescimenti degli anelli annuali. Un effetto positivo del taglio, invece, è stato l'aumento dell'ANPP nelle piante rilasciate, dovuta alla presenza di nuove disponibilità di nutrienti e a minore competizione. Se si considerano i risultati dell'analisi incrementale e le notizie riportate nei piani di gestione (Cap. 2), le fasi di accrescimento si possono ricondurre a quattro periodi di gestione selvicolturale. Nel primo periodo che va dal 1926 al 1949 il bosco è stato gestito in maniera intensiva con governo a ceduo matricinato e in particolare le utilizzazioni sono state più elevate nella particella 97, questo è dovuto probabilmente all'istituzione della Stazione Razionale d'Alpeggio nel 1932 e probabilmente al fatto che solo nel 1949 fu costruita una vera e propria strada per l'esbosco, la così detta strada della Torre, che permetteva il facile accesso anche alle altre particelle. In questa fase si assiste ad una diminuzione degli accrescimenti radiali che culmina nel 1949, quando Montaldo descrive la cerreta di Feudozzo come un ceduo deperiente con matricine di 25 anni. Nel secondo periodo, dal 1949 al 1963, sono stati effettuati i tagli di avviamento all'alto fusto con l'asportazione di oltre 9800 m³ su una

superficie di circa 80 ettari (La Marca, 1977). Come conseguenza, in corrispondenza di tale periodo, si osserva nuovamente un incremento dei diametri in tutta la cerreta seguito da un lento decremento dovuto alla chiusura progressiva del bosco. Nella terza fase, dal 1977 al 1980, la cerreta, costituita ormai da una fustaia transitoria, viene adibita a riserva faunistica da La Marca che nel secondo PDA non prescrive alcun taglio fino allo scadere del piano. In tale periodo gli incrementi diminuiscono ulteriormente fino all'ultima fase, quella attuale, iniziata circa nel 1995 in concomitanza dei primi tagli di sementazione. Il turno stabilito per Feudozzo e per le cerrete del Comune di S. Pietro Avellana (Patrone, 1960; La Marca, 1977) era intorno ai 90 anni ma gli attuali tagli di sementazione sono stati effettuati a 69 anni nella particella 97, a 78 anni nella 06 e a 80 anni nella 08.

I valori misurati per la produzione di lettiera rientrano nell'intervallo stimato per gli ecosistemi forestali, compreso tra 52 e 530 gC m⁻² anno⁻¹ (Tognetti e Marchetti, 2006). La retta di regressione tra *input* di lettiera e respirazione del suolo trovata per le particelle tagliate ha una pendenza maggiore rispetto a quelle presenti in letteratura e tale andamento è stato riscontrato in misura minore anche da Tognetti e Marchetti (2006) per le foreste giovani a causa del più elevato tasso di respirazione radicale e di decomposizione della lettiera ipogea, che comporta una maggiore respirazione del suolo rispetto alla produzione ed ai tassi di decomposizione della lettiera epigea. Al contrario, nella particella non tagliata, ad un maggiore apporto di lettiera si contrappone una respirazione più bassa rispetto a quella delle particelle tagliate, da mettere in relazione all'assenza di disturbo, alla minore escursione microclimatica ma anche ad un'inferiore attività di crescita (Cap. 5). Per la 70 si può ragionevolmente ritenere che sia valida l'assunzione di equilibrio tra *input* e *output* di lettiera e la sostanziale invarianza degli *stock* al suolo e quindi si può applicare con affidabilità l'equazione del TBCA. Tognetti e Marchetti (2006), riportano un rapporto fra allocazione totale ipogea di C e caduta di lettiera che varia da 12 a 2.5 per *input* di lettiera da 50 a 200 gC m⁻² anno⁻¹ ed il dato rilevato a Feudozzo nella 70 (7.4) rientra pienamente nell'intervallo riportato. Tale rapporto, invece, nel caso delle particelle tagliate di Feudozzo, è nettamente superiore con 22.3 nella 08, 16 nella 06 e 23.8 nella 97. In letteratura restano comunque ancora scarsi gli studi per le foreste gestite, in particolare per i boschi Mediterranei e pertanto sarebbero necessari ulteriori dati per approfondire l'analisi del TBCA per le particelle tagliate.

5.1 Respirazione del Suolo

La respirazione del suolo (R_s) è costituita dalla respirazione autotrofa delle radici e delle micorrize e da quella eterotrofa dovuta alla decomposizione della sostanza organica (lettiera epigea, residui di radici fini e altro materiale organico nel suolo, carbonio nel suolo) per opera dei decompositori. A scala globale, l'emissione annuale dovuta alla R_s è di circa 50-75 Pg C anno e rappresenta il secondo flusso in termini di grandezza dopo la produzione primaria lorda (GPP) con 100-120 Pg C anno (Raich e Schlesinger, 1992). In percentuale la R_s può arrivare a costituire il 62-90% del flusso totale di CO_2 emesso dall'ecosistema forestale in atmosfera (Schlesinger e Andrews, 2000). In un'analisi dei dati rilevati nei siti Euroflux, Janssens e colleghi hanno trovato che, per foreste poco disturbate, R_s rappresentava il 63% della respirazione totale dell'ecosistema (Janssens *et al.*, 2001). In generale, la frazione autotrofa rappresenta il 40-70% del totale della respirazione del suolo (Bond-Lamberty *et al.*, 2004; Subke *et al.*, 2006). Da un'analisi eseguita da Hibbard *et al.*, (2005) è risultato che la respirazione del suolo incrementa in diversi biomi secondo il seguente ordine: praterie < foreste di latifoglie decidue < foreste di conifere sempreverdi. In particolare sono stati osservati picchi massimi di respirazione da Marzo ad Aprile nelle praterie e da Luglio a Settembre negli altri biomi. Inoltre, le foreste decidue hanno mostrato una correlazione significativa con la temperatura e con la caduta di lettiera e una bassa correlazione con lo sviluppo della biomassa radicale (Hibbard *et al.*, 2005). Il fattore che influenza maggiormente la respirazione del suolo nel tempo e nello spazio è il clima che modifica la velocità di decomposizione della sostanza organica. Altre variabili che incidono sul flusso di CO_2 del suolo sono lo *stock* di SOM, l'*input* di sostanza organica al suolo (lettiera), il rapporto C/N nel suolo e nella lettiera, (Burton *et al.*, 1998; Bahn *et al.*, 2006), i parametri fisici del suolo (tessitura, porosità, pH), i disturbi (il fuoco, l'erosione e la gestione) (Law *et al.* 2002, 2003; Hibbard *et al.* 2003), la produzione primaria globale (GPP) (Janssens *et al.*, 2001) e la produzione primaria netta (NPP) (Nadelhoffer e Raich, 1992; Raich e Tufekciogul, 2000). I risultati dei lavori sugli effetti della gestione sulla R_s sono contrastanti. Nel caso del taglio raso, per alcuni siti è stato osservato un aumento della R_s subito dopo il taglio, in altri un decremento e in altri casi ancora non è stato misurato alcun effetto (Laporte *et al.*, 2003). Questa variabilità nella risposta del suolo alla gestione si può attribuire alla variabilità spaziale della temperatura e dell'umidità del suolo e ai fattori di resilienza degli ecosistemi che dipendono dalle caratteristiche stazionali e che sono pertanto diverse per ogni sito (Laporte *et al.*, 2003).

5.1.1 Modelli di respirazione de suolo

Vista la molteplicità dei fattori che determinano la variabilità della respirazione del suolo, in letteratura sono stati proposti numerosi modelli per la stima e la ricostruzione dei dati di flusso campionati. In particolare lo sforzo comune tende a voler discriminare gli effetti climatici da quelli biologici (Reichstein *et al.*, 2003). In numerosi studi è stato riconosciuto che la temperatura e il contenuto idrico del suolo (SWC) sono le variabili principali in grado di spiegare la R_s . Non sempre però questi fattori sono preminenti nello spiegare la variabilità del dato di R_s in un dato sito, in particolare per gli ecosistemi gestiti.

L'equazione più utilizzata è quella di Van't Hoff (1885) successivamente sviluppata da Lloyd e Taylor (1994) per modellizzare la respirazione del suolo (R_s) in base alla temperatura. Poiché la respirazione è fondamentalmente un processo cellulare, per la sua modellizzazione sono stati usati principi di cinetica enzimatica come il rapporto tra attività enzimatica e temperatura (Van't Hoff, 1885; Arrhenius, 1889) ed è stato sviluppato il modello del Q_{10} secondo la seguente equazione:

$$R_s = R_0 Q_{10}^{(T_s - 10)/10}$$

dove R_0 è la respirazione basale a 10° C, t è la temperatura del suolo ad una determinata profondità nel suolo (in genere 5 cm) ed il fattore Q_{10} rappresenta l'aumento della respirazione per una variazione di 10 ° C di temperatura del suolo.

Considerando anche la variabile del contenuto idrico, una delle equazioni riportata in letteratura è la seguente:

$$R = \alpha e^{BT} \chi \theta$$

dove θ è il contenuto idrico del suolo, T è la temperatura del suolo a 5 cm di profondità e B , χ e α sono parametri (Gulledge e Schimel, 2000). In un lavoro più recente è stato evidenziato come non sempre un'equazione esponenziale sia in grado di descrivere l'andamento dei dati di respirazione rispetto a quelli di temperatura (Khomik *et al.*, 2009). Molto spesso, infatti, la curva di respirazione raggiunge un livello massimo oltre il quale la curva si piega e il flusso resta costante nonostante l'incremento della temperatura. Tale fenomeno dipende dal fatto che ad alte temperature la capacità enzimatica dei batteri, come per ogni organismo biologico, può essere inibita dallo stress dovuto al calore e a questo si aggiunge anche la concomitante diminuzione della disponibilità idrica del suolo (Atkin e Tjoelker, 2003; Davidson *et al.*, 2006). In tali casi, quindi, i dati possono essere spiegati meglio con un modello di tipo logistico che permette alla R_s

di curvare in corrispondenza di alte temperature. Gli autori hanno utilizzato la seguente equazione che hanno definito *Gamma model* (Khomik *et al.*, 2009):

$$R = (T)^{\alpha} e^{\beta_0 + \beta_1(T)}$$

dove T è la temperatura del suolo a 5 cm mentre α , β_0 e β_1 sono i coefficienti della curva e i parametri da stimare, e funzionano in modo tale che quando α è uguale a zero, il modello diventa esponenziale mentre quando β_1 è uguale a zero il modello diventa una funzione di potenza. Il valore massimo della temperatura (T_{max}) è il valore di temperatura alla quale la respirazione raggiunge il suo livello massimo e, con il *Gamma model*, può essere stimato dalla seguente equazione:

$$T_{max} = \left(\frac{\alpha}{-\beta_1} - 40 \right)$$

dove α , e β_1 sono i parametri stimati con il modello e -40 corrisponde alla soglia minima di temperatura in corrispondenza della quale è ancora presente un processo di respirazione. Il modello è stato successivamente modificato dagli stessi autori (Khomik *et al.*, 2009) e testato con successo sui dati relativi alla respirazione del suolo del ceduo di cerro di Roccarespanpani a diversi anni dal taglio (1 – 17 anni) (Tedeschi *et al.*, 2006). Considerando che per il sito era stata riscontrata una soglia di contenuto idrico del suolo ($SWC < 20\%$) al di sotto della quale la respirazione si riduceva, i parametri dell'equazione del *Gamma model* sono stati modificati nel seguente modo:

$$\alpha = \alpha_0 X_i - \alpha_{01} X_i + \alpha_{02} Ms20_i X_i$$

$$\beta_0 = \beta_0 - \beta_{01} + \beta_{02} Ms20_i$$

$$\beta_1 = \beta_1 \ln(X_i) - \beta_{11} \ln(X_i) + \beta_{12} Ms20_i \ln(X_i)$$

dove α_{01} , α_{02} , β_{01} , β_{02} , β_{11} e β_{12} sono coefficienti da stimare, X_i è la temperatura del suolo a 5 cm di profondità e $Ms20_i$ è una variabile “fittizia” per il contenuto idrico del suolo che è uguale a 1 se SWC è maggiore del 20% e a zero se è inferiore. Quindi in condizioni in cui $SWC < 20\%$ ($Ms20_i = 0$), l'equazione diventa:

$$Y_i = X_i^{\alpha_{01}} e^{\beta_{01} + \beta_{11} X_i + \beta_{21} X_{i,2} + \varepsilon_i}$$

mentre per le condizioni in cui $SWC > 20\%$ ($Ms20i = 1$), il modello diventa:

$$Y_i = X_i^{(\alpha_{01} + \alpha_{02})} e^{(\beta_{01} + \beta_{02}) + (\beta_{11} + \beta_{12}) X_i + \beta_{21} X_{i,2} + \varepsilon_i}$$

dove ε_i è l'errore random e X_{i2} è il contenuto di carbonio nel suolo. Il modello così espanso, include sia la temperatura che il contenuto idrico del suolo e può caratterizzare la respirazione del suolo anche in condizioni di stress idrico (Khomik *et al.*, 2009). In generale comunque, i modelli che considerano solo la temperatura, non si adattano alle condizioni in cui la scarsa umidità del suolo limita i processi di decomposizione della sostanza organica riducendo il flusso di CO_2 verso l'atmosfera (Atkin e Tjoelker, 2003; Davidson *et al.*, 2006).

5.2 Materiali e metodi

5.2.1 Metodi per la misura della respirazione del suolo

Per la misura della respirazione del suolo, nel mese di Marzo 2009, sono stati installati dei collari di 10 cm diametro, profondi 5-7 cm con due staffe metalliche da 12-15 cm per facilitare la loro inserzione e mantenimento in posizione per il periodo di campionamento. Per ogni particella, sono stati installati in 5 gruppi da tre repliche per un totale di 60 punti di campionamento in tutta la crono sequenza. Le misure sono state effettuate con l'IRGA (*Infrared Gas Analyzer*) EGM-4 equipaggiato con la camera SRC-1 per la respirazione del suolo (PP-Systems, Hitchin, UK). La camera è cilindrica con un volume di 1170 cm³, una sezione di base di 78.5 cm² e un diametro di 10 cm. Un piccolo ventilatore assicura un buon circolo di aria. Il principio di misura è quello di un sistema dinamico chiuso che determina il tasso di respirazione dalla variazione della concentrazione di CO_2 all'interno della camera inserita sopra il collare. Il tasso di respirazione viene determinato tramite una relazione lineare tra valori di concentrazione tra 30-40 s e 120 s dall'inizio delle misure. Il sistema è equipaggiato con un sensore di temperatura del suolo che registra la temperatura di ogni misura effettuata. Le misure sono state effettuate a metà giornata, momento considerato rappresentativo delle condizioni giornaliere. E' stato effettuato anche un ciclo giornaliero di misure che ha confermato come la misura a metà giornata fosse in effetti rappresentativa e confermando lavori passati in altri siti (Matteucci *et al.*, 2000).

Le misure della respirazione sono state fatte con frequenza mensile prima dell'inizio della stagione vegetativa e successivamente con frequenza quindicinale fino al 31 di Ottobre. I dati

sono stati analizzati dopo aver calcolato la media e la deviazione standard delle tre repliche per ogni plot e per singola misura effettuata. Per il calcolo del valore per particella i valori dei plot sono stati mediati tra loro.

5.2.2 Metodi per la misura della temperatura e dell'umidità dell'aria e del suolo.

Al centro dei punti di misura della R_s , è stata posizionata una sonda a 5 cm per il rilievo, con frequenza semioraria, del contenuto idrico (SWC) e della temperatura del suolo (T_s) (ECH2O, Decagon Instruments, USA). Al centro dell'ADS di ogni particella è stata installata su di un palo a circa 2 m dal suolo una sonda per il rilievo della temperatura e dell'umidità dell'aria, sempre con frequenza semioraria. Il *data logger* è stato anch'esso installato sul palo al centro dell'ADS. In totale sono state posizionate 12 sonde per il suolo e 4 per l'aria. Per i dati microclimatici, temperatura a 2 m sotto copertura e temperatura e contenuto idrico del suolo, sono state calcolate le medie giornaliere.

5.2.3. Modellizzazione dei dati

Nel seguente lavoro quindi, per la stima di R_s , sono stati utilizzati tre modelli: il Q_{10} , il modello per il contenuto idrico di Gullledge e Schimel (2000) e il *Gamma model* (Khomik *et al.*, 2009). Poiché alcune delle variabili richieste dai modelli non sono state rilevate in tutti i plot di misura (contenuto di carbonio e contenuto idrico del suolo), per l'applicazione delle equazioni sono stati selezionati set diversi di dati. Tutti i dati di respirazione sono stati descritti, per la variabile della temperatura, con il modello Q_{10} e con il *Gamma model*. Per la variabile del contenuto idrico, invece, è stato applicato il modello di Gullledge e Schimel (2000) ai soli dati misurati sui plot dove è stata installata la sonda per il rilievo del SWC (tre plot su cinque per particella) e, per effettuare un confronto, sullo stesso set di dati è stata applicata anche l'equazione con la sola variabile della temperatura del suolo. Lo stesso procedimento è stato utilizzato per l'applicazione del *Gamma model* nella versione con SWC e con il contenuto di carbonio del suolo. Per valutare la variabilità tra i siti e tra singoli plot è stata effettuata l'ANOVA con il *software* SPSS.

Infine è stata stimata la respirazione del suolo per l'anno 2009 sulla base della temperatura del suolo a 5 cm di profondità utilizzando i parametri calcolati con la regressione non lineare con il *software* SPSS per i modelli del Q_{10} e il *Gamma model*. In particolare quest'ultimo è stato utilizzato per la 70 nei periodi di stress idrico con $SWC < 20\%$. I risultati ottenuti, come si detto precedentemente, sono stati anche applicati al calcolo del TBCA (Cap. 4).

5.3 Risultati

5.3.1 Microclima

La temperatura del suolo ha avuto un andamento simile durante Aprile per tutte le particelle con la media di 10 °C (figura 1). Con l'inizio della stagione vegetativa le particelle si sono differenziate e, mentre la 70 ha mantenuto valori di 13 °C durante Maggio, le particelle tagliate, caratterizzate da una minore copertura, hanno raggiunto i 16 °C. I picchi di T_s sono stati osservati ad Agosto con la media di 26.3 °C per la 08, 24.2 °C per la 06 e 20 °C per la 97 mantenendosi diverse e più alte rispetto alla 70 (17.3 °C). La minima registrata per il suolo, è stata di 6.3 °C ad Ottobre nella 70, simile comunque per questo mese alle altre particelle (08 6.6 °C, 06 7.3 °C e 97 7.5 °C) (figura 1).

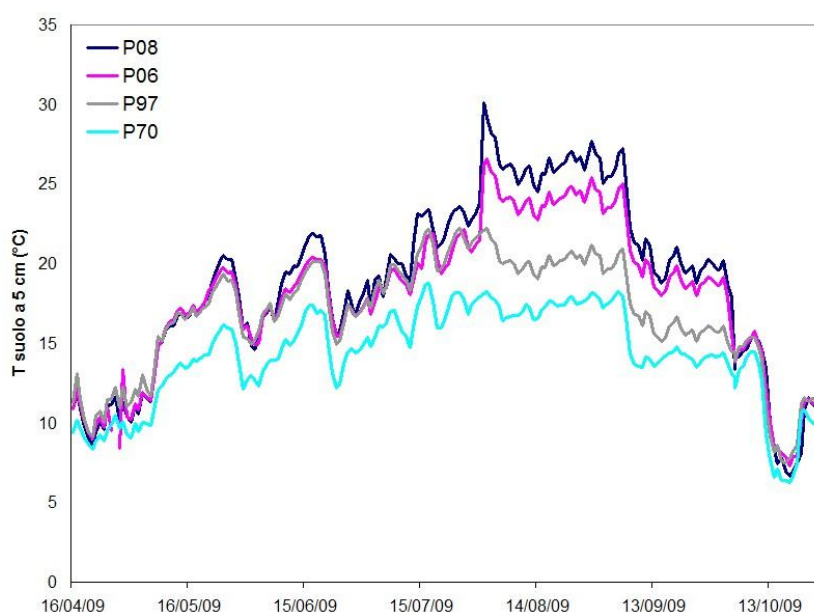


Figura 1: andamento giornaliero della temperatura del suolo a 5 cm di profondità. Dati semiorari della particella: 08 (P08), 06 (P06), 97 (P97) e 70 (P70).

E' interessante segnalare come anche la particella 97 abbia valori di T_s minori rispetto alla 08 e 06, indicando che lo strato inferiore (arboreo, arbustivo, erbaceo), più sviluppato che nelle altre due particelle tagliate è in grado di mantenere temperature al suolo più miti.

L'andamento giornaliero del contenuto idrico del suolo (SWC , $m^3 m^{-3}$) è riportato in figura 2. Anche per questa variabile la particella non tagliata ha mostrato i valori più bassi della cronosequenza, ad eccezione del periodo tra metà Luglio e metà Settembre, nel quale la 06 ha avuto valori minori. Ad Aprile, infatti, in corrispondenza con il livello massimo di SWC per tutto il periodo campionato, nella 70 si sono registrati in media $0.38 m^3 m^{-3}$ rispetto $0.56 m^3 m^{-3}$, $0.53 m^3 m^{-3}$ e $0.57 m^3 m^{-3}$ rispettivamente della 08, 06 e 97. Il SWC è successivamente diminuito gradualmente fino al minimo registrato ad Agosto con $0.23 m^3 m^{-3}$ nella 08, $0.14 m^3 m^{-3}$ nella 06,

0.24 m³ m⁻³ nella 97 e 0.17 m³ m⁻³ nella non tagliata. Con le piogge di Ottobre, il contenuto idrico è nuovamente aumentato senza però raggiungere i livelli dell'inizio del periodo di campionamento (figura 2)

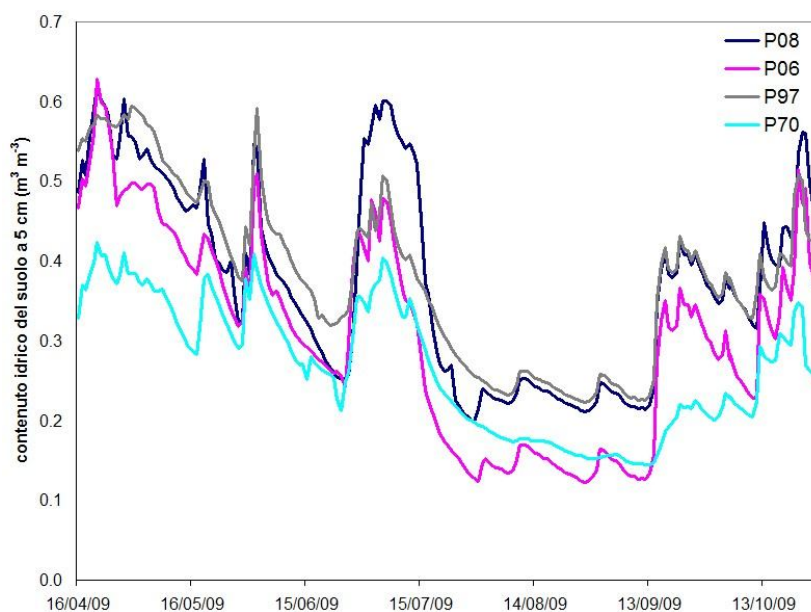


Figura 2: andamento giornaliero del contenuto idrico del suolo m³ m⁻³ a 5 cm di profondità. Dati semiorari della particella: 08 (P08), 06 (P06), 97 (P97) e 70 (P70).

5.3.2 Respirazione del suolo

Da Marzo ad Ottobre sono stati effettuati 12 cicli di misure giornaliere di CO₂ e temperatura del suolo a 5 cm di profondità su 15 collari per ciascuna particella. Come spiegato nella sezione precedente, dall'intero set di dati, sono state calcolate le medie di Rs e Ts per particella e per data di campionamento. Questi valori sono riportati in figura 3.

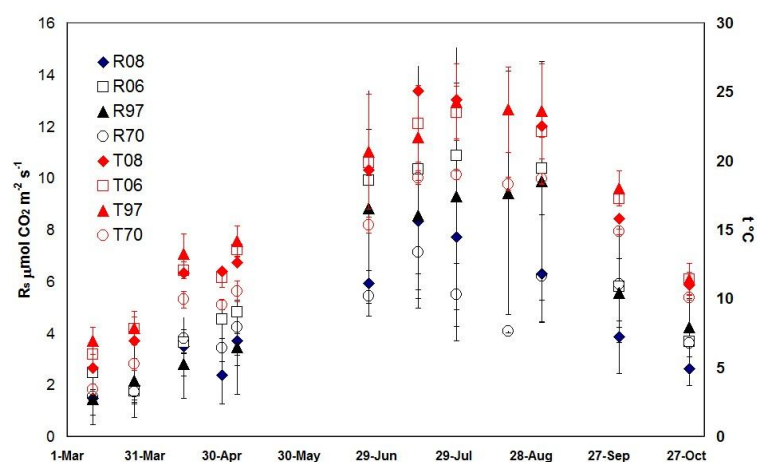


Figura 3: respirazione ($\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e temperatura del suolo per le quattro particelle per il periodo di campionamento. I singoli punti rappresentano le medie per particella, calcolate sui 5 plot con la relativa deviazione standard.

Prima dell'inizio della stagione vegetativa non è stata osservata una differenza evidente tra i quattro popolamenti mentre per il periodo successivo è risultato che la particella a 3 anni dal taglio ha mostrato il più alto livello di respirazione rispetto alle altre, con un picco di $10.8 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($\sigma \pm 4.19$) a fine Luglio. Ad Agosto quando la 97 aveva un livello di respirazione di $9.4 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($\sigma \pm 4.71$), nella non tagliata il flusso è stato di $4.6 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($\sigma \pm 0.05$) e ciò è legato alle temperature e contenuto idrico del suolo più bassi nella particella 70. A partire dalla fine di Settembre la respirazione del suolo è diminuita fino a raggiungere al termine del periodo di campionamento $2.6 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($\sigma \pm 0.63$) nella 08, $3.7 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($\sigma \pm 1.10$) nella 06, $4.2 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($\sigma \pm 1.12$) nella 97 e $3.6 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($\sigma \pm 1.03$) nella 70.

Applicando l'ANOVA con il test post hoc di Scheffè a tutte le misure effettuate (729 dati), le particelle sono risultate raggruppate a due a due con valori simili tra 08 e 70 e tra 06 e 97 ($p < 0.05$) (figura 4).

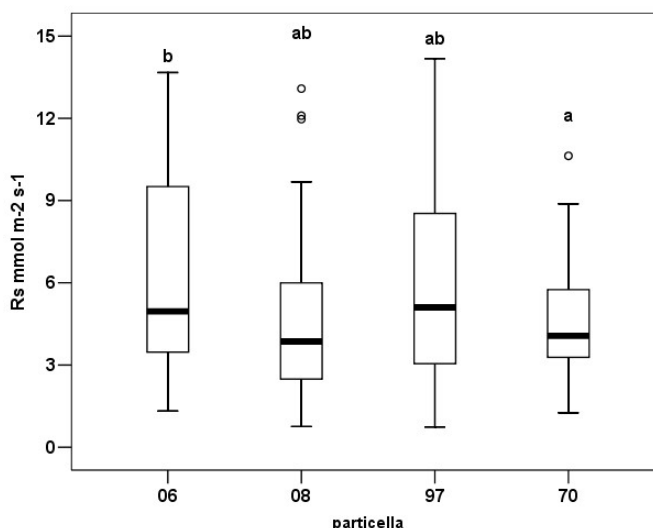


Figura 4: grafico boxplot con i risultati dell'ANOVA e del test post hoc di Scheffè effettuati sul tutto il set di dati.

Un'ulteriore ANOVA, con gli stessi criteri, è stata applicata alle singole particelle per valutare la variabilità tra i 5 plot di misura (3 repliche per plot). Dai risultati sono emerse differenze limitate solamente per alcuni dei plot di misura all'interno della 97 e della 70, nelle quali sono risultati significativamente diversi i plot 93 e 94 (per la 97) e 71 e 75 (per la 70) ($p < 0.05$, figura 5). Nel

caso della 97, i plot 93 e 94 che si trovano in due condizioni ecologiche differenti. Il primo, infatti, è situato in punto aperto con terreno argilloso e con ristagno idrico durante il periodo invernale, il secondo, invece, è posizionato sotto la copertura arborea e del sottobosco. Nella 70, invece, la variabilità spaziale è stata riscontrata per i collari 71 e 75. Anche in questo caso le condizioni microclimatiche ed edafiche sono differenti poiché nel primo caso si tratta di un punto con terreno profondo mentre nel secondo caso il plot è situato in prossimità di rocce affioranti.

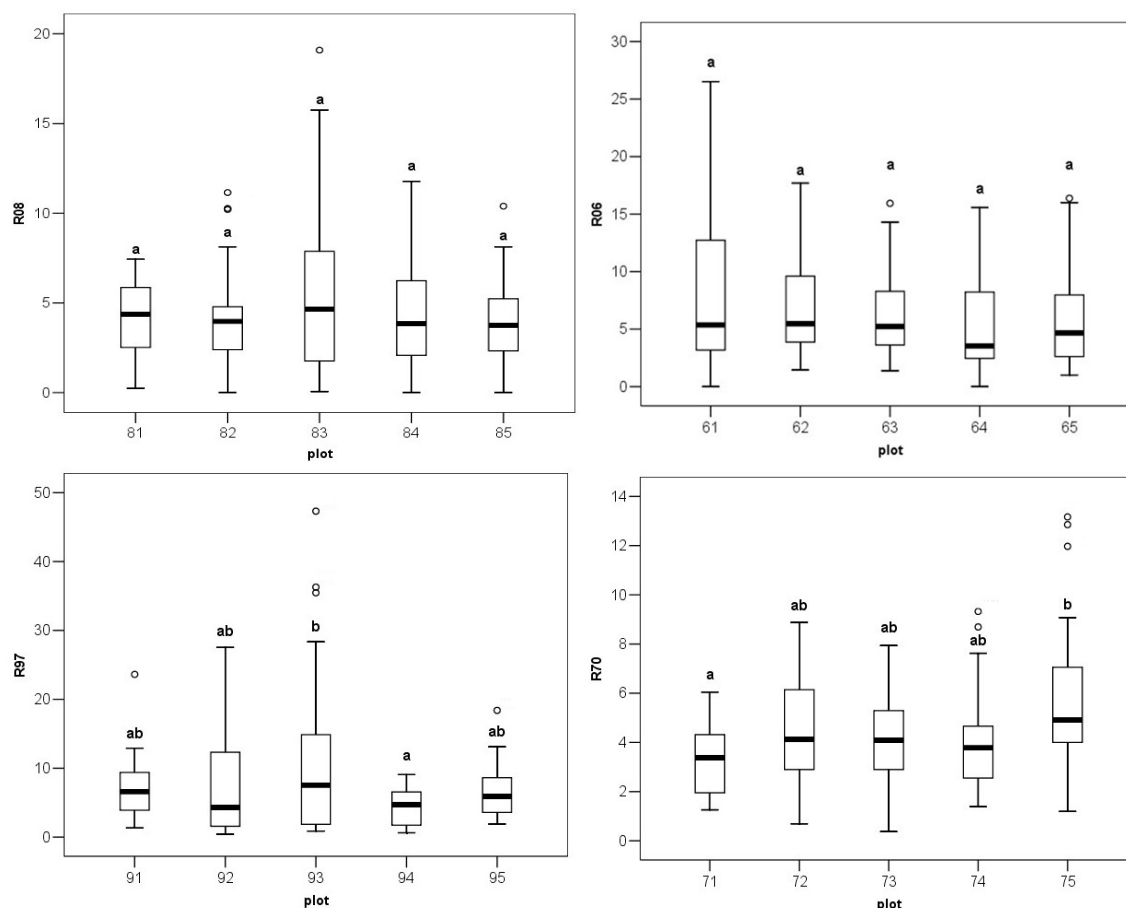


Figura 5: grafico boxplot con i risultati dell'ANOVA e del test post hoc di Scheffè per la stima della variabilità spaziale tra i punti di misura per ogni particella..

5.3.3 Confronto di modelli di respirazione

La respirazione del suolo misurata da Marzo a Ottobre 2009 nel sito di Feudozzo è risultata correlata con la temperatura a 5 cm di profondità in modo significativo per tutte le particelle (figura 6), in misura maggiore per le particelle 06 e 97, per le quali il coefficiente di correlazione R^2 dei due modelli applicati (Q10 e *Gamma model*) è circa 0.80 (tabella 1). Per le altre due particelle, il coefficiente R^2 tra R_s e T_s è risultato minore, con valori intorno a 0.55 nel caso della relazione Q_{10} .

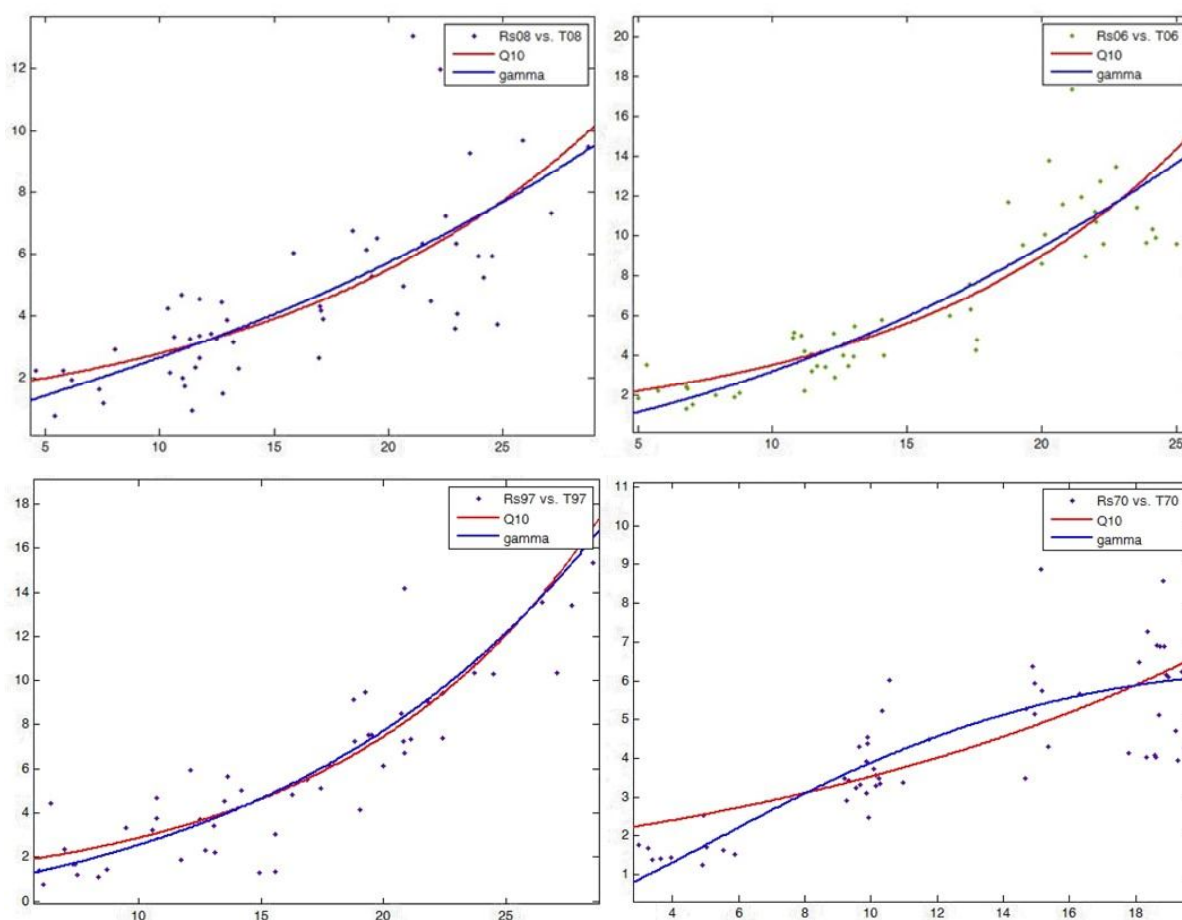


Figura 6: relazione tra la respirazione del suolo e la temperatura del suolo a 5 cm di profondità spiegata con il Q_{10} (curva rossa) e con il *Gamma model* (curva blu) sul totale dei dati medi per le quattro particelle da Marzo 2009 ad Ottobre 2009.

L'uso di una funzione logistica per spiegare la risposta di R_s al variare di T_s (*Gamma model*) ha apportato un miglioramento rispetto al Q_{10} soprattutto per la particella non tagliata (tabella 1). Per la 70, infatti, il coefficiente R^2 è passato da 0.54 (Q_{10}) a 0.60 (*Gamma model*), con anche una diminuzione degli scarti. Per le altre tre particelle, il modello logistico è risultato praticamente equivalente a quello esponenziale (Q_{10}) (tabella 1).

$R = R_0 Q_{10}^{((T - 10) / 10)}$			$R = (T)^{\alpha} e^{\beta_0 + \beta_1 (T)}$		
particella	Σr^2	R^2	particella	Σr^2	R^2
08	186.6	0.56	08	184.2	0.56
06	231.9	0.77	06	222.6	0.78
97	228.7	0.80	97	224.6	0.81
70	104.6	0.54	70	90.3	0.60

Tabella 1: valori della somma dei quadrati degli scarti e di R^2 ottenuti con la regressione utilizzando l'equazione del Q_{10} e del *Gamma model*.

Mettendo a confronto i dati di temperatura e di contenuto idrico del suolo con la respirazione, si può osservare che, per tutte le particelle, a temperature del suolo basse corrispondono valori di SWC alti, probabilmente in relazione alle precipitazioni più abbondanti nei mesi primaverili ed autunnali (figura 7). In queste condizioni, in cui sia l'attività microbica del suolo e che lo stato fisiologico dell'ecosistema risultano limitati, anche R_s è più bassa. In questo caso, data la covarianza di T_s e SWC, non è possibile stabilire con certezza se la minor R_s possa essere in parte legata a saturazione idrica del suolo, che, causando asfissia, può limitare i processi biologici. Andando ad analizzare i dati in cui SWC è più bassa, si può notare che questa condizione non sembra influenzare la R_s delle particelle 06 e 97, mentre sembra esercitare un qualche effetto sulla particella 70.

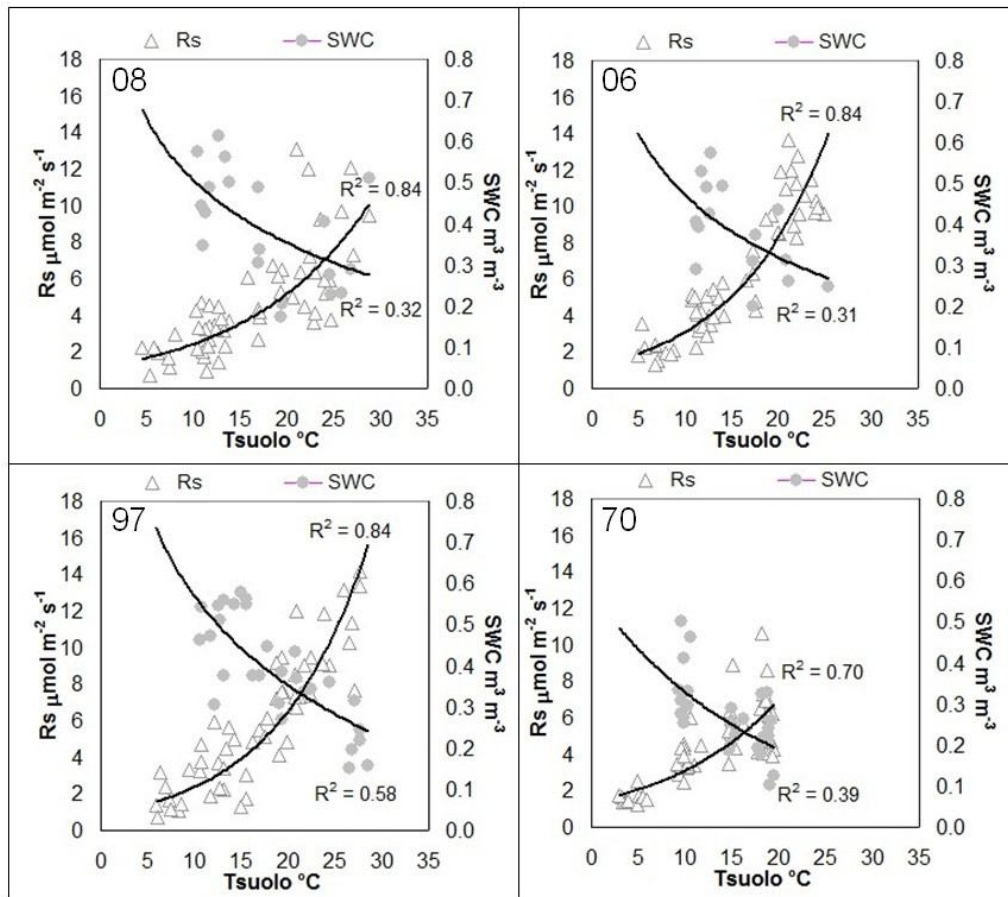


Figura 7: andamento della respirazione e del contenuto idrico in funzione della temperatura del suolo nelle quattro particelle.

In effetti, quando si confrontano i risultati del modello di Gullledge e Schimel (2000) con e senza la variabile del contenuto idrico del suolo (θ), l'unica variazione è stata osservata per la 70, nella

quale risulta una dipendenza della R_s dal SWC con un miglioramento sia del coefficiente di correlazione R^2 (da 0.36 a 0.50) che degli scarti (tabella 2). Per le particelle tagliate, invece, l'inserimento della variabile di umidità del suolo, comporta addirittura un peggioramento della significatività delle curve ottenute con la sola variabile della temperatura.

$R = a e^{(bT)}$			$R = a e^{(bT)} \chi^\theta$		
particella	Σr^2	R^2	particella	Σr^2	R^2
08	47.1	0.69	08	120.1	0.21
06	92.2	0.77	06	190.8	0.52
97	82.1	0.86	97	233.7	0.60
70	55.0	0.36	70	42.4	0.50

Tabella 2: parametri statistici del modello di Gullledge e Schimel (2000) con e senza la variabile per il contenuto idrico del suolo, θ .

Infine, per quanto riguarda il contenuto di carbonio del suolo, in generale non sono state osservate grosse variazioni in seguito all'inserimento di questa variabile (S_c) nel modello (tabella 3). La 97 è stata l'unica particella a mostrare un decremento della significatività (R^2 da 0.82 a 0.68).

$R = T^{(\alpha_1 + \alpha_2)} e^{((\beta_1 + \beta_2) + (\beta_{11} + \beta_{12}) Ts + \beta_2)}$			$R = T^{(\alpha_1 + \alpha_2)} e^{((\beta_1 + \beta_2) + (\beta_{11} + \beta_{12}) Ts Sc + \beta_2)}$		
particella	Σr^2	R^2	particella	Σr^2	R^2
08	127.0	0.50	08	129.6	0.49
06	150.3	0.77	06	192.0	0.71
97	164.9	0.82	97	289.4	0.68
70	60.9	0.65	70	59.3	0.66

Tabella 3: parametri statistici della regressione non lineare utilizzando il *Gamma model* con e senza la variabile per il contenuto di carbonio nel suolo (S_c).

I parametri stimati con una regressione non lineare per i diversi modelli che hanno mostrato le correlazioni più alte, sono stati selezionati per ricostruire la respirazione del suolo su scala annuale utilizzando la temperatura del suolo misurata nelle singole particelle. Come descritto precedentemente, nel capitolo 4, questi risultati sono stati anche inseriti nel calcolo dell'allocazione totale ipogea di carbonio (TBCA). Per tutte le particelle è stata applicata l'equazione del Q_{10} e in più, per la 70 nei periodi con SWC < 20%, è stata applicata l'equazione del *Gamma model*. Il totale della respirazione del suolo annuale in $gC\ m^{-2}$ per ogni

sito è stato riportato in tabella 4 ed il suo andamento annuale in figura 8. Come si evince anche dal grafico, per l'anno 2009 la particella 06 è quella che ha mantenuto il tasso di respirazione del suolo più elevato con un'emissione di $1937.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$, seguita dalla 97 ($1645.7 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) e dalla 08 ($1488.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$). L'andamento di quest'ultima è stato molto più simile alla 70 che ha mostrato il più basso tasso di respirazione del suolo della cronosequenza con $1496.3 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$. Dal grafico, inoltre, si evidenzia come le particelle abbiano un andamento pressoché simile al di fuori della stagione vegetativa durante la quale, invece, le particelle tagliate mostrano una maggiore risposta alla temperatura come è stato visto anche dai dati misurati.

particella	R _s
	$\text{gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$
08	1488.1
06	1937.1
97	1645.7
70	1496.3

Tabella 4: totale della respirazione del suolo annuale in gC m^{-2} per ciascuna particella calcolata con i parametri stimati con il Q₁₀ e il *Gamma model* sulla base della temperatura del suolo.

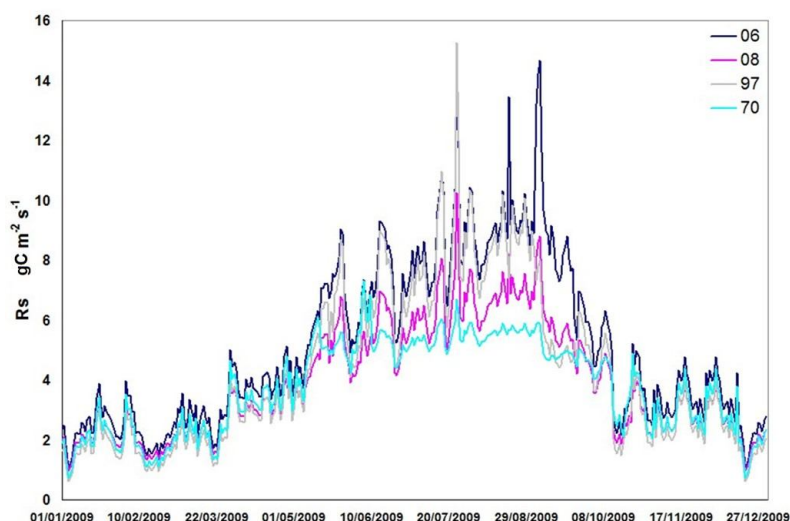


Figura 8: modellizzazione dell'andamento della respirazione del suolo a partire dalla temperatura del suolo e dai parametri stimati con il Q₁₀ e con il *Gamma model*.

5.4 Discussione dei risultati

Dal campionamento della respirazione del suolo sono emerse alcune importanti differenze tra le particelle in base agli anni trascorsi dal trattamento. Innanzitutto uno degli effetti del taglio è

stato la variazione del microclima del bosco, con l'incremento della temperatura dell'aria sotto copertura e del suolo durante la stagione vegetativa per le particelle sottoposte a taglio di sementazione. Nelle particelle tagliate inoltre si osserva più frequentemente una maggiore escursione termica tra il giorno e la notte con un minore effetto di mitigazione delle massime e delle minime che, invece, è stato osservato nella particella non tagliata.

Per quanto riguarda il contenuto idrico del suolo, la scarsa copertura arborea nelle particelle tagliate, comporta una più rapida risposta di questo parametro alle precipitazioni ma, al contempo, presenta una maggiore evaporazione nelle giornate calde.

Le differenze climatiche appena descritte influiscono notevolmente sulla respirazione in particolare nella particella a tre anni dal taglio, dove durante l'estate, si sono avuti i valori più alti di R_s nella cronosequenza. In effetti, l'analisi della varianza ha indicato che le particelle 97 e la 06 hanno valori più alti di respirazione, soprattutto nei periodi più caldi. Al contrario, la respirazione del suolo non è aumentata significativamente nella particella tagliata più di recente, come confermato dall'ANOVA che ha riconosciuto significativamente non differenti gli andamenti della 70 e della 08. Da segnalare che i valori più alti nelle particelle 97 e 06 rispetto alla 08 possono essere legati alla maggiore quantità di biomassa nello strato inferiore del soprassuolo e alla presenza di uno strato erbaceo che può aver determinato un aumento di produttività e ciclo di detrito. Nella 08, la grande quantità di residuo legnoso lasciata dopo il taglio (Cap .4) non è stata probabilmente ancora intaccata da significativi processi di decomposizione e, inoltre, risulta distribuita non uniformemente sul sito da poter influenzare significativamente a solo pochi mesi dal taglio, la respirazione del suolo.

Per quanto riguarda la modellizzazione dei dati, il modello Gamma è riuscito ad discriminare meglio le situazioni in cui la curva della respirazione assume un andamento logistico ossia quando le alte temperature si presentano in concomitanza con contenuti idrici del suolo limitanti. Tale caratteristica del modello si è rivelata di grande importanza anche durante la fase di estrapolazione del dato effettuata a partire dai parametri stimati e dal microclima delle particelle. Nel periodo in cui l'ecosistema si trovava nella fase di quiescenza, non vi sono state grosse differenze nella risposta delle particelle al microclima dal momento che l'andamento è stato abbastanza omogeneo per tutti i siti. Al contrario, durante la stagione vegetativa, la R_s è variata lungo la cronosequenza, diversificandosi in funzione degli anni trascorsi dal taglio. In questo caso l'uso di un modello in grado di descrivere il dato con maggiore accuratezza ha permesso di prevedere la risposta del suolo anche in condizioni di stress dell'ecosistema. Nel risultato finale annuale, infatti, il livello di R_s della 70 si mantiene più basso rispetto alle altre particelle ($1496 \text{ gC m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$), proprio per la diversa risposta che l'ecosistema ha mostrato nei confronti delle

temperature e dell'umidità del suolo nel periodo della stagione vegetativa. La 70 è l'unica che presenta un limite di respirazione all'aumentare della temperatura e allo stesso tempo una correlazione con SWC a differenza delle particelle tagliate per le quali invece, la R_s resta alta anche durante i mesi più caldi. Dato che l'apporto di precipitazione è uguale per le quattro particelle, la presenza di un effetto legato alla carenza idrica nella 70 è da mettere in relazione all'evapotraspirazione più alta legata alla maggiore densità arborea e al maggiore LAI. Un'altra causa potrebbe essere dovuta al fatto che nella particella non tagliata le precipitazioni estive non sono sufficienti a ripristinare le condizioni idriche ottimali del suolo, dal momento che la pioggia viene in parte intercettata dalle chiome limitandone l'infiltrazione al suolo e le alte temperature ne facilitano l'evaporazione prima ancora che questa possa raggiungere il suolo. In generale comunque il diverso andamento delle particelle tagliate rispetto al non tagliato, deriva dal fatto che nella fase successiva alla gestione la respirazione del suolo aumentano. Le cause, come è stato visto anche nel capitolo precedente, dipendono in parte dalla variazione del microclima e in parte dall'effetto che questo ha sulla velocità di decomposizione della necromassa al suolo, che tra l'altro risulta maggiore in seguito alle pratiche di esbosco. I tassi elevati di respirazione del suolo delle particelle tagliate alterano le condizioni di equilibrio dell'ecosistema influenzando la quantità di carbonio allocato mediante la fissazione e quello emesso con i processi di decomposizione, contribuendo così all'indebolimento della capacità di *sink* dell'ecosistema. Nel caso specifico dell'allocazione del carbonio, è stato visto come questa condizione di squilibrio delle particelle tagliate è dovuta alla diminuzione della produzione di lettiera e all'incremento della respirazione del suolo annuale, non ha permesso la stima del TBCA, dal momento che non sussistono i presupposti per l'applicazione del metodo.

Capitolo 6

6.1 Lo scambio netto di ecosistema (NEE) e la gestione forestale

Il ciclo del carbonio nelle foreste viene quantificato attraverso diverse metodologie, da quelle inventariali per soprassuolo e suolo, ai metodi biometrici e di stima della biomassa, a quelle che misurano gli scambi all'interfaccia tra foreste ed atmosfera. A scala di ecosistema, l'obiettivo di queste metodologie è la stima dello scambio netto di ecosistema (NEE, da *Net Ecosystem Exchange*) che rappresenta la quantità di carbonio assorbita o, eventualmente, rilasciata, da un ecosistema in un dato periodo di tempo (solitamente un anno). Lo scambio netto di ecosistema viene determinato dalla differenza tra la quantità di CO₂ fissata mediante la fotosintesi (GPP) e la quantità emessa con la respirazione autotrofa ed eterotrofa (Ra + Rh). NEE è descritta anche come il bilancio tra la produttività primaria netta (NPP) e Rh e può essere stimata su base istantanea, giornaliera, stagionale e annuale mediante la tecnica micrometeorologica *Eddy Covariance* (EC) (Baldocchi *et al.*, 1996). Attraverso queste misure è possibile studiare le risposte ecofisiologiche di un ecosistema, mettendo in relazione lo scambio netto di una foresta con le condizioni climatiche e le caratteristiche ecologiche dell'ecosistema. In questo modo, l'EC permette di individuare le variazioni nei processi di assorbimento e di emissione e di rapportarle alle cause che le hanno generate. Le foreste sono *sink* di carbonio e in assenza di disturbi o condizioni particolari, assorbono attivamente carbonio dall'atmosfera. In condizioni favorevoli di temperatura e radiazione, la fotosintesi domina i flussi dell'ecosistema forestale e supera la respirazione dell'ecosistema, determinando un assorbimento di carbonio (*sink*) mentre, nei periodi di quiescenza (clima invernale, periodi senza foglie per le decidue) e durante la notte la respirazione, che è un processo sempre presente, determina un rilascio di CO₂ verso l'atmosfera (*source*). Integrando le misure si può determinare il bilancio annuale (o altri periodi medio-lunghi quali mese o stagione). In Europa, la rete EuroFlux, tra il 1996 ed il 1998 ha riportato dati di NEE annuale tra -6.6 tC ha⁻¹ yr⁻¹ (*sink*) e a 1 tC ha⁻¹ yr⁻¹ (*source*) con una variabilità notevole tra i siti osservati (Valentini *et al.*, 2000).

I fattori che modificano la capacità di *sink* di una foresta sono il clima e le sue variazioni, le caratteristiche fisiologiche dei popolamenti, l'età, il tipo di suolo e i disturbi naturali e antropici. I disturbi più frequenti sono il fuoco, le trombe d'aria e i tornado, il cambiamento di uso del suolo e la gestione forestale (Schulze *et al.*, 1999; Amiro, 2001; Law *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2002; Kowalski *et al.*, 2003; Litvak *et al.*, 2003; Clark *et al.*, 2004; Kolari *et al.*, 2004). A livello globale la quantità di CO₂ emessa, dal 1850 al 2000, a causa dei cambiamenti di uso del suolo e

della gestione, è stata di 156 PgC e circa il 60% è stato prodotto nelle regioni tropicali a causa dell'intensa deforestazione (Houghton *et al.*, 2003), mentre nelle zone temperate, i recenti cambiamenti delle tecniche e delle finalità della gestione forestale, hanno portato all'accumulo di nuovo carbonio nelle foreste (Pacala *et al.*, 2001). In particolare la gestione comporta un passaggio di carbonio dalla biosfera all'atmosfera soprattutto nei primi anni dopo il taglio a causa della diminuzione della quantità di biomassa fotosintetizzante e agli elevati tassi di respirazione dovuti all'incremento dell'*input* di lettiera e di residuo di legno morto prodotto con le operazioni di esbosco, alla variazione del microclima e all'aumento della velocità di decomposizione delle radici e al disturbo del suolo (Dixon *et al.*, 1994; Harmon *et al.*, 1990; Scott *et al.*, 2004; Cohen *et al.* 1996). La lunghezza del periodo di tempo che il bosco impiega per ritornare alle condizioni precedenti al taglio dipende dal turno, dall'intensità del diradamento, dalla specie, dalla fertilità del suolo, dal tipo di operazioni di esbosco (Hoen e Solberg 1994; Winjum *et al.*, 1998; IPCC 2000). Inoltre, per determinare il ruolo complessivo delle foreste gestite per il ciclo del carbonio si deve tenere conto anche delle emissioni dovute al consumo dei prodotti legnosi derivati dal il taglio. A seconda della destinazione dei prodotti legnosi, si avrà un diverso periodo di emivita del carbonio in essi stoccato, che può andare da 1 a 3 anni per la carta e per la legna da ardere, a più di 45 anni per il legname da opera (Scott *et al.*, 2004). La variabilità di tutti questi parametri rende a volte problematico confrontare i diversi studi che sono stati effettuati sulle conseguenze della gestione umana sul ciclo del carbonio forestale. La dinamica dei processi di resilienza e del recupero da parte del bosco stabilisce il tempo di ripristino del serbatoio di CO₂. Nella maggior parte degli studi di NEE effettuati in foreste gestite a taglio raso è stato osservato un passaggio della foresta da *sink* a *source* che può persistere anche per decenni prima di ritornare alle condizioni precedenti al taglio (Dixon *et al.*, 1994; Harmon *et al.*, 1990; Schulze *et al.*, 1999; Pypker e Fredeen 2002; Rannik *et al.*, 2002; Kowalski *et al.*, 2003; Kolari *et al.*, 2004). In uno studio di Ilvesniemi *et al.*, (2002) sul taglio raso in Finlandia è stato riportato un aumento dello stoccaggio del carbonio nel suolo dovuto alla decomposizione e all'assimilazione del residuo legnoso lasciato dopo l'intervento di gestione. La maggior parte dei lavori su NEE, comunque, sono stati svolti in foreste nel pieno della loro crescita (*middle age forest*) o su popolamenti maturi (*mature stand*) mentre una minore quantità di studi è disponibile per altri tipi di governo e trattamento. L'impatto dei tagli successivi è stato studiato in una foresta di conifere per la quale, sulla base di una simulazione che includeva i tassi di decomposizione derivati sia dalla necromassa, sia dai prodotti legnosi, è stato osservato che la foresta emetteva CO₂ nei primi cinque anni dopo il taglio (Scott *et al.*, 2004). Secondo questa analisi, la maggior parte delle emissioni derivava dalla decomposizione della lettiera e dal consumo dei prodotti legnosi destinati, in particolare, alla produzione

di carta. Se dalla simulazione si escludeva quest'ultima componente del bilancio, la foresta rimaneva un *sink* anche dopo il taglio, senza mai attraversare una fase di *source*. Il minore impatto dei tagli successivi su NEE deriva da un minor impoverimento del suolo e dall'incremento della crescita delle piante rilasciate che hanno a disposizione una maggiore quantità di nutrienti come carbonio, azoto, acqua e luce (Scott *et al.*, 2004). Nonostante la forte implicazione della gestione sulle dinamiche del ciclo del carbonio, in letteratura sono ancora scarsi i contributi relativi alle stime di NEE nelle foreste disturbate.

6.1.1 Studi su cronosequenze con sistemi mobili per le misure EC

Negli ecosistemi forestali, i disturbi frequenti provocano variazioni, a diversa scala, dei parametri fisici e biologici che controllano l'assorbimento di CO₂ (Amiro *et al.*, 2003; Schelhaas *et al.*, 2003; Scott *et al.*, 2004). All'interno di una stessa foresta, caratteristiche funzionali come la quantità di carbonio, dei nutrienti e i flussi di energia, possono variare fortemente nello spazio in relazione alle dinamiche evolutive che seguono il disturbo (Barford *et al.*, 2001; Pilegaard *et al.*, 2001). Il tipo di vegetazione, gli stadi successionali e il clima (soprattutto temperatura e precipitazioni) sono considerati i principali fattori che determinano la variabilità temporale e spaziale dell'assorbimento di CO₂ di anno in anno (Baldocchi *et al.*, 2001; Law *et al.*, 2002). La maggior parte dei lavori effettuati fino ad oggi però hanno utilizzato un approccio locale e basato su singoli punti di misura (Eugster e Siegrist, 2000). Le stime di carbonio su scala regionale, infatti, vengono comunemente estrapolate sulla base dei dati acquisiti da una singola torre EC a tutta l'area con la stessa tipologia di vegetazione o con lo stesso regime di gestione e uso del suolo, senza effettuare un'ulteriore stima empirica dell'incertezza dovuta all'eterogeneità spaziale (Billesbach *et al.*, 2004). Lo studio delle dinamiche della vegetazione attraverso l'approccio della cronosequenza ha fornito un contributo essenziale per la comprensione dei meccanismi che sono alla base delle successioni ecologiche (Foster e Tilman, 2000), consentendo di sostituire una scala temporale con una spaziale (Pickett, 1989). Baldocchi (2003) ad esempio afferma che sono necessari ulteriori studi su cronosequenza per ottenere informazioni sulla variazione dei flussi di carbonio in relazione all'età dei popolamenti forestali. Per valutare gli effetti delle diverse pratiche selvicolturali nel tempo vengono effettuate misure su cronosequenze di particelle a diversi anni dal taglio e quindi a differente stadio evolutivo. Un sistema mobile per la misura dei flussi mediante tecnica EC permette di studiare gli effetti dei disturbi sul ciclo del carbonio in più siti forestali a diversa evoluzione e in cronosequenze (Eugster 1997; Amiro *et al.*, 2001; Kolari *et al.*, 2004; Ketzer *et al.*, 2008). Un sistema mobile, inoltre, può trovare un'ulteriore applicazione anche nella validazione delle misure effettuate dalle

torri *eddy* già presenti sul territorio, fungendo sia da controllo come secondo sito di acquisizione dati per eventuali stime di incertezza dell'errore di campionamento (Schmid, 1997; Evans, 2000; Oren *et al.*, 2006), sia da ausilio in alcune analisi necessarie per la misura dei flussi quali la stima delle componenti advettive del flusso (advezione) o l'analisi della area dalla quale proviene il flusso che viene misurato da una torre EC (*footprint*). Infatti, una delle componenti stocastiche delle misure di flusso è la variabilità spaziale della *footprint* che deriva dalla natura della turbolenza (Richardson *et al.*, 2006). Secondo Kolari *et al.*, (2004) le misure simultanee con più torri EC rappresentano un valido strumento per la stima della parte di variabilità dei flussi che dipende dal tipo di suolo, dalla specie o dall'età. Inoltre, il metodo *paired tower* permette di acquisire dati in un periodo relativamente breve e con risorse non eccessive (Amiro, 2001). I sistemi mobili EC rappresentano, infatti, un approccio economico per la misura dei flussi lungo gradienti nello spazio e un passaggio essenziale per le stime che necessitano di una validazione sia su più punti che a diverse scale (Eugster *et al.*, 1997). Nella pratica, i metodi e le tecniche utilizzate per l'installazione delle stazioni di misura EC dipendono spesso dalle risorse logistiche, infrastrutturali e finanziarie dei singoli gruppi di ricerca (Schmid, 1997).

Nella presente tesi, per approfondire lo studio degli effetti degli interventi di gestione nella cerreta trattata a tagli successivi, già descritti per gli aspetti strutturali (Cap. 3), per quelli relativi a stock e incrementi di carbonio nelle diverse componenti dell'ecosistema (Cap. 4) e per le differenze di emissione di CO₂ dal suolo (cap. 5), è stata utilizzata la tecnica EC per misurare lo scambio netto di ecosistema in diverse particelle mediante un sistema mobile, costituito da un palo telescopico carrellato sul quale è stata installata la strumentazione. Nel capitolo sarà descritto l'approccio sperimentale, la strumentazione ed i risultati ottenuti per le diverse particelle.

6.2 Materiali e metodi

6.2.1 Tecnica *Eddy Covariance*

La tecnica EC è stata descritta ampiamente in lavori scientifici ed in diversi libri ai quali si rimanda per ulteriori dettagli (e.g. Stull, 1988; Arya, 1988). La tecnica permette di misurare, in continuo e su ampie superfici, i flussi di CO₂ e di H₂O che avvengono tra l'ecosistema e l'atmosfera (Baldocchi, 2003). La parte di troposfera che viene influenzata direttamente dalla superficie terrestre, è definita *Planetary Boundary Layer* (PBL). All'interno del PBL (che può variare dai 100 ai 3000 m) il meccanismo responsabile del trasporto di materia, calore e momento è la turbolenza, sia di origine meccanica che convettiva, per cui il flusso totale di uno

scalare (ρ') in direzione verticale (w') sarà uguale alla somma di un flusso medio (w) e di uno turbolento ($\overline{w'\rho'_c}$), da cui:

$$F_c = \overline{w\rho_c} \quad (1)$$

dove F_c è la densità di flusso dello scalare c , w è la velocità verticale del vento e ρ_c è la concentrazione dello scalare c , per cui il flusso turbolento è dato dalla covarianza tra la velocità verticale del vento e la concentrazione di un gas (CO_2 e H_2O) moltiplicato per la sua densità per unità di area. Per ottenere il flusso complessivo, a F_c va sommato il termine di *storage* che, nel presente lavoro, è stato calcolato come l'integrale della variazione della concentrazione di CO_2 tra il punto di misura ed il suolo nel tempo di mediazione:

$$F_{storage} = \int_0^{Z_r} \frac{\partial c(z)}{\partial t} \cdot dz \quad (2)$$

dove δt è uguale al periodo di tempo di campionamento, δC è la differenza tra le concentrazioni medie della CO_2 di due serie temporali consecutive rilevate nello stesso punto di misura sopra la copertura forestale e δz è l'altezza di misura.

L'equazione complessiva dell'EC comprenderebbe anche i termini di advezione orizzontale e verticale. Questi termini, nella maggior parte degli studi, viene considerata trascurabile rispetto alle altre componenti (F_c e $F_{storage}$). Va segnalato che studi recenti, attraverso approcci sperimentali complessi, hanno quantificato questi termini che, in alcuni siti, in particolare quelli con topografia ed orografia diversificate, possono influenzare in maniera rilevante NEE anche se non sempre nello stesso senso (*sink* o *source*) (Aubinet *et al.*, 2005).

Un sistema di base per la misurazione dei flussi in foresta tramite tecnica EC è composto da una struttura portante in grado di superare in altezza la copertura forestale, da un anemometro sonico per la misura ad elevata frequenza delle tre componenti del vettore del vento, da un analizzatore di gas IRGA (*InfraRed Gas Analyser*) a risposta veloce per la determinazione della concentrazione di CO_2 e H_2O in atmosfera e da un *data logger* per l'acquisizione in continuo dei dati con frequenze che normalmente variano da 10 a 20 Hz e, successivamente, vengono mediati con frequenza semioraria. A questo si aggiungono i sensori per il rilievo di altre variabili meteorologiche di base come la radiazione netta (R_{net}), la radiazione fotosinteticamente attiva (PAR), la temperatura e l'umidità del suolo (SWC) e la temperatura e l'umidità dell'aria.

6.2.2 Sistema mobile per l'applicazione dell'EC

Nel presente lavoro è stato messo a punto un sistema mobile per l'applicazione della tecnica EC, finalizzato alla stima della NEE e alla caratterizzazione ecofisiologica delle quattro particelle della cerreta.

I criteri che sono stati adottati nella realizzazione della stazione EC sono stati i seguenti:

- accuratezza dell'acquisizione dei dati;
- dimensioni in altezza tali da permettere il posizionamento degli strumenti EC al di sopra della copertura forestale;
- sicurezza e qualità dei materiali di costruzione;
- trasporto su ruote della struttura anche su lunghe distanze;
- maneggevolezza;
- basso consumo energetico;
- costi limitati.

6.2.2.1 Struttura portante

La struttura portante mobile è costituita da una colonna telescopica pneumatica installata su un carrello per facilitarne il trasporto. La colonna pneumatica, brevettata da FIRECO S.r.l (Brescia, Italia), è stata utilizzata come supporto della strumentazione EC e consiste in un palo telescopico di diametro alla base di 20 cm e all'apice di 7.7 cm e con un'altezza massima di 27.6 m ripartita in 10 sfilì. Alla sommità dell'ultimo sfilì, per l'installazione dei sensori di misura, è stato predisposto un meccanismo di fissaggio per una prolunga in acciaio di 2 m (realizzata su disegno CNR). Una volta richiusa, la colonna presenta una lunghezza di 3.7 m e tramite basculamento può essere ripiegata e fissata su di una sella. Lungo la colonna sono presenti 3 serie di 3 anelli per il fissaggio dei tiranti di posizionamento. Alla sommità di 5 dei 10 sfilì, sul loro anello di serraggio, su proposta CNR, sono stati realizzati dei fori filettati per facilitare il fissaggio di strumentazione alla colonna.

L'intera struttura della colonna è stata installata su un rimorchio omologato su ruote PTT 1500 Kg ELLEBI fornito di 4 piedi stabilizzatori estensibili che favoriscono la messa in piano anche su superfici disagiate come quelle forestali. La superficie utile del pianale del carrello (3 m x 1.2 m) è stata sfruttata per l'installazione di un *box* per l'alloggiamento della strumentazione per l'alimentazione elettrica (su disegno CNR) e di un compressore monofase per l'apertura della colonna (Fini, Bologna, Italia). Inoltre, sul pianale è fissato un "balconcino" di lavoro cui si accede tramite scaletta dal quale possono essere installati sensori e strumenti sulla colonna e dal quale si comandano le operazioni di apertura e chiusura della stessa.

L'alimentazione necessaria al compressore è di 1 KW e viene fornita da un generatore. Il compressore è necessario durante le operazioni di innalzamento e chiusura della colonna. Gli sfili sono dotati di un anello di serraggio che impedisce la chiusura accidentale della colonna in caso di depressurizzazione della stessa. In fase di chiusura, il compressore viene utilizzato per rimettere in pressione la colonna e gestire successivamente il rientro degli sfili. In seguito al collaudo IGMCTC dell'intera struttura, eseguito dall'azienda costruttrice, il carrello è stato immatricolato per la circolazione su strada mediante gancio di traino (figura 1).



Figura 1: foto del sistema mobile EC durante il trasporto in bosco con il fuoristrada del Corpo Forestale dello Stato (a sinistra) e dopo l'installazione (a destra) a colonna aperta, da notare i tiranti e i passacavi descritti nel testo.

6.2.2.2. Strumentazione EC

La strumentazione è stata installata in parte all'apice della colonna, in parte a 6 m dallo stesso e in parte alla base della colonna. Alla stazione sono stati collegati anche un sensore per la temperatura del suolo, un sensore per l'umidità del suolo (SWC) e due pannelli fotovoltaici per l'alimentazione elettrica. Lo schema della stazione mobile EC è riportato in figura 2.

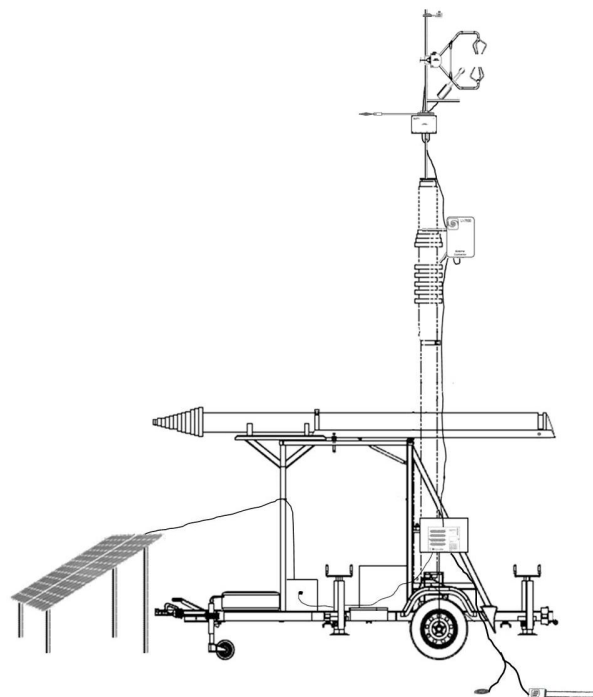


Figura 2: schema del sistema mobile EC, modificato dal disegno originale Fireco (Rusconi, 2007)

Per la misura della turbolenza e della temperatura dell'aria, è stato scelto l'anemometro sonico CSAT-3 della (Campbell Scientific, Logan, Utah, USA). La testa del CSAT-3 è stata installata sulla barra in acciaio di 2 m fissata sull'ultimo sfilo mentre la cassetta per l'elettronica è stata alloggiata a circa 50 cm di distanza. I cavi di connessione tra il CSAT-3 (alimentazione e trasmissione dati via protocollo SDM) e il *data logger* utilizzato per la raccolta dei dati (CR3000, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA) sono stati prolungati fino a 30 m. Per la misura delle concentrazioni di CO₂, H₂O e pressione atmosferica è stato installato un analizzatore a cammino aperto (*open path*) Li-7500 (LiCor Inc., Lincoln, NE, USA). La scelta dell'*open path* è stata basata principalmente sulla minore richiesta di alimentazione elettrica, dato che non richiede l'uso di una pompa per aspirare l'aria come nel caso di un analizzatore a cammino chiuso (*closed path*). Va segnalato però che uno strumento *open path* può avere problemi di perdita di dati durante gli eventi di precipitazione ed in condizioni di condensazione. La testa del Li7500 è stata posizionata, come da manuale, 20 cm al di sotto dell'anemometro sonico per evitare distorsioni del flusso ed è stata inclinata leggermente (60°) per minimizzare l'accumulo delle precipitazioni sulla lente dell'analizzatore. Per l'alloggiamento della cassetta dell'elettronica del Li7500, è stata messa a punto, presso il nostro Istituto, un supporto in acciaio scatolato a forma di Y e fissata tramite bulloni all'anello di serraggio a 23 m di altezza della colonna. Anche in questo caso sono stati utilizzati cavi lunghi 30 m dello stesso tipo e con gli stessi connettori originali

(TurckBanner, USA) per collegare l'elettronica del Li7500 ed il CR3000 (alimentazione e trasmissione dati SDM). Le operazioni di calibrazione possono essere effettuate in occasione dello spostamento del palo carrellato, durante i quali sarà comunque necessaria la chiusura della colonna. In ogni caso, la chiusura e riapertura del palo con la strumentazione installata e l'esecuzione di operazioni di manutenzione richiede circa 3 ore.

Per il rilievo della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) è stato impiegato un sensore Licor 190SA (Licor, Lincoln, NE, USA) che è stato montato sulla barra di acciaio di 2 m su di un'asta montata con angolo di 90°, al di sopra degli altri sensori per evitare l'ombreggiamento. Per la misura della radiazione netta, invece, è stato installato un radiometro NR Lite (Kipp & Zonen, Delth, Olanda) che da direttamente la risultante tra la radiazione incidente e la radiazione riflessa. Il dato, come previsto dal manuale, è stato corretto per la velocità del vento nel piano orizzontale ottenuta dall'anemometro sonico. Come per il sensore di PAR, anche per l'NR Lite sono stati evitati gli effetti d'ombra e di conseguenza lo strumento, montato tramite il suo braccio orizzontale di 25 cm, è stato orientato verso sud. Il peso totale della strumentazione installata all'apice della colonna pari a 10.71 Kg, rientra ampiamente nel carico massimo sostenibile di 25 Kg previsto dal collaudo (tabella 1).

Strumento	Peso (Kg)
LICOR 7500	-
<i>Testa</i>	0.75
<i>Cassetta</i>	4.80
CSAT-3	-
<i>Testa</i>	1.70
<i>Cassetta</i>	2.80
LI190 SA	0.03
NR lite	0.63
<i>totale</i>	10.71

Tabella 1: pesi dei singoli strumenti in Kg installati all'apice della colonna del sistema mobile EC per la valutazione del carico massimo sostenibile previsto dal collaudo.

Anche la superficie occupata dagli strumenti ($<1 \text{ m}^2$) è in linea con il limite di resistenza al vento che è di 80 Km/h per una superficie esposta di 1 m^2 con funi di controventatura. Per misurare il flusso radiativo nel suolo è stato posizionato un sensore HFP01 (Rebs, WA, USA) a circa 10 m di distanza dal palo EC e a 5 cm di profondità. Allo stesso modo, per il contenuto idrico del suolo, è stato installato il CS616 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA). Per l'acquisizione dei

dati, infine, è stato installato, alla base della colonna, in una cassetta stagna IP65, un *data logger* CR3000 (Campbell Scientific). Tutti i cavi che arrivano dalla strumentazione sono stati dotati di connettori per i quali, nella parte inferiore della cassetta del *data logger* sono stati inseriti i corrispondenti connettori maschi o femmine, in modo da velocizzare l'installazione della strumentazione e evitare inversione nelle connessioni. Il CR3000 è dotato di una memoria di 2 Mb. Nel nostro caso, avendo necessità di acquisire e memorizzare dati EC ad alta frequenza (20 Hz), il CR3000 è stato dotato del modulo CFM100 (Campbell Scientific) che consente di memorizzare dati su schede PCMCIA sino a 2Gb, rendendo possibile memorizzare fino a 40 giorni di dati EC. La richiesta di energia del *data logger* varia in funzione della frequenza di campionamento da 0.06 W a 50 Hz a 0.12 W a 100 Hz. La frequenza di campionamento per il Li7500 e il CSAT-3 è di 20 Hz, per tutti gli altri strumenti vengono effettuate misure ogni 10 s mediate su base semioraria.

6.2.2.3 Alimentazione elettrica

La quantità di energia totale richiesta dalla stazione EC è di 12.4 W. In tabella 2 è stata riassunta la ripartizione di corrente in W tra i vari strumenti. Per sopperire a tale fabbisogno energetico è stato installato un impianto fotovoltaico con una potenza di 160 W che è stato collegato a un set di due batterie da 12v e 150 Ah tramite un regolatore di carica GENIUS K 30, (Helios Technology). Dal momento però che la disponibilità di energia ha una forte variabilità stagionale e dipende strettamente dalla quantità di irradiazione, è stato predisposto un sistema di alimentazione elettrica di emergenza mediante un gruppo elettrogeno. Tutta la strumentazione è stata messa a terra tramite un picchetto di rame 1 m, piantato nel suolo a circa 2 m dalla stazione mobile.

Strumento	Consumo (W)
LICOR 7500	10.0
CSAT-3	1.20
CR 3000	0.06
GENIUS K 30	0.36
HFP01	0.00
CS616	0.78
LI190 SA	0.00
NR lite	0.00
<i>totale</i>	12.4

Tabella 2: consumo totale in Watt del palo EC, ripartito tra i diversi strumenti di misura. Il LI190SA e il radiometro NRLite essendo sensori di radiazione, di fatto, non consumano energia.

6.2.3 Processing, post-processing e correzione dei dati

I dati EC raccolti a frequenza di 20 Hz sono stati processati utilizzando il *software* MASE (Manca, 2003) secondo la metodologia usata da EuroFlux e successivamente CarboEuroflux e CarboEurope-IP per l'elaborazione e la correzione dei dati (Aubinet et al., 2000). Il *post processing* include il calcolo di medie e covarianze sulla base del *linear detrending* dei dati, l'analisi spettrale della turbolenza, la rotazione degli assi per le tre direzioni del vento, la correzione di Webb-Permann-Leuning (WPL) per la fluttuazione della densità dell'aria (Webb et al., 1980), il calcolo per il *time lag*, dovuto alla separazione dei sensori nello spazio, e il calcolo della *footprint*. La lunghezza ottimale del periodo per l'elaborazione dei dati (semioraria) è stata scelta sulla base del test dell'ogiva con il quale è stato verificato come tempi diversi di mediazione coprissero le diverse componenti della turbolenza, analizzate tramite il cospettro tra temperatura sonica e velocità verticale del vento. L'ogiva relativa ad una determinata covarianza rappresenta il valore cumulato di ciascun elemento del cospettro. La frequenza a cui si stabilizza la curva ogiva indica il periodo di mediazione idoneo per il sito, poiché la frequenza è il reciproco del tempo e da questo valore si può ricavare la lunghezza ottimale del periodo di mediazione. Per periodi inferiori ai 30 minuti si può verificare una perdita della componente a bassa frequenza del flusso, così come per periodi più lunghi si riduce la possibilità di riuscire a misurare l'influenza di eventi sporadici di breve durata (e.g. il passaggio di una nuvola) per cui un periodo di mediazione del dato di 30 minuti risulta, generalmente, il compromesso più valido. La rotazione degli assi si applica per correggere la direzione delle tre componenti del vento nello spazio. L'anemometro sonico, infatti, per quanto installato su una superficie piana, difficilmente è posizionato perpendicolarmente alla direzione verticale del flusso quindi, per correggere l'influenza delle due componenti orizzontali del vento (u e v) sulla componente verticale w , si applica una rotazione algebrica del sistema di riferimento strumentale e si ricalcolano i valori medi, le varianze e le covarianze delle tre componenti rispetto al nuovo piano di riferimento. Per ogni mezz'ora di mediazione, una doppia rotazione degli assi è stata eseguita secondo la metodologia riportata da Mc Millen et al., (1988) applicando la terza rotazione solo nel caso in cui l'angolo risultasse inferiore ai 10° . La correzione WPL (Webb, Pearman e Leuning, 1980), invece, si applica per correggere le fluttuazioni di densità dell'aria all'interno del volume di campionamento della testa dell'analizzatore Li-7500 dovute al calore sensibile e dal calore latente e che rendono necessario correggere il dato di concentrazione di CO_2 e di H_2O . Un'altra fonte di errore può essere dovuta all'andamento instabile di una variabile per cui il suo valore medio, campionato per un intervallo di tempo (t), può avere un comportamento non stazionario e

mostrare una fluttuazione con un periodo maggiore di t . Ciò comporta una deformazione del *trend* della serie temporale che deve essere rimossa al fine di mantenere la variabile stazionaria e quindi più idonea al calcolo dei flussi (Manca, 2003). Il *linear detrending* è una tecnica di linearizzazione del dato che consiste nell'individuare la migliore retta che interpola i dati in un dato periodo di tempo per poi sottrarre il valore medio così trovato alla serie stessa, ottenendo una nuova serie (Gash e Culf, 1996). Infine, nella fase di *post processing*, è stato calcolato il tempo di separazione del segnale proveniente dall'anemometro e quello dell'analizzatore di CO_2 e H_2O , dovuto al fatto che i volumi di campionamento dei due strumenti sono fisicamente separati di qualche decina di centimetri. Questo tempo viene calcolato correlando le serie delle due variabili, alla ricerca della massima autocorrelazione tra le loro covarianze (Moore, 1986). Il valore del tempo di separazione utilizzato per la correzione dei dati del presente lavoro, è stato in media di 0.40 secondi per la CO_2 e di 0.39 secondi per l' H_2O .

La serie di dati ottenuta con il *post processing* è stata sottoposta ad un filtraggio per identificare i valori che, per diversi motivi, non possono essere ritenuti affidabili sulla base di diversi criteri. Tra i criteri preliminari sono stati considerati il numero di linee mancanti in una serie semioraria (*Lines lack*), il valore della varianza della temperatura sonica ed il valore della qualità del segnale proveniente dal Li-75000 (*AVG error*). Il *Lines lack* indica la differenza tra il numero dei dati attesi nella mezz'ora (36000 campionando a 20 Hz) ed il numero realmente misurati. In accordo con la procedura applicata sono stati scartati tutte le mezz'ore per le quali il parametro *Lines lack* fosse uguale o superiore a 2000. Allo stesso modo sono stati scartate le mezz'ore nelle quali la varianza della temperatura misurata dall'anemometro sonico fosse superiore a 2 °C, valore che indica la presenza di *spike* nella serie di dati anemometrica che influenzano fortemente il calcolo dei flussi. L'analizzatore a cammino aperto è soggetto a minor qualità del dato in condizioni di precipitazione, nebbie, condensazione: l'errore AGC (*Automatic Gain Control*) indica il grado di opacità della finestra di ricezione dei raggi infrarossi del sensore del Li7500, causata dall'accumulo di polvere e di detriti o dagli eventi meteorici. Per il controllo dei dati è stato selezionato il valore soglia di AGC riportato nel manuale d'uso (Licor inc.) pari al 65%, al di sotto di tale limite il dato è stato rigettato. La rielaborazione dei dati fatta dal MASE omette questi dati automaticamente dall'elaborazione della mezz'ora.

Successivamente, sono state applicate degli indicatori di qualità (*quality flag*, qf) secondo la metodologia prevista da CarboEurope-IP che si basano su condizioni di turbolenza o di stabilità atmosferiche, basandosi su una delle ipotesi dell'EC è cioè che la turbolenza atmosferica durante il periodo di campionamento sia stazionaria (Foken e Wichura, 1996). Le qf sono state suddivise in tre classi di qualità bontà del dato: la prima indica dati completamente affidabili, la seconda

una qualità media che può essere accettata quando le serie di dati ed periodi di campionamento siano sufficientemente lunghi, mentre la terza prevede il rigetto del dato. Per la prima classe di qualità, le differenze percentuali tra condizioni ideali e condizioni reali deve essere minore del 30 %, per la seconda e la terza classe le differenze possono essere tra il 30 ed il 100% mentre quando le differenze siano superiori al 100% il dato viene assegnato alla classe peggiore (tabella 3) (Mauder e Foken, 2004).

Steady state (deviation in %)	integral turbulence characteristic (deviation in %)	QC- flag
< 30	< 30	1
< 100	< 100	2
> 100	> 100	3

Tabella 3: valori soglia stabiliti durante il II Workshop di Carboeurope su QA/QC per le misure EC a Spoleto (2004)

6.2.3.1 Correzione dei flussi notturni

Durante la notte in condizioni di stabilità atmosferica si assiste ad una stratificazione dell'aria e all'accumulo della CO₂ al suolo e di conseguenza ad una sottostima del flusso che non viene rilevato dal punto di misura EC. Il parametro che approssima la turbolenza è la velocità di frizione del vento, *ustar*, e si definisce come:

$$U_* = \left[\overline{u'w'_s}^2 + \overline{v'w'_s}^2 \right]^{1/4}$$

dove U_* è una misura della turbolenza, e u , v e w sono le velocità del vento nelle tre direzioni. In condizioni di scarsa turbolenza, segnalata da bassi valori di *ustar* i flussi di CO₂, a parità di altri parametri (e.g. temperatura del suolo) variano con U_* mentre al di sopra di tale soglia risultano indipendenti. La soglia di *ustar* è diversa in genere per ogni sito e varia in funzione delle caratteristiche dell'ecosistema e della stazione EC di misura (Goulden *et al.*, 1996; Black *et al.*, 1996). I dati di flusso di CO₂ (F_c) e i dati di *ustar* sono stati selezionati sulla base dei valori di radiazione globale netta inferiori a 0, e sono stati messi in relazione per evidenziare l'eventuale presenza di un punto di curvatura del flusso rispetto ai valori di U_* .

6.2.3.2 Analisi della footprint

La zona che circonda una torre *eddy* è denominata *fetch* e dovrebbe essere il più possibile omogenea (Kaimal e Finnigan, 1994). All'interno del *fetch*, l'area sorgente del flusso misurato con la strumentazione EC è definita *footprint* o anche, come definita da Schmid (2002), il “campo visivo” di una torre *eddy*. La *footprint* viene stimata a partire da modelli matematici che consentono di determinare la provenienza del flusso campionato e di mettere così in relazione i dati di NEE con le condizioni ecologiche dell'area dalla quale originano (struttura, biomassa, LAI, respirazione del suolo, variabili micrometeorologiche, etc.). L'analisi della *footprint* consente di determinare se il flusso provenga da aree omogenee e, se necessario, escludere dall'elaborazione finale i punti che ricadono al di fuori dell'area oggetto di studio. Questo studio, volendo analizzare i flussi provenienti da particelle sottoposte o meno a interventi di gestione, ha trovato nell'analisi della *footprint* uno strumento fondamentale per la selezione e l'elaborazione successiva dei dati.

I modelli per studiare la *footprint* si basano sul presupposto che l'area omogenea intorno al punto di misura abbia un'estensione definita. L'area sorgente del flusso dipende da parametri come l'altezza della vegetazione, la distanza tra il punto di misura e la copertura, la velocità e la direzione del vento, l'estensione del *fetch* e l'altezza del punto di misura. In uno spazio omogeneo, dove i dati raccolti sono sempre rappresentativi dell'area misurata, non è necessario il posizionamento esatto del sensore dal momento che i flussi possono essere comunque attribuiti alla stessa tipologia di ecosistema. Tuttavia, se l'area intorno alla torre EC è disomogenea, come nel caso di particelle forestali a diversa età e in cronosequenze, il segnale misurato dipende dall'area sopravvento che esercita l'influenza maggiore sul sensore e di conseguenza dalla sua estensione e posizione nello spazio (Schmid, 2002). In questo caso, qualora si voglia attribuire il flusso misurato ad una data superficie, è necessario analizzare in dettaglio l'area dalla quale proviene il flusso stesso. Negli ultimi 50 anni sono stati messi a punto numerosi modelli di *footprint* (Gash, 1986; Schmid 1997). Nella maggior parte dei casi la curva della *footprint* stimata dai modelli raggiunge un picco ad una determinata distanza rispetto al sensore per poi diminuire drasticamente e uniformemente, ciò significa che il trasporto turbolento non è simmetrico rispetto all'asse verticale del sensore. Il termine *footprint* fu coniato da Schuepp *et al.* (1990) il quale sviluppò un modello di analisi per flussi di uno scalare passivo in condizioni di neutralità e descritto dall'equazione:

$$CNF(x_L) = - \int_0^{x_L} \frac{U(z-d)}{u_* k x^2} e^{-\frac{U(z-d)}{u_* k x}} dx$$

dove CNF è il contributo normalizzato del flusso misurato, x è la distanza dal punto di misura in m, U è la velocità del vento in $m\ s^{-1}$, z è l'altezza del punto di misura in m, u_* è la velocità di frizione in $m\ s^{-1}$, d è il *zero plane displacement* in m, che corrisponde all'altezza del profilo del vento al di sopra dello strato della vegetazione ed è uguale alla relazione $d=0.63 * h$, dove h è l'altezza della *canopy* (Benincasa *et al.*, 1991) e k è la costante di von Karman (0.4). Nonostante la vasta letteratura presente, per pochi modelli sono stati sperimentati fino ad oggi per testare i diversi approcci per la determinazione dell'area sorgente del flusso (Leclerc *et al.*, 2003). Gli sviluppi sull'analisi della *footprint* sono stati portati avanti in due direzioni divergenti. Da un lato, sono stati messi a punto numerosi modelli complessi in grado di considerare anche variabili quali la topografia accidentata, l'eterogeneità del territorio, i flussi all'interno della *canopy* e le condizioni di estrema stabilità, dall'altra parte, invece, si sono sviluppati modelli analitici e semiempirici volti alla semplificazione della parametrizzazione e alla diminuzione delle operazioni di calcolo per la funzione della *footprint* ma limitati alle condizioni omogenee ideali. Nonostante la maggior parte delle misure EC a livello globale vengano eseguite in condizioni non ideali (Neftel *et al.*, 2008), soltanto pochi studi sono stati svolti per la valutazione delle prestazioni dei modelli di *footprint* in condizioni di terreni non omogenei (Foken e Leclerc, 2004; Gockede *et al.*, 2005; Reth *et al.*, 2005). Recentemente Neftel *et al.*, hanno integrato il modello semplice bidimensionale di Kormann e Meixner (2001) con un *layer* di coordinate spaziali in ambito GIS. Il supporto GIS ha lo scopo di definire geograficamente l'eterogeneità spaziale tramite l'uso di coordinate delle diverse superfici che rientrano in una singola area di studio. In realtà, il modello di Schuepp non può essere facilmente applicato su superfici con particelle diverse e relativamente estese. La maggior parte degli ecosistemi di interesse sono spesso disomogenei (ecosistemi naturali) o le loro estensioni sono limitate (campi agricoli) (Neftel *et al.*, 2008). Pertanto, per la cronosequenza di Feudozzo, abbiamo confrontato due modelli di *footprint*: il modello di Schuepp *et al.*, (1990) per superfici omogenee, monodimensionale e ampiamente utilizzato in letteratura e il modello di Kormann e Meixner (2001) più recente, bidimensionale, per superfici disomogenee. Il primo modello è stato elaborato con il software MASE mentre il secondo con *ART Footprint Tool* Version 1.0 (Neftel *et al.*, 2008). *ART Footprint Tool* è uno strumento di calcolo realizzato in Visual Basic (che può girare anche su Microsoft Excel) che combina i dati micrometeorologici con l'informazione di uso del suolo (*landuse*) del GIS. Il *tool* può essere scaricato dal sito (www.art.admin.ch/themen/00551/00555/index.html). Nel lavoro di Neftel *et al.*, (2008) questo strumento è stato testato per il calcolo della *footprint* in un sito agricolo con campi contigui, di piccola estensione e a diversa gestione. Gli *input* richiesti dal modello, sono elencati in tabella 4.

<i>parametro</i>	<i>descrizione</i>	<i>unità di misura</i>
tempo	tempo di misura	gg.mm.aa hh:mm
x	coordinata x (E-O) del punto di misura	m
y	coordinata y (N-S) del punto di misura	m
u^*	ustar	ms^{-1}
L	lunghezza Monin-Obukhov	m
σ_v	deviazione standard della velocità verticale del vento	ms^{-1}
w_{dir}	direzione del vento	gradi
z_m	altezza del punto di misura	m
U	velocità orizzontale del vento	ms^{-1}

Tabella 4: parametri richiesti da *ART Footprint Tool* Version 1.0 (Neftel *et al.*, 2008) per il calcolo della funzione di *footprint* secondo Kormann e Meixner (2001).

Nel foglio di *input "field_coordinates"* del modello, invece, vengono inserite le coordinate dei quadrilateri in cui è stata suddivisa l'area di studio. In pratica l'area di studio viene riportata in un sistema di assi cartesiani e le aree omogenee vengono suddivise in quadrilateri. In ambiente GIS la cronosequenza di Feudozzo è stata divisa in 13 quadrilateri di cui: cinque per la particella 97, quattro per la 06, 1 per la 08 (nella quale rientra anche la 09, tagliata meno di un anno fa') e 3 per la 70 (figura 3). Per ognuno dei 13 quadrilateri sono state misurate le coordinate dei quattro vertici e inserite nel foglio di *input "field_coordinates"*.

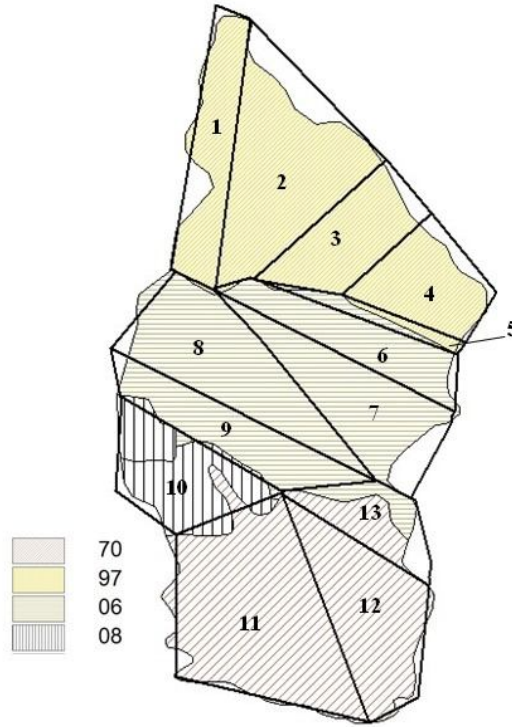


Figura 3: cronosequenza di Feudozzo suddivisa in quadrilateri per il calcolo della *footprint* bidimensionale con *ART Footprint Tool* Version 1.0 (Nefetel *et al.*, 2008).

L'equazione utilizzata nel modello è la seguente (Kormann e Meixner, 2001):

$$\phi(x,y) = D_{xy} \cdot C \cdot \exp\left(-\frac{B}{x}\right) \cdot x^{-A}$$

dove $\phi(x,y)$ è la funzione bidimensionale dell'area sorgente, D_{xy} descrive la distribuzione Gaussiana della velocità del vento e A, B, C sono parametri. Nel foglio di *output* “*FootOut_KM*” vengono elencati i risultati della variabile *phitot* che rappresenta l'integrale della funzione di *footprint*, del *Field_x*, che corrisponde alla percentuale di contributo di flusso relativo al quadrilatero x (nel nostro caso 13), e i risultati delle variabili *KM_p01a*, *KM_p01b* e *KM_p01c*, che rappresentano le coordinate in metri dell'area sorgente bidimensionale ellittica (figura 4).

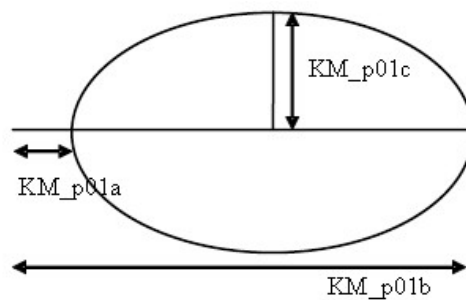


Figura 4: schema dell'area sorgente del flusso calcolata con il modello di Kormann e Meixner (2001) e rappresentazione grafica delle variabili che descrivono l'ellisse KM_p01a , KM_p01b e KM_p01c tratto da Neftel *et al.*, (2008).

In particolare KM_p01a è la distanza dal punto di misura all'inizio dell'area sorgente, KM_p01b è la misura dell'asse maggiore dell'ellisse e KM_p01c è uguale all'asse minore.

Per questo studio è stato deciso di assegnare il flusso ad una data particella quando almeno il 70% dello stesso venisse da quadrilateri inseriti nella particella stessa (cfr. fig. 2). Per la visualizzazione in GIS dei punti di *footprint* al 70% calcolati sia con il metodo qui descritto che con quello proposto da Schuepp *et al.* (1990) è stata utilizzata la variabile di distanza in metri tra il punto sorgente e il palo *eddy*. Conoscendo le coordinate del palo (xy), sono state calcolate le nuove coordinate ($x'y'$) per ogni singolo punto di *footprint* semiorario, considerando la direzione del vento semioraria espressa in gradi (azimuth) e la distanza del punto rispetto al palo EC in metri, le nuove coordinate ottenute sono uguali a:

$$x'y' = xy + \delta x + \delta y$$

dove:

$$\delta x = a * \sin \alpha$$

$$\delta y = a * \cos \beta$$

La procedura è utilizzata stata riassunta in maniera schematica nella figura 5.

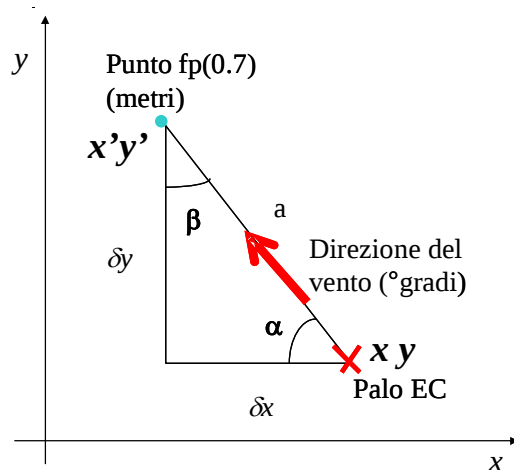


Figura 5: schema del calcolo delle coordinate dei punti fp_0.7 rispetto al punto di posizionamento del palo EC

Le coordinate $x'y'$ sono state inserite in un database e importate in ambito GIS come coordinate UTM VGS84 relative all'ortofoto georeferenziata del sito di Feudozzo (*software* ArcView 3.1). Successivamente è stato creato uno *shape file* sul quale è stata calcolata la densità dei punti ad

ettaro con l'estensione *Point Analyst*. Utilizzando l'analisi di *geoprocessing*, i punti sono stati separati per particella sulla base dello *shape* dei confini stabiliti dai quadrilateri e i punti ricadenti al di fuori della cronosequenza non sono stati considerati nell'elaborazione finale.

6.2.3.3 Bilancio energetico

Per il bilancio energetico e climatico del sito di Feudozzo, sono stati messi a disposizione dall'Ente CRA i dati di temperatura e precipitazione del 2009, rilevati con la Stazione Meteo di Castel di Sangro. Questi sono stati confrontati con i dati semiorari dell'anemometro sonico, installato sul palo EC, per il periodo che va dal 1 Maggio al 31 Ottobre 2009. Le precipitazioni, invece, sono state messe in relazione con l'evapotraspirazione misurata a partire dalle variabili del bilancio energetico. Con la tecnica EC, infatti, è possibile determinare anche i flussi di calore sensibile (H) e calore latente (LE) uguali, rispettivamente, alla covarianza tra la temperatura e la velocità verticale del vento (w) e alla covarianza tra il vapore acqueo e w. La chiusura del bilancio energetico rappresenta uno strumento di verifica della bontà dei dati EC e l'equazione è uguale a:

$$LE + H = R_n - G - S - Q$$

dove il calore sensibile (H) è pari all'energia che riscalda l'aria attraverso gli scambi di calore tra corpi solidi e atmosfera, il calore latente di vaporizzazione (LE) rappresenta la quantità di energia utilizzata per l'evapotraspirazione, la radiazione netta (R_n) è la risultante del rapporto tra la radiazione incidente e la radiazione riflessa e, infine, il flusso di calore del suolo (G) pari all'energia che si propaga in profondità in seguito al riscaldamento della superficie. Infine S è lo *storage* di calore tra il suolo e il punto di misura della strumentazione EC e Q è la somma delle altre sorgenti o serbatoi di calore. In genere il termine Q è trascurabile poiché minimo (Wilson *et al.*, 2002). Per LE e H sono stati considerati anche i termini di *storage* ossia quella parte di flusso di calore latente e di calore sensibile che rimane all'interno della copertura. I termini R_n e G sono misurati in modo indipendenti dalla strumentazione meteorologica *slow*. La chiusura del bilancio energetico viene valutata mediante una regressione tra le due componenti del bilancio

6.2.3.4 Elaborazione dei dati

Il campionamento dei flussi è stato svolto durante la stagione vegetativa dal 29 Aprile 2009 al 31 Ottobre 2009.

Durante la prima fase di campionamento, dal 30 Aprile 2009 al 14 Agosto 2009, il palo è stato posizionato al confine tra le particelle 97 e 06 nel punto con coordinate N 432813 E 4623700.

Dal 14 di Agosto, invece, il palo è stato spostato su un secondo punto con coordinate N 432672 E 4623189 al limite tra le particelle tagliate (06 e 08) e la non tagliata (70). In entrambi i casi l'altezza media degli alberi presenti nel sito era di circa 26.5 m pertanto il punto di misura è stato posizionato a 29 m di altezza. I dati semiorari, dopo essere stati processati come descritto nei paragrafi precedenti sono stati analizzati per singola particella e per mese di campionamento. Per una prima osservazione, i dati misurati in periodi e condizioni omogenee nelle varie particelle, suddivisi per il giorno e la notte, sono stati confrontati per analizzare le eventuali differenze.

I flussi diurni sono stati selezionati utilizzando come filtro un livello di $R_n > 400 \text{ W m}^{-2}$ per analizzare i flussi in condizioni di saturazione (o quasi) luminosa ed escludere le giornate con scarsa irradiazione solare o con variabilità meteorologica mentre quelli notturni con un livello di soglia di $R_n < 20 \text{ W m}^{-2}$. Per i dati diurni, inoltre, è stata valutata l'attività fotosintetica della vegetazione, e quindi il flusso di CO_2 , in relazione alla radiazione, sia sul totale dei dati semiorari che sulla NEE suddivisa in classi di 50 W m^{-2} per le quali è stato calcolato l'errore standard al fine di ponderare la media del flusso per singola classe. Le due variabili sono state messe in relazione l'equazione di Michaelis Menten (1913):

$$NEE = Rd - \frac{\alpha \cdot PFD \cdot A}{\alpha \cdot PFD + A}$$

dove PFD è la densità di flusso della radiazione fotosinteticamente attiva in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (o R_g in W m^{-2}) A rappresenta il flusso massimo di carbonio a saturazione di luce, α è l'efficienza quantica della copertura ($\mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol PFD}^{-1}$) e R_d rappresenta la respirazione notturna dell'ecosistema. I dati notturni di flusso, invece, sono stati messi in relazione con la temperatura del suolo a 5 cm di profondità suddivisa in classi di 2° C (anche in questo caso è stato calcolato l'errore standard della media del flusso di CO_2) utilizzando il modello di Van't Hoff (1898) per la respirazione:

$$F_c = R_0 Q_{10}^{(T_s - 10)/10}$$

Dove R_0 è la respirazione basale a 10° C , t è la temperatura a 5 cm di profondità nel suolo e il Q_{10} , rappresenta l'aumento della respirazione per ogni aumento di 10° C di temperatura del suolo.

Infine, i dati rigettati con l'analisi di qualità e della *footprint*, sono stati sostituiti con la tecnica del *gap filling* utilizzando lo strumento *online* dell'Università della Tuscia (<http://gaia.agraria.unitus.it/database/eddyproc/EddyInputForm.html>) che effettua anche una stima della ripartizione del flusso nelle due relative componenti di Produzione Primaria Lorda

(GPP) e di Respirazione dell'ecosistema (Reco). Da questi dati infine, è stata calcolata la NEE cumulata, a partire dai dati di NEE giornaliera stimata con il *gap filling*, , per ogni particella e per i mesi in cui il dato era disponibile.

6.3 Risultati

6.3.1 Analisi quantitativa e qualitativa dei dati

Il totale dei dati semiorari misurati dal 29 Aprile 2009 al 31 Ottobre 2009 è di 8882. I risultati riassuntivi dell'analisi di qualità dei dati sono stati riportati nella tabella 5.

<i>correzione applicata</i>	<i>valore soglia</i>	<i>descrizione</i>	<i>file semiorari eliminati (n)</i>
<i>lines lack</i>	< -2000	precipitazioni e/o malfunzionamento	2063
<i>lines lack</i>	< -2000	perdita del dato	541
<i>error AGC</i>	> 65%	oscuramento del sensore	43
<i>qcCO₂</i>	classe 3 >100	condizioni di stabilità	11
totale eliminati			2658
numero dei dati iniziali			8882
numero dei dati dopo le correzioni			5496

Tabella 5: tabella riassuntiva dell'analisi di qualità dei dati.

Con il *Lines lack* sono stati rimossi 2063 dati semiorari, mentre i dati persi per lo spegnimento del sistema EC dovuto a mancanza di energia (scarsità di irradiazione) o alle operazioni di manutenzione e spostamento del palo, sono stati 541. Infine, con l'*error AGC* sono stati rigettati 43 file semiorari e 11 mediante l'analisi di qualità del flusso. Da segnalare che per diverse mezz'ore, alcuni dei criteri utilizzati per la selezione dei dati si sono verificati in concomitanza (es. valori bassi di qcCO₂ quando *Lines lack* era anche alto). L'affidabilità della scelta del tempo di mediazione (semiorario) è stata confermata dall'analisi della curva ogiva applicata allo spettro di turbolenza relativo al sito di Feudozzo per i due punti di stazionamento del palo (figura 6). Dal grafico risulta che tutte le ogive si stabilizzano prima di 30 minuti.

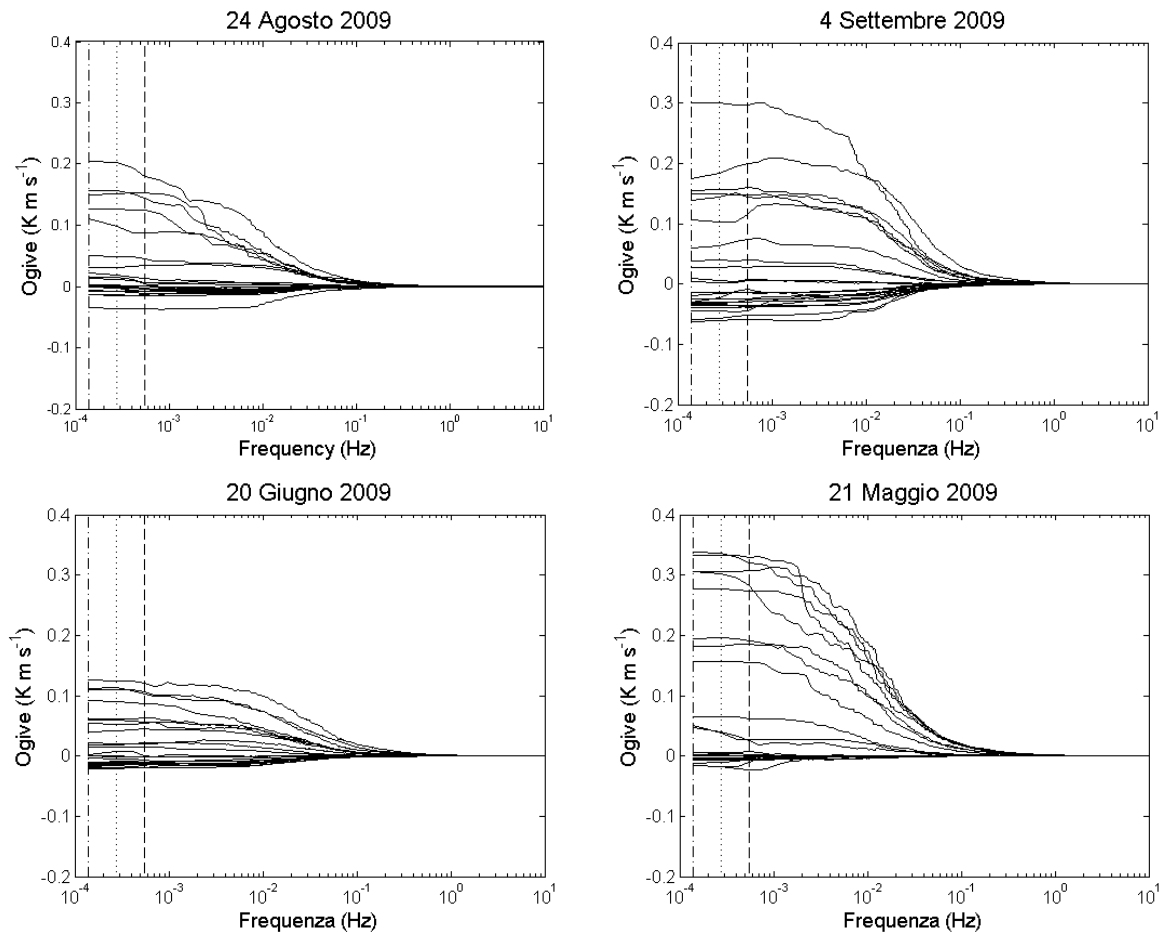


Figura 6: curve *ogive* relative alle variabili di temperatura sonora (T) e velocità verticale del vento (w) in diverse giornate esemplificative. La linea tratteggiata rappresenta la frequenza a cui corrisponde il periodo di 30 minuti, quella punteggiata il periodo di 60 minuti mentre la spezzata un periodo di 120 minuti.

Per il sito di Feudozzo è stata calcolata la soglia minima di *ustar* per il tagliato e per il non tagliato. In entrambi i casi, però, non è stata evidenziata una relazione significativa tra le due variabili e pertanto, non essendoci un valore di soglia evidente, nessun dato è stato rigettato sulla base della correzione (figura 7).

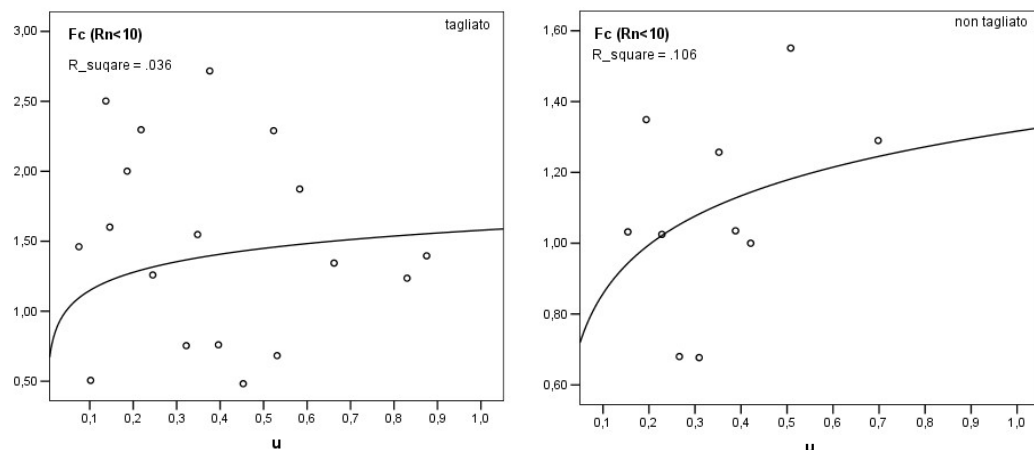


Figura 7: curve per la soglia di *ustar* calcolate per il tagliato (a sinistra) e per il non tagliato (a destra). In entrambi i casi non è stata osservata una relazione significativa ($p > 0.005$).

6.3.2 Analisi della *footprint*

6.3.2.1 Direzione del vento

La direzione prevalente del vento è risultata parallela all'asse della valle del Vandra, ovvero NO-SE, per l'intero periodo di campionamento. Questo comportamento è tipico delle valli dell'Appennino ed è dovuto all'orientamento predominante della dorsale. Dall'analisi, inoltre, si evidenzia anche la presenza di un fenomeno di brezza monte-valle dovuto alle masse di aria calda che durante il giorno risalgono la vallata e che durante la notte, raffreddandosi e diventando più pesanti, ridiscendono per gravità lungo la pendenza. Questo fenomeno non è comunque predominante rispetto alle altre direzioni, infatti, durante il giorno le direzioni prevalenti sono da S-SE per il 49.1 % e da N-NO per il 22.8% mentre durante la notte il vento è diretto prevalentemente verso N-NO con il 57.9 % dei dati e verso S-SO per il 22.8%. (figura 8)

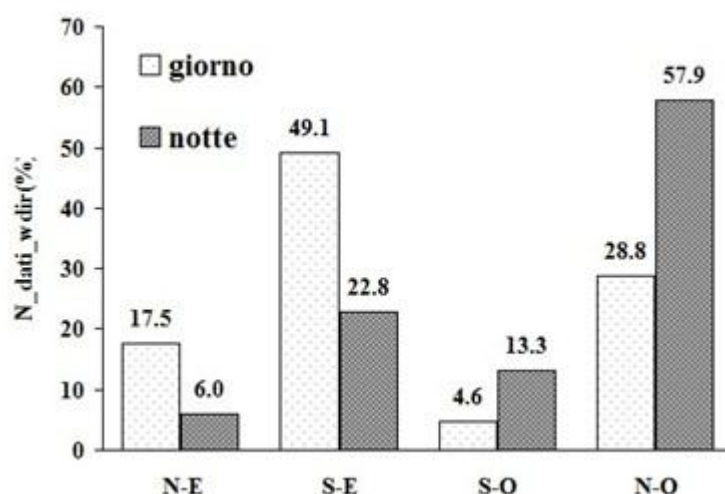


Figura 8: analisi della frequenza della direzione prevalente del vento, i dati semiorari sono stati ripartiti per i quattro quadranti di direzione e tra giorno e notte.

Per quanto riguarda l'analisi mensile, i dati semiorari sono stati suddivisi in classi con un intervallo di 10° di direzione e sono state calcolate la mediana e la deviazione standard (tabella 6). L'andamento mensile è simile a quello osservato sul totale dei dati, le mediane, infatti, mostrano un andamento di cambio di direzione del vento durante la notte. Il valore diurno della mediana delle classi della direzione del vento non mostra variazione nel tempo mentre il dato notturno ha mostrato valori in parte diversi a Giugno e Luglio rispetto al resto del periodo. Da segnalare, comunque, la grande variabilità del dato notturno.

mese	giorno		notte	
	mediana	dev.st.	mediana	dev.st.
maggio	150°	106.3	290°	100.8
giugno	160°	76.5	190°	86.2
luglio	160°	99.0	220°	80.8
agosto	170°	123.3	310°	85.5
settembre	160°	126.5	330°	91.0
ottobre	160°	113.8	320°	82.9

Tabella 6: mediana e deviazione standard per i dati di direzione del vento suddivisi in classi da 10° e ripartiti per i sei mesi di campionamento.

I risultati osservati sul totale dei dati sono stati riconfermati, per certi aspetti, anche dall'analisi della frequenza mensile. Nella figura 9 sono stati riportati gli istogrammi di frequenza in percentuale della direzione del vento suddivisa in otto quadranti per i sei mesi di campionamento e per il giorno e la notte. Gli istogrammi di frequenza mostrano un andamento abbastanza costante nel tempo con due valori prevalenti di direzione: N-NO e S-SE. Durante il giorno si osserva una componente di vento da NE-E che viene sostituita durante la notte da un'altra con direzione S-SO.

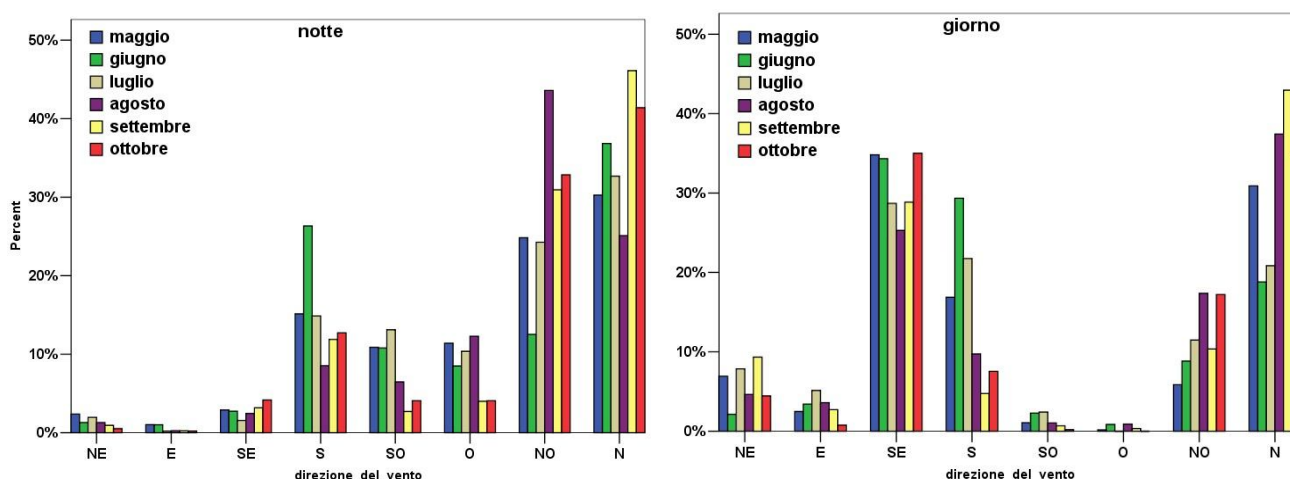


Figura 9: istogrammi di frequenza per la variabile direzione del vento. I dati semiorari sono stati analizzati su scala mensile e suddivisi per le ore della notte (a sinistra) e del giorno (a destra).

Durante il giorno e nei mesi di Maggio, Giugno e Luglio, la direzione da sud tende a prevalere su quella da NO. Questo rapporto si inverte a partire da Settembre. Un *trend* particolare è quello del mese di Giugno durante il quale il vento ha mantenuto una direzione prevalente da sud anche nella notte (23.6%). Nel mese di Maggio la direzione del vento durante il giorno ha frequenze

simili sia da SE (34.8%) che da N (30.9%), a Giugno e a Luglio, invece, il vento è diretto prevalentemente a SE (34.3% e 28.7%) e a S (29.3% e 21.8%) mentre ad Agosto si inverte la tendenza e prevale la direzione da nord (37.4%) e nord-ovest (17.4%), conservando comunque una componente da sud. Infine a Settembre e ad Ottobre si sono registrati valori alti per la direzione nord di 43.0% e 34.8% rispettivamente. L'andamento mensile della variabile è comunque abbastanza omogenea nelle ore notturne durante tutti i mesi, le uniche eccezioni riguardano il valore osservato a Giugno per la frequenza da sud (23.6%) e il valore da NO ad Agosto (43.6%).

6.3.2.2 Confronto tra i modelli di *footprint* di Schuepp e di Kormann e Meixner

Per il calcolo dell'area sorgente del flusso, *footprint*, sono stati messi a confronto il modello di Schuepp *et al.*, (1990) e quello di Kormann e Meixner (2001) e le loro rispettive variabili fp0.7 e KMp01b. Per entrambe è stata utilizzata la soglia del 70% come contributo di flusso sul totale della singola misura, ma mentre nel primo caso si tratta di un punto nello spazio (distanza dal palo entro la quale si origina il 70% del flusso), nel secondo la variabile esprime la misura dell'asse maggiore di un'ellisse più la sua distanza dal punto di misura EC (figura 4). In quest'ultimo caso, il 70% di contributo di flusso è calcolato sull'area dell'ellisse. La differenza del risultato finale in termini di area sorgente è stata spiegata graficamente nella figura 10 nella quale è stato visualizzato, tramite coordinate GIS, il dato semiorario di *footprint* del 31 Ottobre 2009 alle ore 7:00 calcolato con i due modelli. Secondo le analisi classiche di *footprint* effettuate su siti omogenei, con il modello di Schuepp il flusso sarebbe stato attribuito alla particella 06 mentre, applicando il modello di Kormann e Meixner, il flusso misurato origina tra la particella 08-09 con il 52% di contributo, e la 06 con il 25%. Da questa analisi, si può apprezzare come, qualora le misure vengano effettuate in siti a copertura non omogenea o con differenti condizioni ecologico-strutturali o si voglia discriminare con maggiore precisione l'area dalla quale proviene il flusso misurato, è necessario utilizzare un modello che fornisca un'informazione di *footprint* spaziale. Nell'esempio presentato, con il modello di Kormann e Meixner e la soglia del 70%, il dato non è stato considerato nelle analisi successive perché non sufficientemente rappresentativo per nessuna delle due aree.

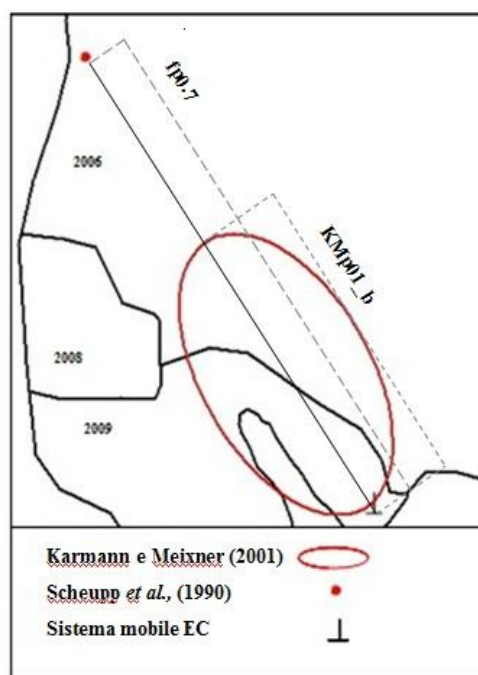


Figura 10: rappresentazione in GIS del dato semiorario *footprint* del 31 Ottobre 2009 alle ore 7:00 calcolato con i due modelli. KMp01b rappresenta la distanza tra il palo EC e l'origine dell'area ellittica più l'asse maggiore dell'ellissi. Fp0.7 rappresenta la distanza tra il punto al 70% di contributo flusso e il palo EC.

Per tale motivo, il numero finale dei dati in *output* per l'analisi successiva varia a seconda del modello usato (tabella 7).

particella	giorno		notte		totale dati KMp01_b	totale dati fp0.7	differenza tra KM01_b e fp0.7
	KM_p01	fp0.7	KM_p01	fp0.7			
70	472	493	157	172	629	665	-36
97	456	527	220	456	676	983	-307
06	1042	1595	533	620	1575	2215	-640
08	197	4	50	20	247	24	223
totale giorno/notte	2167	2619	960	1268	-	-	-
totale dei dati	-	-	-	-	3127	3887	-

Tabella 7: tabella riassuntiva dell'analisi del dato semiorario di *footprint* calcolato con i due modelli. L'analisi è stata effettuata per singola particella e per il giorno e la notte.

Con il modello di Kormann e Meixner si è verificato uno scarto maggiore rispetto ai dati iniziali dovuto alla presenza di misure su aree disomogenee e al fatto che il modello restituisce un'area di *footprint* piuttosto che un punto (Tabella 7). Dall'analisi del numero di dati è risultato che, per

entrambi i modelli, la particella con più misure affidabili è la 06 con un totale di 1575 per KMp01b e di 2215 per fp0.7. Per questa particella, la maggior parte dei dati non identificati come validi per l'analisi successiva con il modello spaziale (-640 dati) si riferiscono al periodo che va dal 14 Agosto 2009 al 31 Ottobre 2009 durante il quale il palo EC si trovava al limite con quattro particelle (figura 9). Nello stesso periodo però si è registrato un aumento di misure provenienti dalla particella 08 che non erano state quasi per nulla evidenziate dal modello di Schuepp (differenza +223). Se si considerano le particelle tagliate dopo il 2006 come un'unica unità di campionamento, e vale a dire la 06 più la 08 (che include anche la 09, vedi figura 3 par. 6.2.3.2), si ottiene nel complesso una maggiore quantità di dati che deriva, non solo dalla somma delle singole *footprint*, ma anche dall'aggiunta di tutti quei punti scartati poiché ricadenti sul confine delle tre particelle e pertanto ritenuti non sufficientemente rappresentativi (<0.7) per nessuna delle aree. E' stato stimato che, considerando le tagliate 08 e 06 come un'unica particella, si guadagnerebbero circa 880 punti di misure ma si è comunque ritenuto necessario un ulteriore periodo di campionamento per confermare l'omogeneità ecologica-funzionale dei due popolamenti. Le particelle, infatti, pur essendo simili da un punto di vista strutturale e di capacità di serbatoio di carbonio, hanno mostrato, per quest'anno di campionamento, un diverso andamento della respirazione del suolo (Cap. 5) per i motivi di cui si è discusso precedentemente. Un'analisi su un periodo di tempo più lungo consentirà di definire meglio eventuali analogie tali che i due popolamenti possano essere considerati come un'unica area di *footprint*.

In generale, comunque, i dati notturni sono risultati inferiori di numero rispetto a quelli diurni e questo è dovuto sia alla variazione della direzione del vento (paragrafo 6.3.2.1) che al minor numero di ore di buio rispetto a quelle di luce nel periodo esaminato (Maggio – Ottobre). Da una prima analisi descrittiva di fp0.7 e di KMp01b, sono state osservate alcune differenze tra le due variabili di distanza espresse in metri (tabella 8). Il valore massimo della distanza in KMp01b è di 4772.8 ed è minore di quello di fp0.7 che supera i 10000 metri. La variabilità dei valori è maggiore in fp0.7 con una deviazione standard di 1622 rispetto a KMp01b con una σ di 220.3.

	KMp01b	fp0.7
Mediana	157.6	314.2
Dev.st.	220.3	1622.0
Minimo	4.88	.70
Massimo	4772.8	>9953.1

Tabella 8: analisi descrittiva dei risultati ottenuti con il modello Kormann e Meixner (KMp01b) e con Schuepp (fp0.7)

Per quanto riguarda la distribuzione di frequenze percentuali della distanza in metri dell'area sorgente del 70% del flusso dal punto di misura EC, in entrambi i casi è stata osservata una differenza tra il giorno e la notte (figura 11).

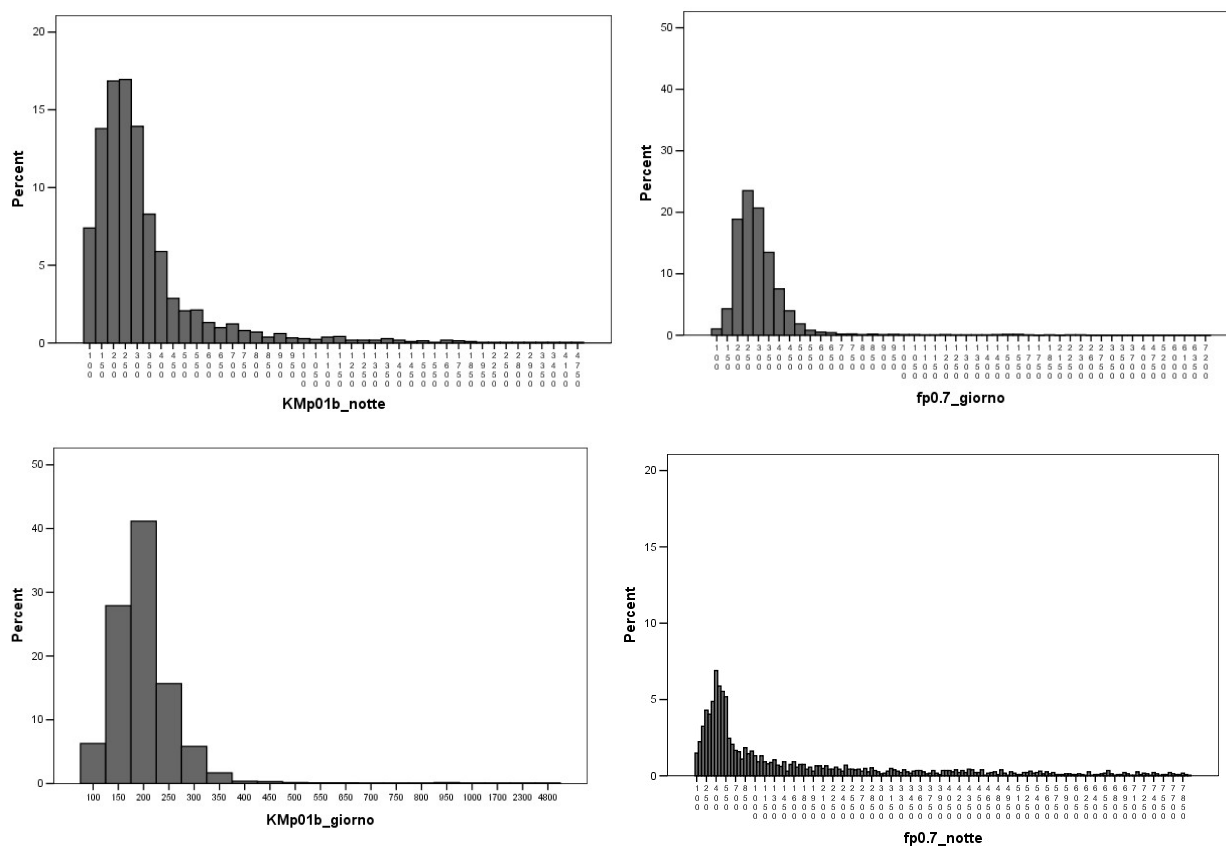


Figura 11: istogrammi di frequenza in percentuale delle variabili KM01b e fp0.7 che esprimono la distanza in metri della *footprint* dal punto di misura EC. Gli istogrammi sono stati calcolati separatamente per i dati notturni e diurni.

Durante il giorno il con il modello di Shuepp, la distanza prevalente dalla torre è compresa tra 200 e 350 metri (76.6%), mentre secondo il modello di Kormann, il flusso proviene per l'84.8% tra 150 e 300 metri. Di notte le curve di *footprint* tendono a divenire più ampie e l'area sorgente si amplia. Nel caso del primo modello, questa tendenza viene ancor più accentuata per cui solo la metà del flusso (49.7 %) proviene da 100 a 650 m dal palo. Nel secondo caso, invece, il 90% è compreso nei primi 550 metri.

Una seconda analisi di frequenza è stata effettuata in ambito GIS per il calcolo della distribuzione dei valori di KMp01b e fp0.7 nell'area di studio. Con l'estensione *Spatial Analysis* di ArcView 3.1 è stata calcolata la frequenza dei punti per ettaro. Nella figura 12 sono state rappresentate le aree per i due modelli e per il giorno e la notte per i due punti di posizionamento del palo EC all'interno della cronosequenza.

Durante il giorno KMp01b (colori più scuri) ha mostrato una frequenza maggiore di punti (147.1 n ha⁻¹ per il primo periodo e 78.9 n ha⁻¹ per il secondo periodo) distribuiti su uno spazio inferiore rispetto a fp0.7 (colori chiari). Questa relazione si conserva, in maniera molto più evidente, anche durante la notte.

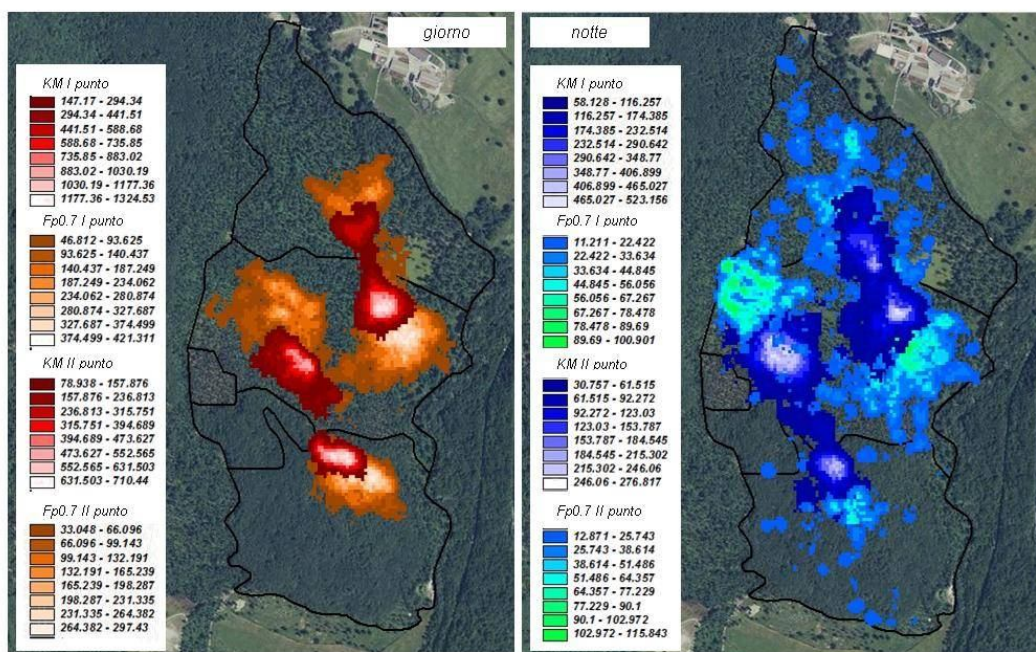


Figura 12: rappresentazione in ambito GIS della frequenza dei punti ad ettaro di *footprint* calcolate con il modello di Kormann e Meixner (colori scuri) e con il modello di Schuepp (colori chiari) per il giorno e la notte e per i due punti di posizionamento del sistema EC. Il calcolo della frequenza è stato effettuato con Spatial Analysis in ArcView 3.1.

Nonostante le differenze osservate, le due aree di *footprint* presentano comunque una relazione tra loro. Per stimarne il grado di correlazione è stato utilizzato il coefficiente di Spearman (ρ) che varia tra +1 e -1 quando la correlazione è massima, con valore positivo oppure negativo, ed è vicino a zero, quando non esiste correlazione (tabella 9).

Correlations				
			Karmann	Schuepp
Spearman's rho	Kormann	Correlation Coefficient	1.000	.705**
		Sig. (2-tailed)	.	.000
	Schuepp	Correlation Coefficient	.705**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.000	.

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Tabella 9: risultati dell'analisi di correlazione di Spearman tra le due aree di *footprint* calcolate.

6.3.3 Clima e bilancio energetico

I dati di temperatura rilevati dalla Stazione meteo di Castel di Sangro del CRA e quelli rilevati con l'anemometro sonico a Feudozzo, sono risultati significativamente simili ($R^2=0.9$) (figura 13). I valori di temperatura media giornaliera sonica variano da 14.4 °C di Maggio a 20.7 °C in Agosto e diminuiscono fino a raggiungere gli 11°C in Ottobre (figura 14).

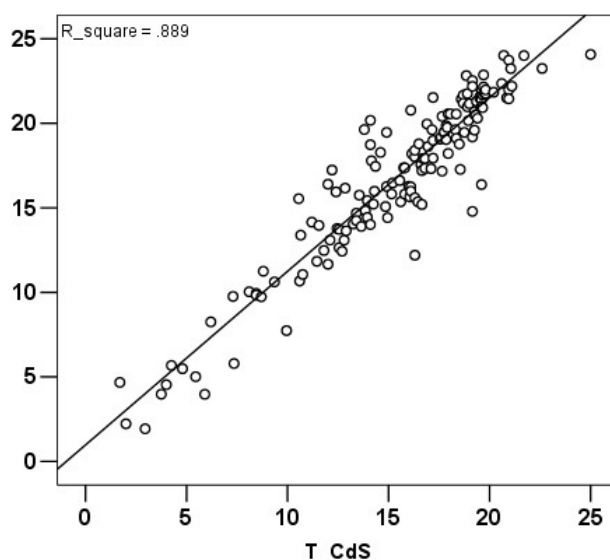


Figura 13: analisi del T- test applicata ai valori della temperatura rilevati dalla Stazione meteo di Castel di Sangro del CRA (CdS) e a quelli rilevati con l'anemometro sonico a Feudozzo

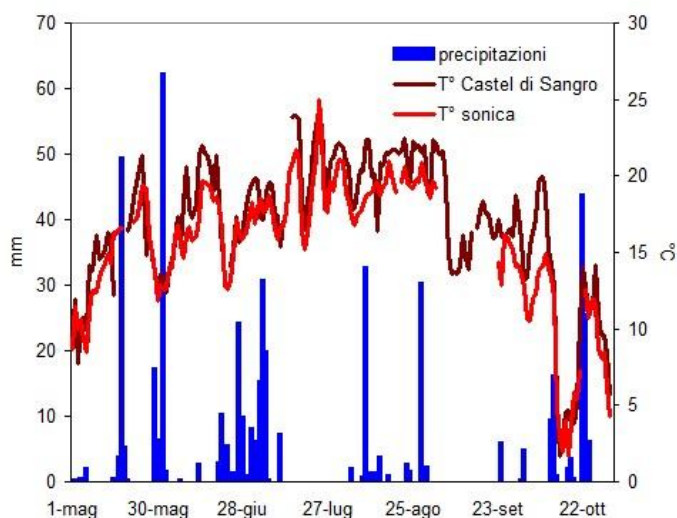


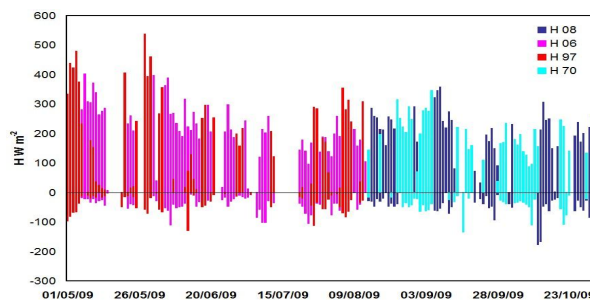
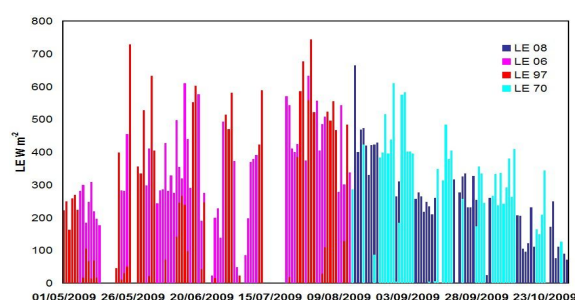
Figura 14: climogramma relativo al periodo di campionamento dal 1 Maggio 2009 al 31 Ottobre 2009, con i valori della temperatura e delle precipitazioni rilevati dalla Stazione meteo di Castel di Sangro del CRA e i valori di temperatura rilevati con l'anemometro sonico a Feudozzo.

Per quanto riguarda le precipitazioni, la maggiore di caduta di pioggia in mm, è stata rilevata per il mese di Giugno con 122 mm e un evento massimo di 62.2 mm del 1 Giugno. I valori per Agosto sono stati invece inferiori con 78.8 mm. In Settembre, si è verificato un gap nella misura di circa 20 giorni dovuto ad un malfunzionamento del sensore. In totale, durante tutta la stagione vegetativa, sono caduti 492 mm di pioggia (tabella 10).

mese	precipitazioni
	mm
maggio	87.4
giugno	122.0
luglio	88.2
agosto	78.8
settembre*	5.8
ottobre	112.0
totale	494.2

Tabella 10: dati di precipitazioni per la stagione vegetativa 2009. Il dato di Settembre è contrassegnato con * poiché è stato calcolato su 9 giorni a causa di un gap nella misura dovuto ad un malfunzionamento del sensore.

In figura 15 sono stati riportati gli andamenti semiorari delle quattro variabili del bilancio energetico che sono: il calore latente (LE), il calore sensibile (H), la radiazione netta (Rn) e il flusso di calore del suolo (G). H e LE sono state attribuite alle rispettive particelle mediante l'analisi della *footprint*, mentre G è stato misurato nei punti di stazionamento del palo e quindi sono relativi alla 06 e alla 08. Calore sensibile e calore latente sono incrementati gradualmente con l'aumento della temperatura e con l'inizio della stagione vegetativa e dell'attività fotosintetica. Nei mesi di Giugno e di Luglio, nella 97, sono stati osservati valori maggiori di LE rispetto alla 06 con in media, rispettivamente, 177.9 W m^{-2} e 131.5 W m^{-2} . I valori più alti della stagione vegetativa, sono stati registrati nella 97 con 742.8 W m^{-2} (30/07 alle 13:00) e nella 70 con 663.7 W m^{-2} (15/08 alle 11:30).



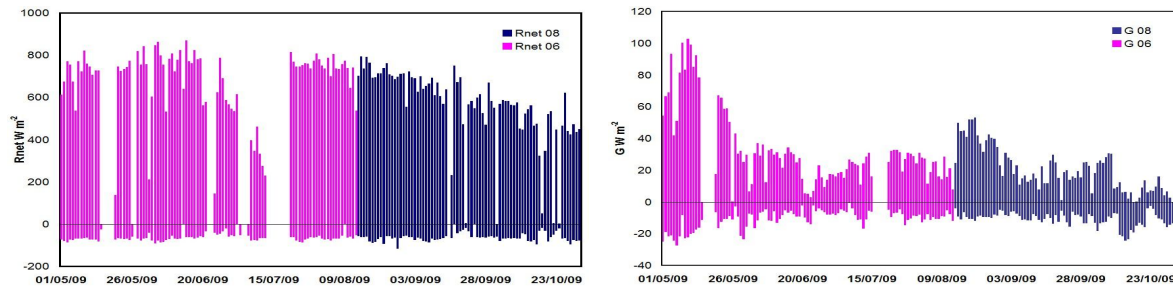


Figura 15: flussi semiorari delle quattro variabili del bilancio energetico, il calore sensibile (H), il calore latente (LE), la radiazione netta (Rn) e il flusso di calore del suolo (G) Tutte le variabili sono espresse in W m^{-2} .

Il calore sensibile ha mostrato, invece, un andamento simile in tutte le particelle, con valori più bassi nei mesi di Giugno e Luglio probabilmente a causa dei frequenti eventi meteorici che si sono verificati così come attestato anche dalla minore radiazione netta. A Settembre e ad Ottobre LE e H sono diminuiti gradualmente e nella 70 e nella 08 sono stati misurati valori medi per i due mesi di, rispettivamente, 83.7 W m^{-2} (LE) e 64.4 W m^{-2} (H) per la 08 e di 120.2 W m^{-2} (LE) e 47.3 W m^{-2} (H) per la 70.

Per quanto riguarda la radiazione netta, invece, questa è rimasta tendenzialmente costante tra Maggio e Agosto con valori tra 600 e 800 W m^{-2} (figura 13) ad eccezione del periodo tra metà Giugno e metà Luglio dove Rn è stata più bassa in concomitanza con eventi di precipitazione ed un periodo tendenzialmente più freddo. Questa variabile ha poi cominciato a diminuire sino ai minimi di Ottobre. Infine, il flusso di calore del suolo (G) ha mostrato in generale valori più alti ella 08, rispetto alla 06 e con una tendenza ad assumere valori negativi nei giorni con scarsa irradiazione solare e con basse temperature come ad esempio nel mese di Ottobre -23.2 W m^{-2} . I valori più alti di G, invece, sono stati osservati a Maggio, nel periodo in cui cominciano i rialzi di temperatura ma non è ancora presente la copertura fogliare e pertanto il suolo tende a riscaldarsi maggiormente in assenza di ombreggiamento.

La chiusura del bilancio energetico, espressa come la relazione tra la somma di $H + LE$ misurati dal sistema EC e la differenza tra la radiazione netta e il flusso di calore del suolo ($Rn - G$) misurata con la sensoristica meteorologica accessoria, è risultata significativa per tutti mesi del periodo di campionamento con R^2 con valori compresi tra 0.72 (Giugno) e 0.83 (Ottobre). Anche in questo caso, per le variabili considerate, sono stati selezionati solo i dati semiorari provenienti dalla particella sulla quale era posizionato il palo (06 e 08). Per il primo periodo di campionamento la chiusura è risultata significativa con R^2 0.74 mentre per il secondo con R^2 0.80 (figura 16).

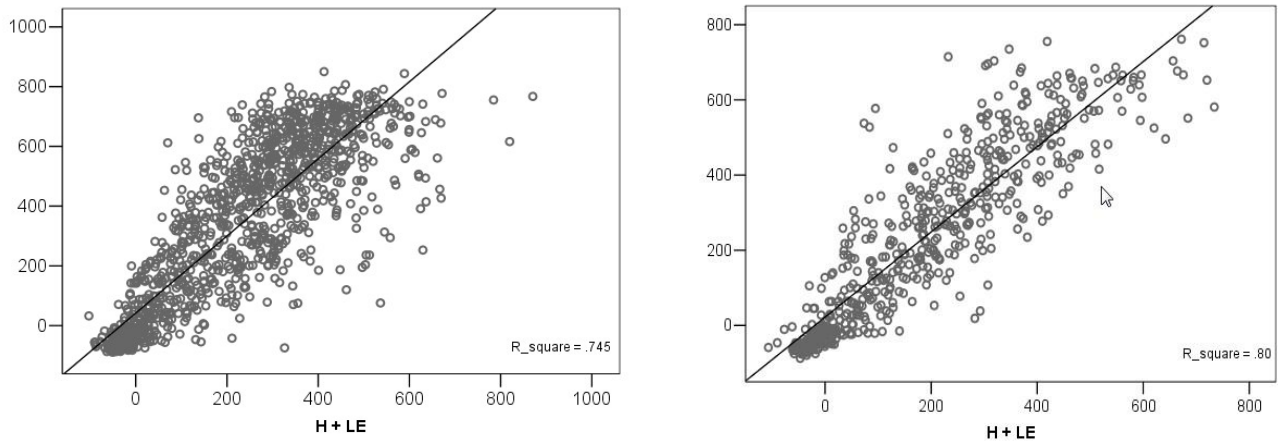


Figura 16: chiusura del bilancio energetico per il primo periodo con punto di stazionamento nella 06 (R^2 0.74) (sinistra) e al secondo periodo di stazionamento nella particella 08 (R^2 0.80) (destra).

6.3.4 Andamento dello scambio netto di ecosistema (NEE)

In figura 17 sono stati riportati i dati semiorari di flusso di CO_2 in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ suddivisi per particella con il metodo della *footprint* di Kormann e Meixner (2001) secondo quanto già descritto (paragrafo 6.2.1.3). Dal grafico si osserva che, durante il primo periodo di campionamento, il flusso proveniva prevalentemente dalla particella 06 (fucsia) e, in misura minore, dalla 97 (rosso), mentre a partire dal 14 Agosto, in seguito allo spostamento del palo EC, i flussi campionati sono arrivati principalmente dalla particella 70 (azzurro) e, in piccola parte, dalla 08 (blu). In particolare la 08 non era stata discriminata dalla prima analisi della *footprint* effettuata con il metodo di Schuepp a causa della minore estensione rispetto alle altre particelle (4.9 ha) e della vicinanza del punto di misura.

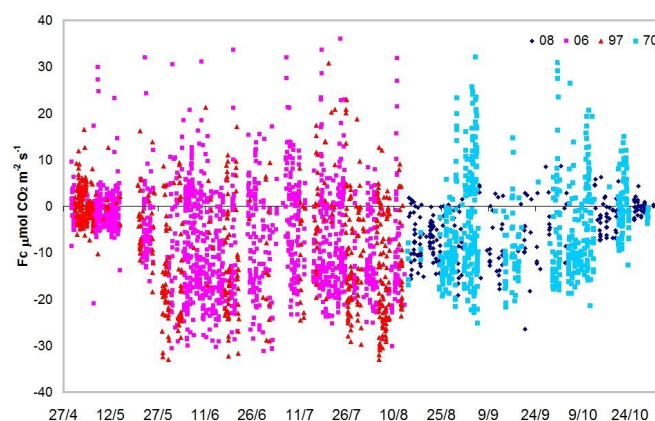


Figura 17: dati semiorari del flusso di CO_2 in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ suddivisi per particella in base alla *footprint* calcolata con il metodo di Kormann e Meixner (2001)

In una prima analisi speditiva, è stata separata la componente di flusso (per giornate serene con $R_g > 20 \text{ W m}^{-2}$) da quella notturna ($R_g < 20 \text{ W m}^{-2}$) (figura 18) ed è stato osservato che le particelle 97 e 06 hanno mostrato valori di NEE a saturazione più elevati con picchi di assorbimento tra -30 e $-35 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ nel periodo tra fine Maggio e Giugno. I valori registrati per la 70 e la 08, nella seconda parte della stagione vegetativa sono risultati più bassi, con picchi intorno a -20 . Per quanto riguarda i flussi notturnni, i picchi semiorari maggiori si sono verificati ad Agosto con valori intorno a $25\text{-}30 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, a volte anche superiori, in concomitanza con eventi di precipitazione che causano il rilascio improvviso di CO_2 accumulata nel suolo,

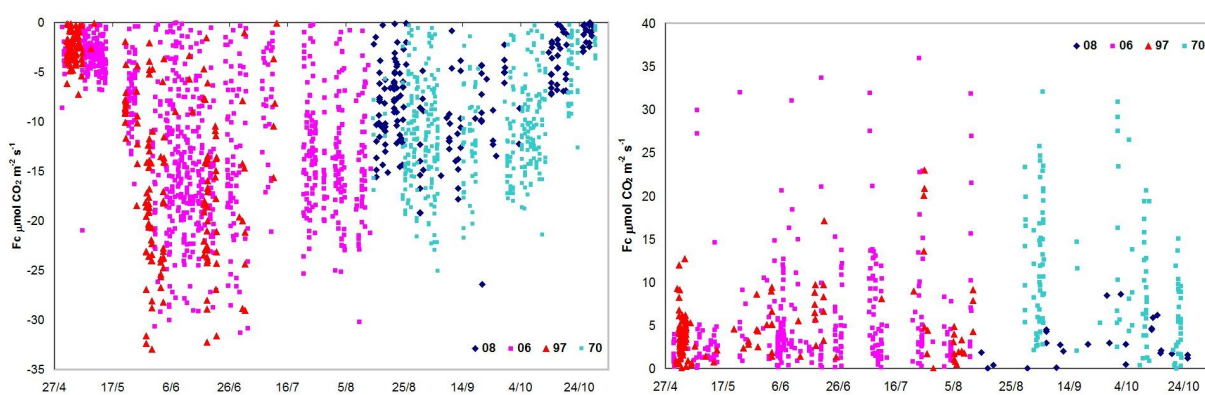


Figura 18: dati semiorari del flusso di CO_2 in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ripartiti per il giorno con valori di $R_g > 400 \text{ W m}^{-2}$) e la notte per le quattro particelle.

Dai dati presentati in figura 18, sono stati realizzati dei grafici a box plot utilizzando lo stesso criterio di separazione dei dati diurni da quelli notturni descritto precedentemente. Dall'ANOVA è risultata una maggiore variabilità del dato giornaliero di NEE rispetto a quelli notturni. Durante il giorno la 97 è risultata più alta rispetto alle altre particelle in particolare nei mesi di Giugno ed Agosto con una mediana rispettivamente di -15.5 e $-19.4 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. I valori della NEE all'inizio e alla fine della stagione vegetativa, Maggio ed Ottobre, sono risultati abbastanza simili tra le diverse particelle campionate. L'andamento diverso dei quattro siti nel mese di Agosto potrebbe dipendere in parte alla diversità ecologica e in parte dal differente periodo di campionamento e quindi la prima metà di Agosto per la 97 e la 06 e la seconda metà per la 08 e la 70. Il livello più basso di NEE, infine, si è avuto nella 08 nel mese di Ottobre con una mediana di $-7.8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. I valori notturni sono risultati invece più omogenei tra le particelle con una NEE maggiore nella 70 (mediana di $15.3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ad Agosto e $10.1 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a Settembre), minore nella 08 e intermedia per le altre particelle. La 97 e la 06 non hanno mostrato differenze significative ad eccezione di lievi differenze per i mesi di Luglio e Agosto.

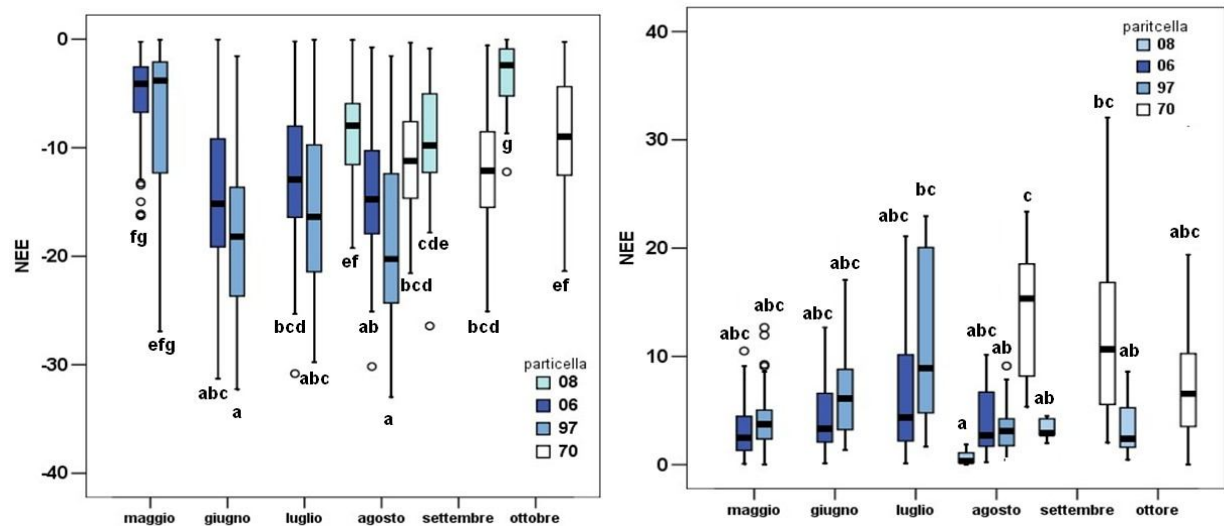


Figura 19: box plot con i risultati dell'analisi post hoc di Scheffè dell'ANOVA dei dati semiorari di flusso di CO₂ in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ nelle ore centrali del giorno ($R_g > 0 \text{ W m}^{-2}$, sinistra) e notturni ($R_g < 0 \text{ W m}^{-2}$, destra).

Dall'analisi del giorno medio di NEE, calcolato a partire dalla media di punti misurati nella stessa ora e particella per i singoli mesi (figura 20), si evidenzia come, nel mese di Maggio, la cerreta si trovasse ancora in una fase di transizione all'inizio della stagione vegetativa con una minore attività fotosintetica. Tra Maggio e Agosto, i valori medi maggiori di assorbimento sono stati intorno a $-30 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{s}^{-1}$, con la 97 che, a metà giornata, assorbiva di più della 06, mostrando anche una respirazione notturna lievemente minore. Ad Agosto, sebbene la 06 e 97 siano state misurate nella prima quindicina e la 70 e 08 nella seconda parte del mese, i valori indicano maggiore assorbimento ancora per la 97, seguita dalla 06, la 70 e la 08. Da segnalare come la 70 ha mostrato un'attività di respirazione maggiore delle altre particelle (sino a $20 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{s}^{-1}$) da mettere comunque in relazione anche con l'approssimarsi della fine della stagione vegetativa. E' interessante notare che la respirazione più alta della 70 dovendo essere aggiunta ai dati diurni per ottenere la produzione primaria lorda (GPP) potrebbe portare la GPP della 70 a valori simili a quelli delle altre particelle (06 e 70).

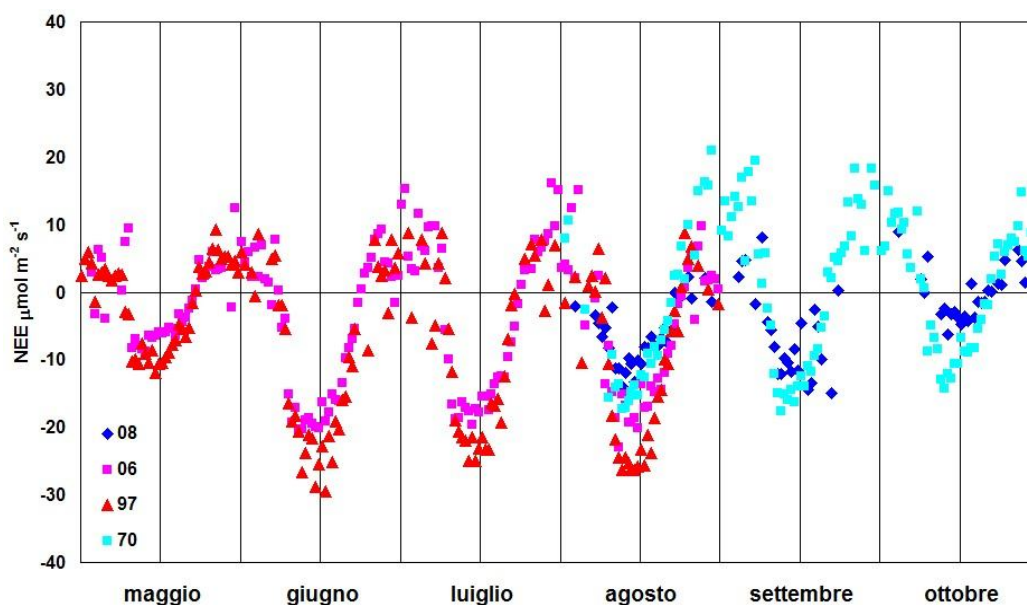


Figura 20: calcolo del giorno medio mensile di NEE per i sei mesi di stagione vegetativa e per tutte le particelle.

6.3.4.1 Risposta della NEE ai parametri ambientali

In figura 21 sono stati riportati tutti i dati di NEE misurati da Giugno a Settembre 2009 ovvero nel pieno della stagione vegetativa in funzione della radiazione globale.

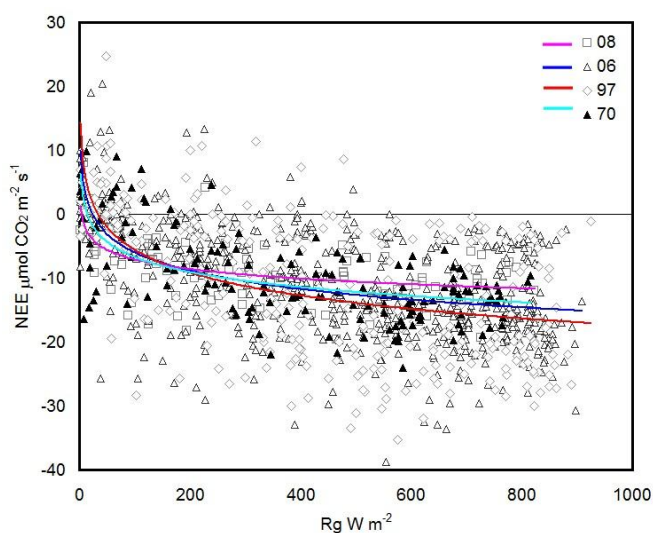


Figura 21: curve di assorbimento in funzione della radiazione globale (R_g) in $W m^{-2}$ per l'intero periodo di campionamento. Ogni punto rappresenta la media semioraria.

Si può notare come, per tutte le particelle, venga confermata la risposta dello scambio netto di CO_2 alla luce, con valori di assorbimento maggiori (più negativi) all'aumentare della radiazione incidente. Le curve realizzate su tutto l'insieme dei dati del periodo di campionamento tendono a mostrare saturazione intorno ai $300 W m^{-2}$.

Sul totale dei dati semiorari della 97 e della 06, per il periodo da Giugno ad Agosto, è stato applicato il modello di Michaelis Menten (1913) per la fotosintesi (tabella 11). In tutte le particelle l'andamento della NEE ha mostrato una relazione iperbolica con la disponibilità di luce (figure 22 e 23).

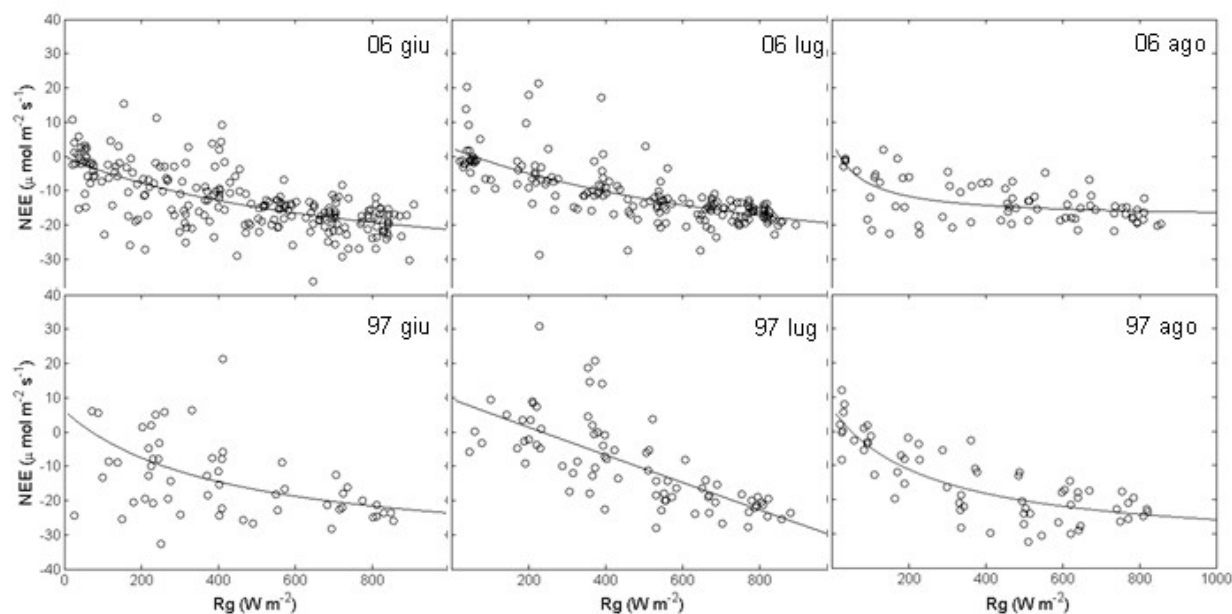


Figura 22: curve di assorbimento di CO₂ in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in funzione della radiazione globale (Rg) in W m^{-2} per l'intero periodo di campionamento delle particelle 97 e 06.

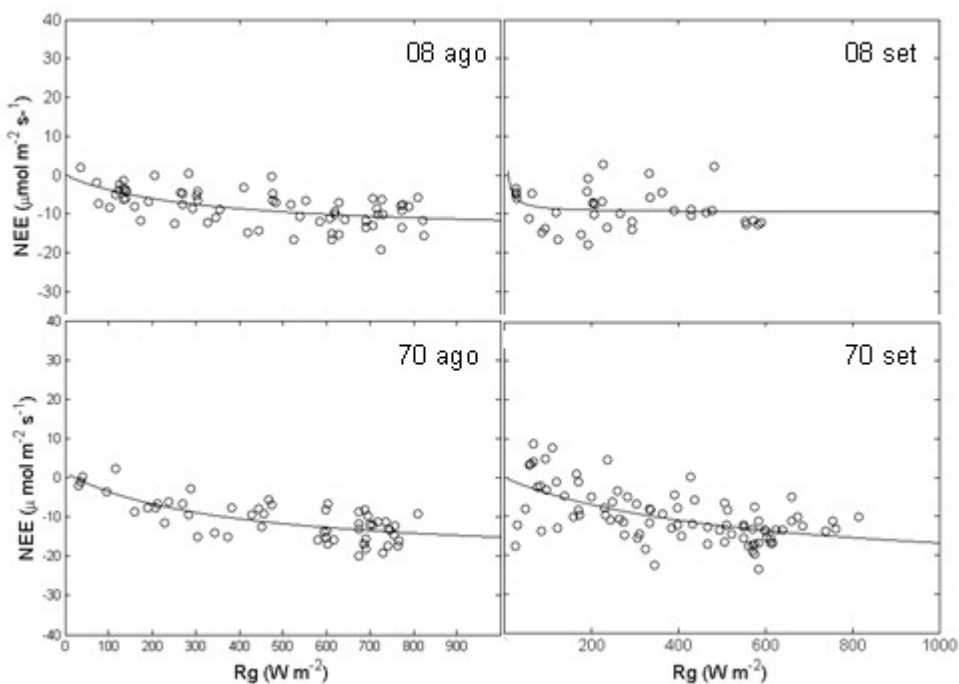


Figura 23: curve di assorbimento di CO₂ in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in funzione della radiazione globale (Rg) in W m^{-2} per l'intero periodo di campionamento delle particelle 70 e 08.

Le curve calcolate con l'equazione di Michaelis Menten si riferiscono alla fase centrale della stagione vegetativa e quindi al periodo che va da Giugno a Settembre. La significatività è stata ottenuta solo per alcuni mesi e non per tutte le particelle (tabella 11). Il parametro A del modello, che rappresenta il flusso massimo di carbonio a saturazione di luce (NEEmax), è risultato più alto nella 97 ad Agosto con $-61 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. I valori di A sono inoltre risultati alti per la 06 nei mesi di Giugno e Luglio con rispettivamente -32.9 e $-44.1 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ mentre, per la stessa particella, ad Agosto prevale la R_d con $4.9 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ che corrisponde alla *dark respiration* ovvero alla respirazione al buio dell'ecosistema. Per la particella tagliata e la 08 sono state ottenute delle curve significative solo per il mese di Agosto con A uguale a $-22.4 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ nel primo caso e a $-14.9 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ nel secondo.

modello $NEE = R_d - ((\alpha * R_g * A) / (A + R_g * \alpha))$													
particella	mese	Rd	intervallo conf 95%		A	intervallo conf 95%		α	intervallo conf 95%		gradi di libertà		
			limite inf	limite sup		limite inf	limite sup		limite inf	limite sup	F	Σr^2	R ²
06	giugno	1.9	-1.5	5.2	-32.9	-25.3	-40.5	0.10	0.0	0.1	222	6919	0.6
06	luglio	2.4	-0.8	5.7	-44.1	-16.6	-71.6	0.10	0.0	0.1	175	6043	0.5
06	agosto	4.9	-14.8	24.7	-22.9	-5.7	-40.1	0.30	-0.5	1.1	70	2422	0.7
97	giugno	6.3	-14.7	27.3	-42.3	-13	-71.6	0.10	-0.2	0.4	53	8686	0.2
97	agosto	0.4	-6.0	6.8	-61.0	-7.4	-114.6	0.10	0.0	0.2	53	1818	0.7
08	agosto	0.6	-9.2	10.5	-14.9	-8.8	-21.1	0.10	-0.1	0.2	64	1026	0.2
70	agosto	1.4	-4.5	7.3	-22.4	-24.9	-30.0	0.06	0.0	0.1	51	634	0.5
70	settembre	0.0	-5.9	5.9	-26.1	-5.0	-47.2	0.05	0.0	0.1	83	2577	0.3

Tabella 11: parametri e dati statistici delle curve di risposta alla luce di NEE calcolate con l'equazione di Michaelis Menten (1913).

Il valore di α , infine, indica l'efficienza dell'uso della luce da parte della *canopy* espresso in $\mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol PFD}^{-1}$ e ha mostrato valori intorno allo 0.1 con un massimo di 0.3 nel mese di Agosto nella 06. In generale, comunque, la variabilità dei parametri stimati può essere dovuta alle diverse condizioni di temperatura e di luce durante il periodo di campionamento, in particolare per la 08 e la 70 le cui misure corrispondono alla fase finale della stagione vegetativa con diminuzione della luce e l'inizio dei processi di senescenza. Nel complesso è stato evidenziato, per elevati valori di luce, un aumento dell'assorbimento netto dell'ecosistema nella 06 e nella 97 a differenza della 08 che ha mostrato valori inferiori alla non tagliata. Per la 08, va segnalato che il numero dei dati sui quali possono basare le curve è limitato.

Nella figura 24, invece, sono stati riportati tutti i dati di NEE notturna (respirazione dell'ecosistema) relativi ai sei mesi di campionamento per tutte le particelle: in generale dal grafico si osserva un aumento della respirazione in corrispondenza delle temperature più alte. Come per la respirazione del suolo, i dati sono stati messi a confronto con il contenuto idrico del

suolo (SWC) ed è stato osservato anche in questo caso un decremento della SWC in corrispondenza delle alte temperature del suolo. Questa condizione però non sembra essere la causa della variabilità del dato in nessuna delle quattro particelle dal momento che sono comunque presenti alti valori di NEE notturna in presenza di SWC inferiore a $0.2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$.

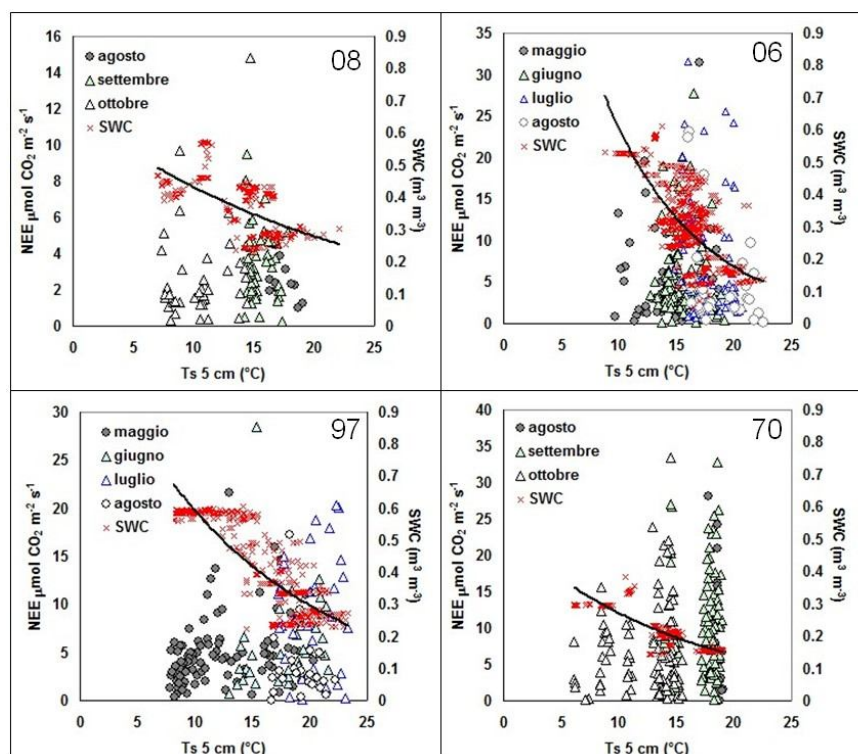


Figura 24: dati di scambio netto di carbonio nelle ore notturne in funzione della temperatura del suolo misurata a 5 cm di profondità per l'intero periodo di campionamento e per tutte le particelle. Ogni punto rappresenta una media semioraria

Per modellizzare la relazione tra la NEE notturna e la temperatura del suolo rilevata a 5 cm di profondità, è stato applicato il modello del Q_{10} raggruppando ai dati di NEE riuniti in classi da 2°C (tabella 12). Il coefficiente di correlazione tra i due parametri è risultato molto variabile tra i siti e per i diversi mesi. Il parametro R_0 dell'equazione, che descrive il livello di respirazione a 10°C , tende ad aumentare all'inizio e alla fine della stagione vegetativa con valori per la 06 a Maggio di $6 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ e per la 70 a Settembre di $9.5 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Nel mese di Giugno, invece, R_0 è risultato più basso per la 06 e la 97 ($1 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

modello $NEE = R_0 + Q_{10} \left(\frac{(T_s - 10)}{10} \right)$										
particella	mese	R_0	intervallo conf 95%		Q_{10}	intervallo conf 95%		gradi di libertà		
			limite inf	limite sup		limite inf	limite sup	F	Σr^2	R^2
06	maggio	6.0	-13.0	25.7	3.7	-12.2	19.5	2	437	0.5
06	giugno	0.9	-0.7	2.5	14.1	-18.0	46.0	1	0	0.9
97	maggio	3.3	0.7	6.0	2.2	-0.4	4.8	3	16	0.6
97	giugno	1.0	-5.6	7.6	6.8	-60.0	73.8	1	1	0.8
97	giu - ago	4.4	-2.4	11.2	1.7	-1.9	5.3	2	19	0.2
08	ottobre	4.3	2.2	6.2	1.8	-0.4	4.1	1	0	0.9
70	settembre	9.5	-25.4	44.5	1.8	-7.7	11.3	2	558	0.1
70	set - ott	8.5	4.3	12.6	1.9	0.6	3.1	6	545	0.6

Tabella 12: parametri e dati statistici delle relazioni tra respirazione e temperatura calcolati con l'equazione di Van't Hoff (1898) per i flussi notturni.

Sulle serie ricostruite con il *gap filling* è stata infine calcolata la NEE cumulata in gC m^{-2} per le singole particelle e relativamente al loro periodo di campionamento (figura 22). La 97 e la 06 sono state campionate da Maggio a metà Agosto e il cumulo di NEE è stato di -307 gC m^{-2} , la cui partizione ha fornito valori di -461.6 gC m^{-2} di produzione primaria lorda (GPP) e 154.5 gC m^{-2} di respirazione di ecosistema (Reco) per la 97, e -126.3 gC m^{-2} , di cui -502.3 gC m^{-2} di GPP e 376 gC m^{-2} di Reco per la 06. Secondo tale stima, le due particelle hanno valori simili di GPP ma la 06 ha un tasso di respirazione più che doppio rispetto alla 97, determinato un bilancio netto notevolmente minore per il periodo osservato. Per quanto riguarda la 08 e la 70, l'andamento della NEE, calcolata da metà Agosto a fine Ottobre, è risultato molto diverso tra le due particelle. La 08 ha mantenuto un andamento di *sink* per tutto il periodo osservato seppure con basso valore cumulo di NEE pari a -89.4 gC m^{-2} , generato dal bilancio di -186.4 gC m^{-2} di GPP e 97 gC m^{-2} di Reco, mentre la 70, dopo un primo periodo di oscillazione intorno allo zero, ha assorbito carbonio nella seconda metà di Settembre, per poi tornare ad essere *source* verso la fine di Settembre con la fine della stagione vegetativa e a causa di un elevato livello di respirazione. Nel periodo di campionamento, la NEE cumulata della 70 è stata di 20.2 gC m^{-2} (*source* di C verso l'atmosfera, ma periodo che si estende sino alla fine della stagione vegetativa). Da notare che, nello stesso periodo, la GPP è stata di -359 gC m^{-2} a fronte di perdite respirative complessive pari a 379.8 gC m^{-2} . Da segnalare quindi che la 70, particella a copertura completa e con un LAI elevato ha avuto un tasso di fotosintesi nettamente più alto rispetto alla 08, in fondo non dissimile da quello misurato nella prima parte della stagione vegetativa per la 06 e 97.

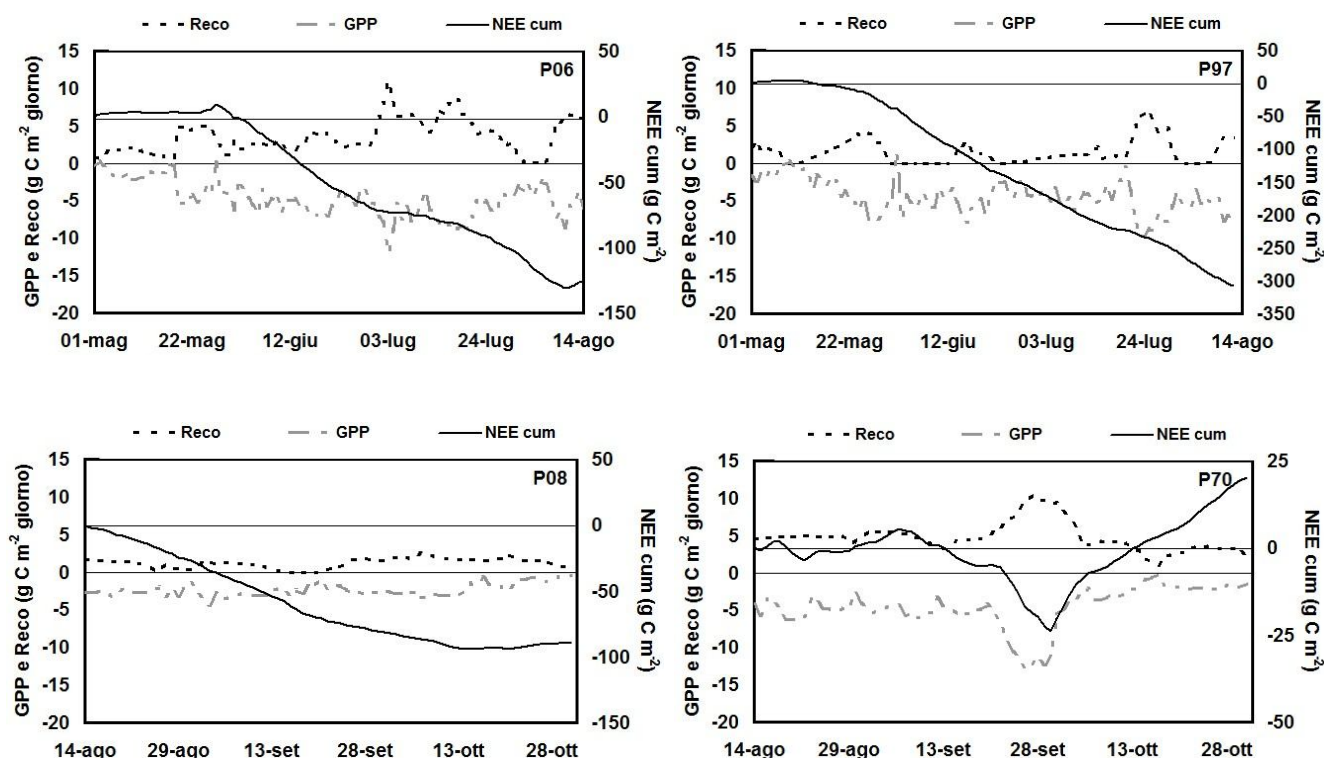


Figura 25: NEE cumulata (asse di destra, g C m^{-2}), GPP e Reco (asse di sinistra, $\text{g C m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$) delle quattro particelle relativamente ai periodo di campionamento. Dati ottenuti tramite il servizio di *gap filling* di CarboEurope-IP.

In tabella 13, infine, sono stati riportati i valori medi della GPP e della Re derivati dai dati del *gap filling* e relativi ai due periodi di campionamento. I valori medi più alti di GPP sono stati riscontrati nella 06 a Luglio e nella 70 a Settembre. Per il resto del periodo i valori sono compresi tra -9 e $-10.9 \text{ g C m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$ ad eccezione della 08 che ha invece i valori più bassi di GPP e di Re medi della cronosequenza. In generale per il primo periodo si può dire che la 06 ha avuto una maggiore attività fotosintetica rispetto alla 97 ma, dal momento che ha mantenuto livelli più alti di respirazione (es. $11 \text{ g C m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$ nel mese di Luglio), nel complesso la NEE media è stata maggiore nella particella tagliata a 12 anni. Per il secondo periodo, invece, si può notare come la 70 abbia avuto una GPP media più bassa nel mese di Agosto con -9.4 rispetto a Settembre, considerando anche la Re media con $9.5 \text{ g C m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$. Durante il mese di Settembre, in seguito alle precipitazioni e in presenza di temperature più miti e, di conseguenza, di condizioni più favorevoli all'attività di fotosintesi delle piante, sia la GPP che la Re della particella non tagliata sono risultate più elevate e ciò è legato principalmente al fatto che nella 70 è presente molta più biomassa rispetto agli altri siti. Infine la 08 è risultata la particella con i valori medi più bassi sia di GPP che di Re con valori di GPP intorno a $-2.5 \text{ g C m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$ e a 1 per la Re $\text{g C m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$.

	particella	mese	GPP _{media}	σ	Re _{media}	σ
			gC m ⁻² giorno ⁻¹		gC m ⁻² giorno ⁻¹	
I periodo	06	giugno	-10.2	2.4	5.5	1.3
	06	luglio	-13.3	3.6	11.1	4.0
	06	agosto	-9.6	3.6	6.5	5.9
	97	giugno	-9.0	3.6	1.7	1.7
	97	luglio	-10.6	4.3	4.4	4.1
	97	agosto	-10.9	2.2	5.5	2.9
II periodo	08	agosto	-2.7	0.8	1.2	0.8
	08	settembre	-2.6	0.7	1.1	0.5
	70	agosto	-9.4	2.1	9.5	0.4
	70	settembre	-13.5	4.2	11.8	5.9

Tabella 13: valori medi di produzione primaria lorda (GPP) e di respirazione dell'ecosistema (Re) espressi in gC giorno⁻¹ e calcolati a partire dai dati sottoposti a *gap filling*.

6.4 Discussione dei risultati

Le misure EC nel sito di Feudozzo sono iniziate nell'ultima fase della ricerca e sono attualmente in corso. Pertanto nel presente capitolo sono state riportate alcune considerazioni preliminari che riguardano un tipo di approccio dinamico che, nonostante gli oggettivi vantaggi che esso può apportare nello studio degli effetti della gestione, è ancora poco documentato in letteratura.

Alla fine di questa prima campagna di misure si può affermare che il sistema mobile è stato in grado di effettuare un campionamento affidabile e ciò è stato confermato dalla significativa chiusura del bilancio energetico che si è avuta per tutti i mesi. Uno dei limiti tecnici maggiori dell'utilizzo di sistemi mobili è la fornitura dell'energia necessaria per il funzionamento. I primi sistemi mobili installati richiedevano un'elevata quantità di energia elettrica (150–200 W) (Eugster *et al.*, 1997) che è stata successivamente ridotta di circa 140 W con l'utilizzo di IRGA a circuito aperto che non richiedono pompe per l'aspirazione dell'aria da campionare (Billesbach *et al.*, 2004). La nostra stazione EC durante la fase di attività di campionamento ha mostrato un consumo massimo di 12.4 W, pertanto l'energia fornita dall'impianto fotovoltaico è risultata più che adeguata. Nonostante questo, per un'analisi completa dello scambio netto di ecosistema è necessaria, come in altri lavori su cronosequenza (i.e. Kolari *et al.*, 2004), un ulteriore periodo di campionamento. La maggior parte della perdita dei dati è stata determinata dalle caratteristiche strumentali dell'IRGA *open path* e dalla variazione della direzione del vento durante la notte. Questi due fattori sono comunque una causa frequente di perdita di dati anche in altri siti EC.

Per le particelle tagliate, durante la stagione vegetativa, sono stati osservati alti livelli di assorbimento e di respirazione con valori maggiori nelle particelle 06 e 97, mentre nella 08, ovvero ad un anno dal taglio, l'effetto del taglio non è risultato così evidente sul dato respirativo di ecosistema. La 70, invece, ha dimostrato, al contempo, una buona fotosintesi lorda ma anche un alto tasso di respirazione, da legare sia al suolo che alla quantità di biomassa attiva, molto superiore rispetto agli altri siti. Inoltre, questa particella è stata misurata in una fase avanzata della stagione vegetativa, con tutte le potenziali conseguenze sul rapporto respirazione/fotosintesi. Da segnalare però che, nello stesso periodo, la particella 08 ha mostrato un tasso fotosintetico notevolmente minore, legato alla diminuzione della superficie fogliare assorbente. Questo andamento all'interno della cronosequenza dipende probabilmente dagli incrementi di biomassa e di respirazione eterotrofa che seguono la sementazione. Tale ipotesi trova dei fondamenti dal confronto di quanto osservato dall'*eddy covariance* con i dati di ANPP (capitolo 4) e di respirazione del suolo (capitolo 5).

Un aspetto importante che emerso dalla conclusione di questa prima fase, è stata la difficoltà di riuscire a discriminare i flussi provenienti dalle singole particelle, caratterizzate dal fatto di essere disomogenee tra loro, contigue e con estensioni limitate. L'analisi della *footprint* secondo Schuepp (1995), pur costituendo il metodo più frequentemente utilizzato in letteratura, non si è adattata alle esigenze di studio dell'area di Feudozzo. Con tale metodo, infatti, i punti calcolati non sono risultati sufficientemente rappresentativi delle diverse aree sorgenti. Inoltre le particelle più piccole, come la 08, non erano state incluse nell'integrale dell'area della curva di *footprint* poiché troppo vicine al punto di misura. Il metodo più recente di Kormann e Meixner (2001) ha consentito invece un'analisi più dettagliata e più adatta ad una situazione frammentata come quella in esame. La perdita del dato quindi in questo caso è da ritenersi un aspetto positivo per l'incremento di affidabilità dell'elaborato finale.

Conclusioni e discussione

La storia selvicolturale della cerreta demaniale di Feudozzo è comune a molte cerrete dell'Appennino centro meridionale (Gualdi, 1974; Marchetti *et al.*, 2006; La Marca e Notarangelo, 2009). Come per altri siti, infatti, la foresta fu destinata in parte alla produzione di traversine ferroviarie con il governo a fustaia e i tagli successivi e in parte alla produzione di legna da ardere con il governo a ceduo. In particolare la cerreta oggetto di studio che occupa la zona di fondovalle, fu ceduata in maniera intensiva fino al 1949, anno in cui cominciarono i tagli di avviamento che si prolungarono fino al 1963 (Montaldo, 1949; La Marca, 1977). Successivamente, come risulta sia dalla documentazione dei piani di assestamento, sia dall'analisi degli incrementi anulari, seguì un periodo di sospensione dei tagli durato circa 40 anni. Durante questo periodo non fu eseguito alcun diradamento, né altro tipo di gestione e, se da un lato questo ha favorito negli anni l'incremento degli *stock*, dall'altra parte ha portato anche ad un rallentamento della NPP annuale a discapito del miglioramento del serbatoio di carbonio. La particella 70, infatti, considerando sia il piano dominante che quello dominato, presenta ancora oggi delle caratteristiche strutturali che si collocano a metà tra il ceduo e la fustaia. La densità di 2777 piante ad ettaro, è risultata molto simile a quella della particella di 17 anni della cronosequenza di ceduo di Roccarespanpani (VT) studiata da Tedeschi *et al.*, (2005) per il quale son state riportate 3300 piante ad ettaro. Allo stesso modo i valori di diametro medio e di altezza del soprassuolo dominato, sono più simili a quelli del ceduo tra i 5 e i 10 anni. L'area basimetrica di $33.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, invece, è affine a quella riportata da La Marca e Notarangelo (2009) per fustaie non diradate di Bosco Quarto (FG) con valori di circa $35.1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Il piano dominante, invece, ha un diametro medio e un'altezza dominante simili a quelli riportati da Nocetti *et al.*, (2007) per fustaie di cerro in avviamento della Toscana ma con la differenza che a Feudozzo le piante dominanti sono 346 ad ettaro, mentre nelle fustaie avviate ci sono in media di 697 polloni ad ettaro. Questa diversità della struttura della cerreta di Feudozzo si spiega se si considera che al di sotto del piano dominante, coesiste uno strato di piante piccole e di vecchi polloni che provengono in parte dalla trascorsa gestione e in parte dai ricacci avvenuti dopo i tagli di avviamento. I polloni di cerro inoltre, hanno la tendenza a raggiungere il piano dominante in virtù delle caratteristiche eliofile della specie, determinando una variazione di altezza ridotta pur in presenza di una struttura diametrica ancora differenziata (Nocetti *et al.*, 2007). Con i tagli di sementazione, cominciati all'inizio degli anni 90, si è provveduto all'asportazione di tutta la biomassa dominata e di parte di quella dominante, semplificando notevolmente la struttura finale. Molte fustaie di cerro dell'Italia centro-meridionale provengono da una gestione tesa a favorire la struttura monoplana e monospecifica che, per la qualità della legna da ardere, predilige il cerro

rispetto alle specie accessorie, e che spesso, deriva dall'applicazione di modelli colturali ispirati al bosco normale coetaneo a tagli successivi per scopi prettamente produttivi (Gualdi, 1974; Plutino, 2003; La Marca, 2009). La semplificazione della struttura con la conseguente apertura delle chiome ha favorito due fenomeni in particolare: l'incremento del LAI e la variazione della composizione specifica. L'incremento della superficie fogliare è uno degli effetti derivati dalla presenza di una maggiore disponibilità di risorse per le piante rilasciate. È stato stimato che in un popolamento di cerro non sottoposto ad alcun intervento e lasciato alla libera evoluzione, l'Indice di Area Fogliare può raggiungere i $7.4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ (Cutini, 1992). Nel caso del ceduo, invece, ad un anno dal taglio, il LAI scende a $0.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ e ritorna a $2.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ soltanto dopo 16 anni (Tedeschi et al., 2005). Con l'avviamento ad alto fusto, il LAI può variare da 2.60 (Cutini *et al.*, 1998) a $4.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ (Cutini, 1992). La particella 70 di Feudozzo, con $5.95 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ di LAI e con le sue caratteristiche strutturali, si colloca a metà tra un ceduo avviato e un popolamento lasciato a libera evoluzione. In questo lavoro è stato stimato che, con il taglio di sementazione, il LAI può raggiungere valori simili a quelli del ceduo, con $0.93 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ subito dopo il taglio e $1.83 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ a distanza di 11 anni dal taglio. L'apertura delle chiome ha favorito inoltre la crescita, sia delle specie accessorie che erano state asportate con la sementazione, sia di nuove specie pioniere tipiche dei primi stadi successionali. Di conseguenza, tra i 2 e gli 11 anni dopo il taglio, a Feudozzo, la rinnovazione del cerro è scarsa e difficoltosa e, quella presente, è soprattutto di origine agamica proveniente dalle ceppaie più vigorose come quelle delle vecchie matricine tagliate. Secondo Cutini, (1992) il cerro è comunque in grado di formare boschi con una notevole resilienza ed è in grado di evolvere rapidamente qualora si adotti una gestione non intensiva. Tale evoluzione è favorita, anche se in misura diversa, sia dall'invecchiamento che dall'avviamento ad altofusto: in questo secondo caso, infatti, si registra una maggiore efficienza produttiva che velocizza la dinamica evolutiva del popolamento (Cutini, 1992). A tal proposito c'è da dire che anche in seguito al taglio di sementazione è stata riscontrato un aumento dell'efficienza del popolamento con una netta ripresa dell'attività di crescita che era ormai quasi ridotta al minimo. Il bosco, infatti, è passato in termini di carbonio da una produttività media di 1.0 t C ha^{-1} all'anno della 70 a 1.8 t C ha^{-1} anno della 97. Nel corso del secondo PDA di Feudozzo (La Marca, 1977) erano stati stimati, su piante abbattute, valori di incrementi diametrici di circa 6 mm anno^{-1} . Dal grafico era stato osservato come l'incremento diametrico, dopo una ripresa in corrispondenza di un diradamento, si trovasse in una fase discendente a causa dell'elevata competizione raggiunta all'interno del popolamento, con valori di accrescimento inferiori a 0.5 mm anno^{-1} . I carotaggi eseguiti nel 2009 hanno evidenziato andamenti, per tutte le particelle, in cui si alternano fasi ascendenti subito dopo i tagli, a conseguenti fasi discendenti in assenza di gestione. In particolare

dopo la sementazione nella 97 si sono avuti incrementi di 3.1 mm anno^{-1} nella 97, rispetto agli 0.7 mm anno^{-1} della non tagliata.

Per quanto riguarda gli stock e la produttività epigei (ANPP), i lavori su cronosequenze di cerro restano ancora scarsi in letteratura. A Feudozzo la biomassa epigea a 1, 2, 11 e 40 anni dal taglio è rispettivamente di 73.6, 62.8, 80.2 e 135.2 tC ha^{-1} notevolmente superiore a quelli del ceduo studiato da Tedeschi *et al.*, (2005) nel quale gli stock sono di 7, 16, 24 e 50 tC ha^{-1} a 1, 5, 10 e 17 anni dal taglio. Peichl e Arain (2006) invece hanno riportato valori di biomassa epigea per *Pinus strobus* di 0.2, 30.1, 44.2 e 82.6 t C ha^{-1} rispettivamente a 2, 15, 30 e 65 anni dal ripopolamento, dimostrando un rapido incremento dai 2 ai 15 anni e dai 30 a 65 anni. Infine per *Fagus sylvatica* in una cronosequenza trattata a tagli successivi, lo stock è risultato di 43.1, 172.7 e $230.5 \text{ t C ha}^{-1}$ rispettivamente a 30, 62 e 111 anni dall'inizio del turno con un'ANPP di 2.6, 3.4 e 6.3 tC ha^{-1} all'anno (Bascietto *et al.*, 2003; Mund, 2004). In generale, la produzione primaria netta epigea delle foreste decidue varia da 2.5 a 6.5 tC ha^{-1} e in questi valori rientra ampiamente Feudozzo la cui ANPP per il 2009 è stata di 3.0, 2.4 e 2.4 tC ha^{-1} rispettivamente a 2, 11 e 40 anni dal taglio. Allo stesso modo dopo la sementazione, si assiste anche ad un incremento dell'allocazione del carbonio ipogeo, dovuto soprattutto allo sviluppo di nuove radici. Come si è detto nella sezione dedicata all'elaborazione dei dati di produzione (Cap. 4), per le particelle tagliate non è stato possibile applicare l'equazione del TBCA, dato che non si può considerare che il suolo fosse in equilibrio tra input e output di sostanza organica. Al contrario della non tagliata, infatti, nelle particelle sottoposte alla sementazione è presente un tasso più elevato di respirazione del suolo al quale si contrappone un decremento dell'apporto di lettiera dovuto alla diminuzione della copertura arborea. A questo si aggiunge anche il fatto che lo stock di lettiera al suolo è nettamente diminuito nella particella 08 in seguito alle operazioni di esbosco, che hanno portato invece ad un aumento della necromassa grossa e fine al suolo. Tutti questi fattori, alterando l'equilibrio dell'equazione di massa tra l'entrata e l'uscita di carbonio dell'ecosistema, non rendono possibile l'applicazione del metodo indiretto di stima dell'allocazione del carbonio totale ipogeo. Nel caso della 70 dove invece è stato possibile confermare l'equilibrio del sito, il metodo è stato applicato con un risultato di allocazione totale ipogea di 13.1 t C ha^{-1} (inclusa la componente di respirazione delle radici ed eterotrofa) che rientra nell'intervallo di valori presenti in letteratura per i querceti e secondo i quali il TBCA è compreso tra 13.6 t C ha^{-1} (i.e. leccete), e 44.2 t C ha^{-1} (querceti misti) (Raich e Nadelhoffer, 1989, Davidson *et al.*, 2002). In letteratura restano comunque ancora scarsi gli studi di quantificazione delle variabili di respirazione del suolo e di allocazione di carbonio nelle strutture ipogee e in particolare per i boschi Mediterranei. (Tognetti e Marchetti, 2006).

Per quanto riguarda invece lo stock ipogeo, la biomassa radicale stimata per la 70 con il rapporto root/shoot (R/S) rientra nei valori presenti in letteratura per le querce. Il *range* va da 35 tC ha⁻¹ in foreste con biomassa arborea di 121 tC ha⁻¹ a 66 tC ha⁻¹ nel caso di biomassa totale di 266 tC ha⁻¹ (Cairns *et al.*, 1997). Con il taglio di sementazione la biomassa ipogea, essendo calcolata come una funzione della biomassa epigea, diminuisce a circa 17 tC ha⁻¹ (media delle particelle tagliate) ma in questo caso l'applicazione di R/S può portare ad un errore di stima della biomassa radicale presente, infatti, poiché il rapporto si basa sulla biomassa in piedi, non viene pertanto inclusa nello stock la quantità di radici delle ceppaie che restano vitali anche dopo il taglio, anche se comunque è stato stimato per Feudozzo un incremento della mortalità delle ceppaie con gli anni dopo il taglio. Quindi, se da un lato la minore densità arborea esercita un effetto positivo sull'incremento della NPP legnosa, dall'altro la riduzione della superficie delle chiome si traduce in una diminuzione dell'apporto di lettiera e della protezione del suolo con variazioni, come visto sopra, sull'allocazione del carbonio ipogeo nonché sul microclima e sulla respirazione del suolo. In media la quantità di lettiera prodotta nelle foreste temperate è di 3.5 - 5.5 t ha⁻¹ mentre lo *stock* è di 2.5 - 3.6 t ha⁻¹ (Bray e Gorham, 1964). In popolamenti adulti plurisratificati di cerro Guidi e Manetti (1992) hanno misurato 6.0 t ha⁻¹ di produzione di lettiera simile a quella riscontrata da Cutini (1992) in un querceto misto in conversione (5.8 t ha⁻¹). Leggermente inferiore è la produzione delle cerrete studiate da La Marca e Notarangelo (2009) i quali riportano i dati relativi a tre popolamenti di cui uno non trattato e due sottoposti a diradamenti dal basso rispettivamente di grado debole e di grado forte con valori di 5.3, 5.4 e 4.7 t ha⁻¹. La particella non tagliata di Feudozzo ha mostrato invece una produzione più bassa rispetto ai valori precedenti, con 3.95 t ha⁻¹. In termini di carbonio la produzione di lettiera della cerreta governata a ceduo varia da 0.7 tC ha⁻¹ (un anno) a 2.8 tC ha⁻¹ (17 anni) (Tedeschi *et al.*, 2006) in accordo anche con il ceduo di 7-8 anni campionato da Tognetti e Marchetti (2006) per il quale la stima è stata di 1.74 tC ha⁻¹. A Feudozzo, dopo la sementazione, l'*input* di lettiera è diminuito ulteriormente, oscillando tra 0.7 e 1.1 tC ha⁻¹ nelle tre particelle tagliate. La differenza è data da un aumento della produzione di ghianda a 2 anni dal taglio che ha portato la particella 06 ad avere la maggiore produzione della cronosequenza. I valori dello stock di lettiera sono molto simili a quelli di produzione e il rapporto tra queste due variabili ha indicato una situazione di equilibrio tra l'accumulo e la decomposizione di lettiera, ad eccezione della 08 e della 06 dove l'effetto del taglio è ancora evidente e in particolare dopo un anno lo stock al suolo è di soli 0.4 tC ha⁻¹. A questo si aggiunge però che nella 08, le pratiche di esbosco hanno portato lo stock di necromassa a 10.3 tC ha⁻¹ (44.7 m³ ha⁻¹) di cui 7.7 tC ha⁻¹ sono costituite da residuo grosso. Marchetti e Lombardi nel 2006 hanno condotto uno studio nella cerreta di Pennataro che per

molti aspetti è assimilabile alla particella 70 di Feudozzo. Infatti, Pennataro e Feudozzo, oltre ad essere contigue, hanno fatto parte di un unico complesso di foreste demaniali fino al 1969 (Cap. 2). La cerreta di Pennataro non viene gestita da più di 50 anni e la necromassa totale è di $15.1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ simile alla 70 con $12.8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. A Pennataro gli alberi morti a terra corrispondono a più dei 2/3 del totale con limitati quantitativi di alberi morti in piedi e rami fini, mentre le altre componenti sono del tutto trascurabili (Marchetti e Lombardi, 2006). Nelle particelle tagliate di Feudozzo, invece, non sono presenti alberi morti in piedi dal momento che vengono rimossi durante il taglio mentre questa componente costituisce nella 70 il 25% dello stock totale di necromassa anche se, a differenza delle ceppaie morte, di derivazione relativamente recente vista la bassa classe di decomposizione. In ogni caso, l'aumento di mortalità, sia delle ceppaie che degli alberi è da considerarsi indice di assenza prolungata di gestione. In uno studio in cedui non gestiti da circa 55 anni di *Quercus ilex*, è stato calcolato un volume di necromassa in piedi pari a $19.4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e di necromassa totale in media di 12.62 tC ha^{-1} così come La Fauci e Mercurio (2008) riportano valori di $21 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ per cedui di castagno di 40 anni e valori di $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ per cedui di 45 anni. In generale comunque, i valori di legno morto si mantengono su livelli più bassi, per pinete di pino laricio, ad esempio, sono stati misurati $11.03 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ per la necromassa in piedi che era invece completamente assente nelle particelle trattate con il taglio a scelta, mentre per la necromassa a terra è stato stimato valori medi simili alla 06 e alla 08 sia per il tagliato ($9.4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) che per il non tagliato ($9.2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) (La Fauci *et al.*, 2006). Morelli *et al.* (2007) riportano, per le peccete, quantità di carbonio della necromassa totale in media di 3.3 tC ha^{-1} ($0.3 - 8.1$). Nonostante i cambiamenti sulla struttura delle cerreta con la diminuzione della biomassa e l'incremento, seppure temporaneo, della necromassa, non sono state rilevate variazioni della SOM così come riportato anche da Mund (2004) per i tagli successivi e per i tagli saltuari sul faggio. In altri casi invece si può verificare un incremento temporaneo di C e N del suolo nei primi anni in seguito al taglio dovuto all'apporto di necromassa rilasciata con il taglio. Nel caso del ceduo gli effetti positivi sul suolo ad opera della necromassa rilasciata tendono però a diminuire gradualmente fino ai 15 anni dopo lo scadere del turno. Gli autori in questo caso suggerivano la posticipazione di cinque anni dell'utilizzazione per minimizzare le perdite (Tedeschi *et al.*, 2006). La risposta a questi andamenti sta nel fatto che i tagli successivi e i tagli saltuari sono da ritenersi meno invasivi e più sostenibili per il bosco di quanto non lo siano invece il taglio raso e il governo a ceduo; basti considerare che, nel caso del taglio raso, il periodo di recupero della foresta può durare anche fino a 14-20 anni dopo il taglio (Cohen *et al.*, 1996; Schulze *et al.*, 1999). Per quanto riguarda il contenuto di azoto del suolo, la particella a 11 anni dal taglio ha mostrato il valore più basso della cronosequenza con 1.0 mg g^{-1} rispetto ai 2.3

mg g⁻¹ della non tagliata ($p < 0.05$). Lo stesso risultato è stato ottenuto per il ceduo di cerro dove il contenuto di azoto del suolo era minore nella particella a 17 anni dal taglio (2.3 mg g⁻¹ e 1.3 mg g⁻¹) (Tedeschi *et al.*, 2006). Se si considera che la produzione di lettiera, la decomposizione delle radici fini e la lisciviazione dalle chiome sono le principali vie attraverso le quali l'azoto ritorna al suolo, una probabile spiegazione potrebbe dipendere dal fatto che con il taglio di sementazione la caduta di lettiera è stata ridotta, così come la biomassa in piedi e quindi l'input di azoto. A questo si aggiunge che in foreste gestite si può verificare una lisciviazione di azoto dagli orizzonti più superficiali (Titus *et al.*, 2006). Feller *et al.*, (2000) hanno stimato per le foreste della British Columbia, che le perdite annuali di azoto per lisciviazione possono essere di 1.4, 2.3 e 4.1 kg ha⁻¹ all'anno rispettivamente in foreste vetuste e in foreste trattate a tagli successivi e a taglio raso. In ogni caso il più basso tenore in N del suolo della 97 non sembra avere influito sulla produttività del bosco anche se sarebbero necessari ulteriori studi sulle deposizioni azotate per confermare questo dato (Titus *et al.*, 2006).

Per quanto riguarda la respirazione del suolo (Rs), il principale meccanismo attraverso il quale la respirazione viene modificata è l'alterazione del microclima, l'asportazione di biomassa con relativa diminuzione di NPP, il disturbo. A Feudozzo, in seguito al taglio, la variazione del microclima del bosco durante la stagione vegetativa, si è tradotta in un incremento della temperatura dell'aria sotto copertura e del suolo, nell'aumento dell'escursione termica tra il giorno e la notte e in una diminuzione dell'equilibrio del bilancio idrico con risposte più rapide dell'umidità alle precipitazioni e con altrettanti rapidi fenomeni di evaporazione nelle giornate calde. Nella particella a due anni dal taglio, durante l'estate, si sono registrati i picchi maggiori di Rs della cronosequenza a differenza della 08 che, per lo stesso periodo, ha mantenuto valori più bassi e simili alla non tagliata. Gli effetti sulla respirazione, quindi, non sono stati evidenziati per il primo anno dopo il taglio ma al contrario l'incremento è stato rilevato a partire dai due anni dopo la sementazione. Questo andamento della Rs delle foreste gestite è stato rilevato abbastanza frequentemente anche in altri siti forestali con diverse forme di trattamento (i.e. Fernandez *et al.*, 1993; Toland e Zak, 1994; Laporte *et al.*, 2003; Kolari *et al.*, 2004). Laporte *et al.*, (2003) hanno studiato gli effetti della gestione sulla respirazione del suolo in boschi misti di latifoglie del Canada in quattro siti di cui tre ad un anno, rispettivamente, dal taglio saltuario, dal taglio di sgombero e dal taglio raso, e una non trattata. Dal confronto dei siti hanno osservato che, durante la stagione vegetativa, in tutte le particelle tagliate la respirazione non è aumentata, mentre nei mesi di Settembre e Ottobre le particelle trattate a tagli successivi e a tagli saltuari hanno emesso meno CO₂ dal suolo (circa 1.0-1.5 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) rispetto ai trattamenti a taglio raso (circa 1.5-2.5 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e alla particella di controllo (circa 2.0-3.0 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) (Laporte *et*

al., 2003). In un lavoro su una foresta di latifoglie gestita a taglio raso, invece, è risultato che la respirazione aumenta a partire da subito dopo il taglio e rimane alta per circa 10 anni (Mattson e Smith, 1993; Londo *et al.*, 1999), così come riportato per il ceduo di Roccarespampani (Tedeschi *et al.*, 2006). I risultati contraddittori presenti in letteratura per le foreste di latifoglie, possono essere spiegati considerando che oltre alla variazione del microclima vi sono anche altri impatti che si verificano a carico del suolo e che possono influire sulla la Rs come ad esempio l'asportazione dello strato organico superficiale, il rilascio di necromassa con le operazioni di taglio, la riduzione della biomassa radicale nonché la compattazione del suolo e l'incremento della *bulk density* (Laporte *et al.*, 2003). In seguito alle operazioni di esbosco, il suolo viene compattato e la lettiera rimossa a causa del continuo calpestio e del passaggio degli operatori forestali e dei mezzi cingolati adibiti al prelievo della legna tagliata. Questa situazione è stata simulata da Laporte *et al.*, (2003) su micrositi di suolo ed è stato osservato che con la perdita della struttura e della porosità del suolo si assiste ad un aumento della temperatura e quindi dell'evaporazione dell'acqua con il conseguente rallentamento dell'attività microbica e della respirazione. Paradossalmente, quindi, un suolo molto disturbato può respirare meno di quello presente in un sito non gestito. Secondo Prescott *et al.* (2000), un'altra spiegazione potrebbe essere legata al fatto che la diversità e l'efficienza della flora microbica possono essere alterate dalla ridistribuzione delle zolle di terreno determinando una più rapida degradazione dell'humus, aggravata anche dalla minore presenza di stock di lettiera. La compattazione del suolo, inoltre, riduce il volume dei pori e quindi dei canali di flusso diminuendo anche l'aerazione del suolo e la diffusione dei gas causando l'incremento della concentrazione di CO₂ e limitando l'attività dei batteri aerobi (Ballard, 2000). A questo si aggiunge che in alcune situazioni la riduzione della respirazione della biomassa radicale, dovuta alla minore densità arborea, può essere maggiore dell'emissione dovuta alla decomposizione delle radici e della necromassa rilasciate con il taglio. Quindi in tutti questi casi la Rs può dipendere maggiormente dal grado di disturbo del suolo che non dalla quantità di *canopy* asportata con il taglio (Laporte *et al.*, 2003). In accordo con le precedenti ipotesi, è stato osservato per la 08 un aumento, seppure minimo, della *bulk density* nello strato superficiale (0 – 15 cm) che potrebbe avere contribuito, insieme alla riduzione della biomassa radicale e dello stock di lettiera, a mantenere bassi i livelli di Rs anche in presenza di elevate temperature del suolo. L'entità di tali disturbi rimane comunque difficile da quantificare nei diversi siti a causa dell'elevata variabilità e casualità spaziale con cui questi si verificano. Per quanto riguarda la particella non tagliata, invece, i bassi livelli di respirazione durante la stagione vegetativa derivano dal fatto che il microclima non è stato modificato. Nonostante questo la 70 è, secondo la modellizzazione dei dati, l'unica particella a risentire dello stress idrico per contenuti

di SWC inferiori al 20%. Un andamento simile è stato riscontrato in una faggeta non trattata durante l'estate e in assenza prolungata di precipitazioni (Guidolotti, 2007). Ciò dipende probabilmente dalla concomitanza della maggiore evapotraspirazione che caratterizza i popolamenti non disturbati che si verifica nella particella non tagliata come effetto della più intensa densità arborea e dall'incapacità delle precipitazioni estive di ripristinare le condizioni idriche del suolo a causa anche di una rapida evaporazione della pioggia intercettata dalle chiome. Confrontando i picchi massimi misurati a Feudozzo di 7.7, 10.8, 9.9 e 7.1 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a 1, 2, 11 e 40 anni dagli interventi di gestione, con altri presenti in letteratura per differenti forme di trattamento risulta in generale che la sementazione ha portato a livelli più alti di R_s . Per il taglio raso i flussi più alti misurati da Kolari *et al.* (2004) sono stati di circa 5.3, 4.3 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per le particelle a 12 e 40 anni dal taglio e 3.5 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per le particelle a 1 e 75 anni, simili ai valori rilevati per una fustaia di *Fagus sylvatica* con un intervallo di 0.4-5.5 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Matteucci *et al.*, 2000) e di 0.4-3.7 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in presenza di stress idrico.(Guidolotti, 2007). Livelli più alti sono stati misurati per le foreste di conifere di Niwot (CO) con picchi massimi di 7.44 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ e nel sito FACE di Duke (NC) con 10.8 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Hibbard *et al.*, 2005). In letteratura mancano comunque dati relativi alle foreste, e in particolare alle cerrete, gestite con i tagli successivi pertanto non è possibile effettuare un confronto più approfondito. All'inizio e alla fine della stagione vegetativa non sono state osservate differenze di R_s all'interno della cronosequenza e i livelli sono rimasti comunque all'interno degli intervalli riportati per la maggior parte delle foreste temperate da 0.6 e 3.2 e fino a 14.8 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Guidolotti, 2007). La maggior parte del flusso del suolo è stato misurato durante l'estate e la risposta elevata alla temperatura da parte della 06 e della 97 è stata causata probabilmente dal fatto che, a differenza del taglio raso, con il taglio di sementazione vengono rilasciate delle piante anche di grosse dimensioni la cui attività in genere è accresciuta dalla nuova disponibilità di risorse come si è visto precedentemente. Per quanto riguarda la modellizzazione dei dati, il modello Gamma è riuscito a rappresentare meglio gli andamenti della R_s misurata nella particella 70 in cui la curva della respirazione ha assunto un andamento logistico causato dalle alte temperature in presenza di stress idrico. I modelli utilizzati in letteratura sono quelli di tipo esponenziale come il Q_{10} di Van't Hoff, (1884) o il modello di Lloyd e Taylor (1994) che non permettono alla curva di respirazione di diminuire alle temperature elevate (Khomik *et al.*, 2009). Gli organismi biologici, infatti, hanno un optimum di temperatura al di fuori del quale il metabolismo può subire un rallentamento causato dall'alterazione dell'attività enzimatica, in particolare ad elevate temperature (Atkin e Tjoelker,

2003; Davidson *et al.*, 2006). Un modello che prevede entrambe le curve, e quindi sia la logistica che l'esponenziale, è in grado di descrivere più accuratamente anche i siti forestali mediterranei che sono tra i più soggetti allo stress idrico nei mesi estivi e ciò è stato dimostrato da Khomik *et al.* (2009) mediante l'applicazione del *Gamma model* ai dati raccolti nella cerreta di Roccarespanpani (Tedeschi *et al.*, 2006).

Per quanto riguarda la NEE, nel presente lavoro, è stato messo a punto un sistema mobile che ha permesso di applicare la tecnica EC in due punti diversi della cerreta di Feudozzo e al di sopra della *canopy*, la cui altezza dominante è di 28.7 metri e quella media intorno ai 23-25 m, un'altezza che fino ad ora era stata raggiunta con l'installazione di torri fisse. Un approccio mobile allo studio della NEE, consente di valutare più accuratamente l'eterogeneità spaziale che caratterizza i siti disturbati e quindi gli effetti dei tagli in particelle forestali a diversa evoluzione e lungo cronosequenze (Eugster 1997; Amiro *et al.*, 2001; Kolari *et al.*, 2004; Ketzer *et al.*, 2008). I primi sistemi mobili di misura presentavano il limite di richiedere una quantità di energia maggiore (150–200 W) (Eugster *et al.*, 1997) rispetto a quelli più recenti e questo era dovuto al fatto che veniva utilizzato un analizzatore IRGA (*Infrared Gas Analyzer*) a circuito chiuso che utilizza una pompa per l'aspirazione dell'aria da campionare. Tale problema è stato risolto con l'entrata in commercio di IRGA a circuito aperto che hanno permesso di risparmiare energia (Billesbach *et al.*, 2004). La nostra stazione EC durante la fase di attività di campionamento ha mostrato un consumo di 12.4 W come in Billesbach *et al.*, (2004) che ha riportato meno di 35 W. Secondo Schmid (1997) i metodi e le tecniche utilizzate per l'installazione delle stazioni di misura EC dipendono spesso dalle risorse logistiche, infrastrutturali e finanziarie dei singoli gruppi di ricerca. In letteratura sono numerosi gli esempi di siti in cui sono presenti più torri fisse per la misura in contemporanea di particelle a diversa evoluzione all'interno di uno stesso ecosistema. Law *et al.*, (2001) hanno installato due torri fisse di cui una a 20 m di altezza e un'altra a 47 m per il confronto rispettivamente tra una particella trattata a taglio raso e una non disturbata. La tipologia della struttura portante più utilizzata è rappresentata da pali telescopici montati su treppiedi oppure su impalcature sia fisse che mobili. Amiro *et al.*, (2003) hanno installato in sette siti, a diversi anni dal passaggio del fuoco e del taglio, pali telescopici con basi triangolari da 30 cm di larghezza con altezze comprese tra 1.5 e 25 m. In Kolari *et al.*, (2004) sono stati installati: un palo telescopico di 25 m nella particella a 75 anni dal taglio, un'impalcatura di 4 m nella particella di 12 anni, una torre fissa di 73 m nel sito a 40 anni dal taglio (con misurazione effettuate però intorno ai 25 m) e una colonna telescopica nella particella tagliata a raso a 7 m dal suolo. Un altro tipo di struttura utilizzata è l'impalcatura mobile riportata da Desai *et al.*, (2008) per il monitoraggio di una *wetland*. Scott *et al.*, (2004),

invece, per le misure in cronosequenza di tagli successivi hanno utilizzato un *crank up elevator* come secondo punto di acquisizione dati in una particella a due anni dal taglio di sementazione per il confronto con il sito non tagliato dove invece è stata installata una torre di 30 m. A differenza della nostra stazione EC, la maggior parte dei sistemi mobili citati e descritti in letteratura sono costituiti da pali telescopici su basi fisse e non provvisti di carrello. Un limite di un sistema mobile in ecosistemi forestali, può essere il raggiungimento dell'altezza necessaria per il campionamento. Alcune strutture mobili sono state usate in ambienti come la tundra artica, zone umide, colture agrarie o tagli a raso, che non richiedono altezze elevate dei punti campionamento (Billesbach *et al.*, 2004; Ketzer *et al.*, 2008; Sulman *et al.*, 2009). Il sistema utilizzato per Feudozzo, invece, pur essendo carrellato è in grado di raggiungere con la richiesta stabilità i 30 m di altezza, anche in condizioni di suolo disagiato. Per quanto riguarda la strumentazione, l'utilizzo di uno strumento IRGA a circuito aperto, se da un lato ha consentito un minor carico della colonna e una minore esigenza in termini di calibrazione e di energia di alimentazione, dall'altro ha causato la perdita di dati in concomitanza degli eventi meteorici di precipitazione e condensazione come segnalato in altri lavori di EC con Licor 7500 (Leuning e Judd, 1996).

Le misure EC su un territorio così poco omogeneo hanno generato l'esigenza di uno strumento di calcolo più accurato per la separazione dei flussi sulla base della provenienza dalle diverse particelle. Il metodo di Neftel *et al.* (2008) ha permesso di evidenziare tutte quelle situazioni in cui la derivazione del flusso era intermedia tra due popolamenti forestali diversi, in particolare durante il secondo periodo di campionamento quando il palo è stato posizionato al confine fra tre particelle di cui due tagliate (06 e 08) e una non tagliata (70). Il primo metodo utilizzato (Schuepp, 1990) non era stato in grado di raggiungere una così precisa discriminazione della *footprint* per cui, una parte dei dati ritenuti affidabili in una fase iniziale di valutazione, sono stati esclusi successivamente nell'elaborato finale al fine di mantenere un'elevata qualità del dato. In particolare l'entità dei dati non utilizzati è stata del 5.4% per la 70, del 28.8% per la 06 e del 31.2% per la 97, con un guadagno però di informazione per la particella ad un anno dal taglio che al contrario non era stata "vista" dal modello precedente.

In generale comunque si può dire che la gestione ha influito sullo scambio netto di ecosistema (NEE) per cui, anche in questo caso, la nuova disponibilità di risorse per le piante rilasciate si è tradotta in un incremento dell'attività di crescita delle piante e quindi, nel caso specifico, dell'attività fotosintetica (GPP) e di respirazione di ecosistema (Re). Nella maggior parte degli studi di NEE effettuati in foreste gestite a taglio raso è stato osservato un passaggio della foresta da *sink* a *source* che può persistere anche per decenni prima di ritornare alle condizioni

precedenti al taglio (Dixon *et al.*, 1994; Harmon *et al.*, 1990; Schulze *et al.*, 1999; Pypker e Fredeen 2002; Rannik *et al.*, 2002; Kowalski *et al.*, 2003; Kolari *et al.*, 2004). Tuttavia in uno studio di Ilvesniemi *et al.*, (2002) sul taglio raso in Finlandia è stato riportato un aumento dello stoccaggio del carbonio nel suolo dovuto alla decomposizione e all'assimilazione del residuo legnoso. L'impatto dei tagli successivi è stato studiato da Scott *et al.*, 2004 in una foresta di conifere per la quale, sulla base di una simulazione che includeva i tassi di decomposizione derivati sia dalla necromassa, sia dai prodotti legnosi, è stato osservato che la foresta emetteva CO₂ nei primi cinque anni dopo il taglio. Secondo questa analisi, la maggior parte delle emissioni derivava dalla decomposizione della lettiera e dal consumo dei prodotti legnosi tra i quali in particolare vi era la produzione di carta. Se dalla simulazione si escludeva quest'ultima componente del bilancio, la foresta rimaneva un *sink* anche dopo il taglio, senza mai attraversare una fase di *source*. Il minore impatto dei tagli successivi sulla NEE deriva da un minor impoverimento del suolo e dall'incremento della crescita delle piante rilasciate che hanno a disposizione una maggiore quantità di nutrienti come carbonio, azoto, acqua e luce (Scott *et al.*, 2004).

La cerreta ha di Feudozzo ha mantenuto, per i mesi osservati, la capacità di *sink* dal momento che per tutti i siti prevale l'attività di assorbimento su quella di emissione, ad eccezione dell'ultimo mese di campionamento per la 70, che però corrisponde alla fine della stagione vegetativa. Il taglio ha avuto comunque, da questo punto di vista, un effetto positivo sulla foresta determinando l'incremento della GPP così come era stato osservato per l'ANPP e per la produzione di chioma nella 06 e 97. I valori per il parametro di NEE_{max}, calcolati con il modello di Michaelis Menten, sono risultati superiori per la fustaia di Feudozzo rispetto a quelli stimati, per lo stesso periodo, nel ceduo di cerro di Roccarespanpani (Manca, 2003). Ad esempio, per il mese di Giugno, la NEE_{max} della particella a 3 anni dal taglio di Feudozzo ($-32.9 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) è risultata maggiore di circa il doppio di quella stimata per la particella del ceduo, a parità di anni dal taglio ($-14.1 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), così come è maggiore quella della 97 ($-42.3 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) confrontata con il ceduo di 12 anni ($-11.7 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) per lo stesso periodo ma nel secondo caso il rilievo è stato effettuato nel 2002 con temperature medie più elevate. Dalla letteratura risulta, comunque, che i tagli con il maggiore impatto sugli ecosistemi forestali, sono quelli che prevedono gravi asportazioni di biomassa su ampie superfici come nel caso della gestione a taglio raso. Gli effetti di questo tipo di trattamento sono stati più ampiamente discussi in letteratura rispetto ad altre tecniche selvicolturali dal momento che questo tipo di gestione viene applicato a molte delle foreste gestite nelle aree boreali e tropicali. Kowalski *et al.* (2004) hanno

confrontato, lungo un transetto europeo, i dati di quattro siti forestali gestiti e per ciascuno di essi hanno considerato i dati relativi ad un popolamento tagliato dai 3 ai 5 anni (G) e uno non trattato (M) (Berbigier *et al.*, 2001; Rannik *et al.*, 2002; Kowalski *et al.*, 2003; Manca *et al.*, 2003). Il transetto è composto da tre boschi di conifere a 43 (Gran Bretagna), 50 (Francia) e 85 anni (Finlandia) dal taglio raso e da un ceduo di cerro (Italia). Per le foreste trattate a taglio raso i valori del parametro NEE_{max} per il periodo Giugno – Luglio, per i siti M sono stati rispettivamente, in ordine di età, di -25.4, -30.9 e -27.2 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ mentre per i relativi siti G sono stati di -13, -7.84 e -9.16 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Per il mese di Giugno per Feudozzo è stato stimato per la particella a tre anni dal taglio un valore di NEE_{max} di -44.1 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ e -42.3 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per quella a dodici anni. Questo si spiega anche con il fatto che la fustaia di Feudozzo ha mostrato una maggiore efficienza dell'uso della luce da parte della *canopy* rispetto al ceduo e alle foreste trattate a taglio raso. In particolare le particelle dopo il taglio di sementazione hanno mostrato un livello più alto di α (circa 0.1 $\mu\text{molCO}_2 \mu\text{mol PFD}^{-1}$ nei mesi di Giugno e Luglio) rispetto a popolamenti di *Pseudotsuga* a 53 e a 14 anni dal taglio raso con α rispettivamente di 0.08 a 0.07 $\mu\text{molCO}_2 \mu\text{mol PFD}^{-1}$ nel mese di Giugno (Humphreys *et al.*, 2006). Tale differenza potrebbe comunque essere in parte legata alle caratteristiche della specie. Anche per la respirazione i risultati della modellizzazione differiscono tra il taglio di sementazione e il taglio raso. Il parametro R_0 per la respirazione notturna dell'ecosistema, è stato stimato da Kowalski *et al.* (2004) per le foreste mature pari a 5.1 (43 anni), 5.4 (50 anni) e 7.7 (85 anni) $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, tendendo ad aumentare con l'età del sito, mentre per le rispettive foreste giovani di 7.6, 2.8 e 7.7 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Tali valori di R_0 sono più alti di quelli stimati per la 06 e la 97 per lo stesso periodo e più simili a quelli stimati per il mese di Maggio nella 06 e per i mesi di Settembre e Ottobre nella non tagliata.

In due particelle di *Picea rubens* Sarg. e *Tsuga canadensis* L., di cui una sottoposta alla sementazione con l'asportazione del 30% della biomassa e una non tagliata, è stata stimata una NEE cum, per il periodo che va da Luglio ad Agosto, di -51 e -96 gC m^{-2} rispettivamente per il sito a due anni dal taglio e per la particella non gestita (Scott *et al.*, 2004). I risultati sono molto simili a quelli riscontrati per la 08 da Agosto a Settembre e per la 06 da Giugno ad Agosto.

La gestione, comunque, ha come effetto principale quello di ridurre la capacità di *sink* di un bosco e in alcuni casi di convertirlo in una *source* di CO_2 che può perdurare anche per molti anni dopo il taglio. Nonostante le foreste gestite in EU ammontino a circa il 97% (UNECE/FAO, 2000) e circa i due terzi delle foreste degli Stati Uniti sia classificata come “*commercial forest*” (UNECE 1999; USDA-Forest Service, 1982) e quindi potenzialmente soggette al taglio come

molte altre a livello globale, le informazioni sugli effetti della gestione e in particolare dei tagli successivi sul ciclo del carbonio sono ancora scarse in letteratura (Scott *et al.*, 2004). L'uso della gestione a tagli successivi, inoltre, potrebbe incrementare nei prossimi decenni soprattutto se si considera che molti dei popolamenti governati a ceduo per il passato, sono stati recentemente avviati all'alto fusto come dimostra anche l'alto tasso di fustaie giovani (64.9%) a livello nazionale (INFC, 2006) e che il processo inverso è sempre meno frequente e, in alcuni casi, vietato dall'art. 6 del D.L. del 2001.

Il taglio di sementazione favorisce la rinnovazione naturale del bosco con l'apertura della copertura del piano dominante. Inoltre il rilascio di piante di grosso diametro, a differenza del governo a ceduo, permette un più rapido recupero della capacità di assorbimento dell'ecosistema che potrebbe pertanto non attraversare mai una vera e propria fase di *source* di CO₂ (Scott *et al.*, 2004). Per quanto riguarda Feudozzo questo andamento potrà essere valutato, come di norma, soltanto alla fine del primo anno di campionamento anche sulla base dei dati misurati nel periodo invernale.

Un sistema mobile EC rappresenta comunque un valido strumento per lo studio delle cronosequenze permettendo di indagare sulle dinamiche delle successioni e di ovviare, seppure non senza un margine di errore, al limite temporale del turno del bosco. Nell'utilizzare questo tipo di metodologia, come si è visto, è però necessario tenere conto della disomogeneità e della frammentazione dei siti forestali gestiti e del fatto che, in questi casi, la discriminazione delle aree sorgenti e di conseguenza l'affidabilità del dato, possono dipendere in gran parte dalla scelta adeguata del modello di *footprint*.

A questo si aggiunge, in conclusione, che l'approccio multimetodologico allo studio del ciclo del carbonio ha permesso di ottenere una visione più ampia dell'insieme dei fattori che influenzano, in misura diversa, le dinamiche dell'ecosistema. Nel presente lavoro, l'integrazione di più metodi quali l'analisi strutturale, le misure inventariali e le misure di flussi, insieme ai rilievi delle variabili micrometeorologiche, ha consentito di mettere in relazione i differenti aspetti del ciclo del carbonio, con i fattori, in prevalenza climatici e strutturali, che ne influenzano le dinamiche dopo la gestione e nel tempo. Questi strumenti, applicati singolarmente, non sono in grado di descrivere allo stesso modo la complessità della risposta della foresta alle variate condizioni ecologiche provocate dal taglio e la comprensione di questa fase di evoluzione è di fondamentale importanza per l'applicazione di una selvicoltura tesa sempre più alla conservazione della rinnovabilità delle risorse forestali.

Bibliografia

Alaback PB (1986): Biomass regression equations for understory plants in coastal Alaska: effects of species and sampling design on estimates. *Northwest Science* 60(2): 90–103

Allen AS, Andrews JA, Finzi AC, Matamala R, Richter DD, Schlesinger WH (2000): Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on belowground processes in a *Pinus taeda* forest. *Ecol. Appl.* 10:437–448

Amiro BD (2001): Paired-tower measurements of carbon and energy fluxes following disturbance in the boreal forest. *Global Change Biology* 7: 253–268.

Amiro BD, MacPherson JJ, Desjardins RL, Chen JM, Liu J (2003): Post-fire carbon dioxide fluxes in the western Canadian boreal forest: evidence from towers, aircraft and remote sensing. *Agric. For. Meteorol.* 115: 91–107.

Anfodillo T, Pilli R, Carrer M, Carraro V, Rossi S (2006): Stima della biomassa forestale: le nuove potenzialità delle relazioni allometriche. Assessing forest carbon stock and temporal changes: methods and regulations. *Atti del 42° corso di Cultura in Ecologia*

Antoniotti GB (1950): Cerro del Molise. Tavola dendrometrica locale ad una sola entrata, valevole per piante di cerro adulte o di età più avanzata cresciute in fustaie coetanee trattate a tagli successivi, nei comuni di Carovilli, Agnone, S. Pietro Avellana, Trivento, Pietrabbondante, Chiauci, Vastogirardi e Castel del Giudice (Campobasso). *Ricerche sperimentali di dendrometria e di auxometria*, fasc. 1, pag. 8, Firenze.

Armand D, Etienne M, Legrand C, Maréchal J, Valette JC (1993): Phytovolume, phytomasse et relations structurales chez quelques arbustes méditerranéens. *Ann. Sci. For.* 50: 79-89

Arrouays D, Deslais W, Daroussin J, Balesdent J, Gaillard J, Dupouey JL, Belkacem S (1999): Carbon stocks in French soils: which estimates? *C.R. Acad. Agric. Fr.* 85: 278-292.

Arya SPS. (1988): *Introduction to Micrometeorology*. Academic Press, San Diego

Atkin OK, Tjoelker M (2003): Thermal acclimation and the dynamic response of plant respiration to temperature. *Trends Plant Sci.* 8(7): 343– 351.

Aubinet M, (2000): Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30: 113-175.

Ambient M., Brinier P., Bernhofer Ch., Cescatti A., Feigenwinter C., Granier A., Grunwald T., Havrankova K., Heinesh B., Longdoz B., Marcolla B., Montagnani L., Sedlak P. (2005). Comparing CO₂ storage and advection conditions at night at different CarboEuroflux sites *Boundary-Layer Meteorology* (2005) 116: 63–94

Bahn M, Knapp M, Garajova Z, Pfahringer N, Cernusca A (2006): Root respiration in temperate mountain grasslands differing in land use. *Global Change Biol.* 12: 995–1006.

Baldocchi D (1997): Measuring and Modeling Carbon Dioxide and Water Vapor Exchange over a Temperate Broad-Leaved Forest during the 1995 Summer Drought', *Plant Cell Environ.* 20: 1108–1122.

Baldocchi D, Falge E, Gu L, Olson R, Hollinger D, Running S, Anthoni P, Bernhofer Ch, Davis K., Evans, R., Fuentes, J., Goldstein, A., Katul, G., Law, B., Lee, X., Malhi, Y., Meyers T, Munger W, Oechel W, Paw KT, Pilegaard K, Schmid HP, Valentini R, Verma S, Vesala T, Wilson K, Wofsy S (2001): FLUXNET: a new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 82: 2415–2434.

Baldocchi DD (2003): Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology*, 9: 479–492.

Ballard TM (2000): Impacts of forest management on northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133: 37–42

Barreca L, Cutini A, Mercurio R (2008): Caratterizzazione della necromassa in boschi di farnetto (*Quercus frainetto* Ten.) della Calabria. *Forest@* 5: 187-194.

Bascietto M, Masci A, Hajny MT, Matteucci G (2003): Long-term stem biomass growth trend of an even-aged beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Thüringen (Germany). In *Alberi e Foreste per il Nuovo Millennio. Proceedings of the 3rd Meeting of the Italian Society of Forest Management and Ecology*, 15– 18 September 2001, Viterbo, Italy. IP office, Viterbo, Italy pp 389–396.

Barford CC, Wofsy SC, Goulden ML, Munger JW, Pyle EH, Urbanski SP, Hutyrá L, Saleska SR, Fitzjarrald D, Moore K (2001): Factors controlling long- and short-term sequestration of atmospheric CO₂ in a mid-latitude forest. *Science* 294: 1688–1691.

Beese WJ, Bryant AA (1999): Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. *For. Ecol. Manage.* 115: 231-242.

Benincasa F, Maracchi G, Rossi P (1991): *Agrometeorologia* – Patron Ed., Bologna, 426 pp.

Berbigier P, Bonnefond J-M, Mellmann P (2001): CO₂ and water vapour fluxes for 2 years above Euroflux forest site. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108: 183–197

Bernetti G (1995): *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino.

Bianchi L, Giovannini G (2006): Osservazioni sul taglio di matricine di più turni in cedui composti della provincia di Siena. *Forest@* 3 (3): 397-406

Billesbach DP, Fischer ML, Torn MS, Berry A (2004): A Portable Eddy Covariance System for the Measurement of Ecosystem–Atmosphere Exchange of CO₂, Water Vapor, and Energy. *J. Atmos. Oceanic Technol.* 21: 639-650

Bond-Lamberty B, Wang C, Gower ST (2004a): Contribution of root respiration to soil surface CO₂ flux in a boreal black spruce chronosequence. *Tree Physiology* 24: 1387–1395.

- Bolstad PV, Gower ST (1990): Estimation of leaf area index in fourteen southern Wisconsin forest stand using a portable radiometer. *Tree Physiology* 7: 115-124
- Bray JR, Gorham E (1964): Litter production in forests of the world. *Adv. Ecol. Res.* 2: 101-157.
- Brenner AJ, Cueto Romero M, García Haro J, Gilabert MA, Incoll LD, Martínez Fernández J, Porter E, Pugnaire FI, Younis MT (1995): A comparison of direct and indirect methods for measuring leaf and surface area of individual bushes. *Plant Cell Environ.* 18: 1332-1340
- Brun F, Magnani C (2003): Breve descrizione del sistema Foresta – Legno in Italia. In: Stima del carbonio in foresta: metodologie ed aspetti normativi. Atti del 42° Corso di Cultura in Ecologia, San Vito di Cadore 2006
- Burton AJ, Pregitzer KS, Zogg GP, Zak DR (1998): Drought reduces root respiration in sugar maple forests. *Ecol. Appl.* 8:771–778
- Cairns MA, Brown S, Helmer EH, Baumgardner GA (1997): Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* (1997) 111:1-11
- Cantiani P, De Meo I, Ferretti F, Frattegiani M, Iorio G (2008): La pianificazione forestale: dagli indirizzi alle scelte di dettaglio. Il caso del territorio della Comunità Montana Alto Molise. Atti convegno Quale futuro per i boschi dell'Appennino. Fabriano. 15-17 Novembre 2007
- Cohen WB, Harmon ME, Walling DO, Fiorella M (1996): Two decade of carbon flux from forests of the Pacific Northwest. *Bioscience* 46: 836-844
- Chapin III FS, Schulze ED, Mooney HA (1990): The Ecology and economics of storage in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 423-447
- Chason J.W., Baldocchi D.D., Huston M.A., 1991. A comparison of direct and indirect methods for estimating forest canopy leaf area. *Agric. For. Meteorol.* 57: 107-128
- Chen JQ, Falk M, Euskirchen E, Suchanek TH, Ustin SL, Bond BJ, Brosofske KD, Phillips N, Bi RC (2002): Biophysical controls of carbon flows in three successional Douglas- fir stands based on eddy-covariance measurements. *Tree Physiol.* 22: 169–177
- Chiarucci A, Wilson JB, Anderson BJ, De Dominicis V (1999): Cover versus biomass as an estimate of species abundance: does it make a difference to the conclusions? *Journal of Vegetation Science* 10: 35–42
- Chirici G, Oriani A, Tognetti R, Garfi V, Chiavetta U, Lasserre B, Marchetti M, (2009): Sperimentazione di un indice volumetrico per la stima speditiva dello stock di carbonio della vegetazione del sottobosco. *Forest@* 6: 154-160
- Ciccarese L, Pettenella D (2002): Il Protocollo di Kyoto. *Sherwood* 80: 5-10
- Clark KL, Gholz HL, Castro MS (2004): Carbon dynamics along a chronosequence of slash pine plantations in north Florida. *Ecol. Appl.* 14: 1154–1171

Cutini A (1992): Indice di area fogliare, produzione di lettiera ed efficienza di un ceduo di cerro in conversione. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura (Arezzo)* 23: 147-166

Cutini A, Matteucci G, Scarascia Mugnozza G (1998): Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. *For. Ecol. Manage.* 105: 55-65.

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

Davidson EA, Savage K, Bolstad P, Clark DA, Curtis PS, Ellsworth DS, Hanson PJ, Law BE, Luo Y, Pregitzer KS, Randolph JC, Zak D (2002): Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and irga-based soil respiration measurements. *Agric. Forest Meteorol.* 113: 39–51

Davidson EA, Janssens IA, Luo YQ (2006): On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: Moving beyond Q10, *Global Change Biol.* 11: 1–11

Desai AR, Noormets AN, Bolstad PV, Chen J, Cook BD, Curtis PV, Davis KJ, Euskirchen ES, Gough C, Martin JM, Ricciuto DM, Schmid HP, Su HB, Tang JW, Vogel C, Wang W (2005): Influence of vegetation type, stand age and climate on carbon dioxide fluxes across the Upper Midwest, USA: Implications for regional scaling of carbon flux. *Agricultural and Forest Meteorology*. In press

Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Solomon AM, Trexler MC, Wisniewski J (1994): Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185–190

Ducci F, Proietti R, Cantiani P (2006): Struttura genetica e sociale in un ceduo di cerro in conversione. *Ann. Ist. Sper. Selv.* Vol. 33, 2002-2004: 143-158

Dupouey JL, Pignard G, Badeau V, Thimonier A, Dhôte JF, Nepveu G, Bergès L, Augusto L, Belkacem S, Nys C (2000): Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *Rev.For.Fr.* LII: 139-154

Ekblad A, Hogberg P (2001): Natural abundance of ^{13}C in CO_2 respired from forest soils reveals speed of link between tree photosynthesis and root respiration. *Oecologia* 127: 305–8

Eugster W, McFadden JP, Chapin FS (1997): A comparative approach to regional variation in surface fluxes using mobile eddy correlation towers. *Bound.-Layer Meteor.* 85: 293–307

Eugster W, Siegrist F (2000): The influence of nocturnal CO_2 advection on CO_2 flux measurements. *Basic Appl. Ecol.* 1: 177–188

Evans R (2000): AmeriFlux Relocatable System: A relocatable eddy covariance carbon flux and meteorological measurement system. <http://public.ornl.gov/ameriflux/Standards/rovingupdatep12-26-2000.cfm>

Feller MC, Lehmann R, Olanski P (2000): Influence of forest harvesting intensity on nutrient leaching through soil in southwestern British Columbia. *J. Sust. For.* 10: 241–247.

- Fernandez IJ, Son Y, Kraske CR, Rustad LE, David MB (1993): Soil carbon dioxide characteristics under different forest types and after harvest. *Soil Soc. Am. J.* 57: 1115–1121.
- Foken T, Wichura B (1996): Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. *Agric. For. Meteorol.* 78: 83–105
- Foken T, Leclerc ML (2004): Methods and limitations in validation of footprint models. Special issue on footprints of fluxes and concentrations. *Agriculture and Forest Meteorology* 127: 223–234
- Fontaine S, Barot S, Barrè P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C (2007): Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh organic carbon supply. *Nature* 450: 277–281
- Foster B, Tilman D (2000): Dynamic and static views of succession: Testing the descriptive power of the chronosequence approach. *Plant Ecology* 146: 1–10
- Froehlich HA, Miles DW, Robbins RW (1985): Soil bulk density recovery on compacted skid trails in central Idaho. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1015–1017
- Gash JHC (1986): A note on estimating the effect of a limited fetch on micrometeorological evaporation measurements. *Boundary-Lay. Meteorol.* 35: 409–414
- Gash JHC, Culf AD (1996): Applying a linear detrend to eddy correlation data in real time. *Bound.-Lay. Meteorol.* 79: 301–306
- Giardina CP, Ryan MG (2002) Total belowground carbon allocation in a fast growing Eucalyptus plantation estimated using a carbon balance approach. *Ecosystems*, 5: 487–499
- Giovannini G, Perulli D, Piussi P, Salbitano F (1992). Ecology of vegetative regeneration after coppicing in macchia stands in central Italy. *Vegetatio* 99-100: 331-343
- Gower ST, McMurtrie RE, Murty D (1996a): Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends Ecol Evolu Res* 11:378–82
- Gratani L, Foti I (1998): Estimating forest structure and shade tolerance of the species in a mixed deciduous broad-leaved forest in Abruzzo, Italy. *Ann. Bot. Fenn.* 35:75-83.
- Gratani L, Rossi A, Crescente MF, Frattaroli AR. (1999): Ecologia dei pascoli di Campo Imperatore (Gran Sasso d'Italia) e carta della biomassa vegetale. *Braun-Blanquetia* 16: 227-247
- Gratani L, Pesoli P, Crescente MF, Aichner K, Larcher W (2000): Photosynthesis as a temperature indicator in *Quercus ilex* L. *Global and Planetary Change* 24: 153-163
- Gratani L, Bombelli A, Crescente MF (2003): Leaf area index (LAI) map of a protected area within the caldera of Vico Lake (Italy), *Plant Biosyst.* 137: 141-148
- Grigal DF (2000): Effects of extensive forest management on soil productivity. *Forest Ecology and Management* 138: 167-185

Grubb PJ (2002): Leaf form and function – toward a radical new approach. *New Phytol.* 155: 317-320

Gualdi V (1974): I turni per l'assestamento delle fustaie di cerro del Gargano. *Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali XXIII*

Guidi G, Manetti MC (1992): Ricerche sull'evoluzione naturale di soprassuoli forestali a *Quercus cerris* L. e *Fagus sylvatica* L. dell'Appennino meridionale. Secondo contributo. Osservazioni su alcuni fattori della produttività e del microclima in due aree protette. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura (Arezzo)* 23: 201-223

Guidolotti G (2007): Analisi delle variazioni stagionali della respirazione ecosistemica e delle sue componenti in una faggeta appenninica. Tesi di Laurea, Università degli Studi della Toscana.

Gulledge J, Schimel JP (2000): Controls over carbon dioxide and methane fluxes across a taiga forest landscape. *Ecosystems* 3: 269-282

Guo LB, Gifford RM (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8: 345-360

Harmon M, Ferrell WK, Franklin JF (1990): Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science* Vol. 247. no. 4943, pp. 699 - 702

Hermi M (1988): Accuracy of visual cover assessments in predicting standing crop and environmental correlation in deciduous forests. *Vegetatio* 75: 57-64

Hibbard KA, Law BE, Reichstein M, Sulzman J (2005): An analysis of soil respiration across northern hemisphere temperate ecosystems. *Biogeochemistry* 73: 29-70

Hitimana J, Kiyapi JL, Njunge JT (2004): Forest structure characteristics in disturbed and undisturbed sites of Mt. Elgon Moist Lower Montane Forest, western Kenya. *Forest Ecology and Management* 194: 269-291

Hoff C, Rambal S (2003): An examination of the interaction between climate, soil and leaf area index in a *Quercus ilex* ecosystem. *Ann. For. Sci.* 60: 153-161

Hoen HF, Solberg B (1994): Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40:429-451

Hollinger DY, Kelliher FM, Byers JN, Hunt JE, McSeveny TM, Weir PL (1994): Carbon dioxide exchange between an undisturbed old-growth temperate forest and the atmosphere. *Ecology* 75: 134-150

Hughes MK (1970): Ground vegetation and forest litter production. In: Phillipson, J. *Methods of study in soil ecology: proceedings of the Paris symposium.* Ecology and Conservation. UNESCO, Paris. p. 145-149

Humphreys E, Black A, Morgenstern K, Cai T, Drewitt B, Nesic Z, Trofymowb JA (2006): Carbon dioxide fluxes in coastal Douglas-fir stands at different stages of development after clearcut harvesting. *Agricultural and Forest Meteorology* 140: 6-22

INFC (2008): Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. I caratteri quantitativi. www.infc.it

IPCC (1997): Revised 1996 IPCC Guidelines for national gas inventory guidelines. Reference manual. (Vol. 3). [Hhttp://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6d.htm](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6d.htm).

IPCC (2000): Special Report on land use, land-use change, and forestry. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC (2001): Climate change 2001: Mitigation. http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg3/pdf/TAR-total.pdf.

IPI (2003): Dipartimento Politiche per l'Industria, Rapporto sull'industria del legno e dell'arredo italiana. www.ipi.it

Jackson R, Canadell J, Ehleringer J, Mooney H, Sala O, Schulze E (1996):. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, vol. 108, p. 389-411

Janssens IA, Dore S, Epron D, Lankreijer H, Buchmann N, Longdoz B, Brossaud J, Montagnani L (2001): Climatic influences on seasonal and spatial differences in soil CO₂ efflux. In *Canopy Fluxes of Energy, Water and Carbon Dioxide of European Forests*. Ed. R. Valentini. Springer-Verlag, Berlin, pp 233–253

Johnson PS (1975): Growth and structural development of red oak sprout clump. *Forest Science* 21 (4): 413-418

Johnson DW, Lindberg SE (1992): *Atmospheric Deposition and Nutrient Cycling in Forest Ecosystems*. Springer, New York

Johnson PS, Shifley SR, Rogers R (2002). *The ecology and silviculture of oaks*. CABI Publishing, New York, 503 pp.

Johnson DW, Todd DE, Tolbert VR (2003): Changes in ecosystem carbon and nitrogen in a loblolly pine plantation over the first 18 years. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1594–1601

Jonasson, S. (1988): Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. *Oikos* 52: 10–106

Ketzer B, Liu H, Bernhofer C (2008): Surface characteristics of grasslands in Inner Mongolia as detected by micrometeorological measurements. *Int J Biometeorol*, 52: 563–574

Khomik M, Arain MA, Liaw K e McCaughey H (2009): Debut of a flexible model for simulating soil respiration–soil temperature relationship: Gamma model. *J. Geophys. Res.*, 114

Kolari P, Pumpanen J, Rannik U, Ilvesniemi H, Hari P, Berninger F (2004): Carbon balance of different aged Scots pine forests in Southern Finland. *Global Change Biology* 10: 1106–1119

Kowalski AS, Sartore M, Burlett R et al. (2003) The annual carbon budget of a French pine forest (*Pinus pinaster*) following harvest. *Global Change Biology* 9: 1051–1065

Kowalski AS, Sartore M, Burlett R et al. (2003) The annual carbon budget of a French pine forest (*Pinus pinaster*) following harvest. *Global Change Biology* 9: 1051–1065

Kowalski A, Loustau D, Berbigierw P, Manca G, Tedeschi V, Borghetti M, Valentini R, Kolari P, Berninger F, Rannik U, Hari P, Raymentk M, Mencuccini M, Moncrieff J, Grace J (2004): Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed forests in Europe. *Global Change Biology*, 10: 1707–1723

Krebs CJ (1989): *Ecological Methodology*. University of British Columbia, Harper and Row, New York

La Fauci A, Bagnato S, Gugliotta OI, Mercurio R (2006): Osservazioni preliminari sulla necromassa in popolamenti di pino laricio nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. *Forest@* 3 (1): 54-62

La Fauci A, Mercurio R (2008): Caratterizzazione della necromassa in cedui di castagno (*Castanea sativa* Mill.) nel Parco nazionale dell'Aspromonte. *Forest@* 5: 92-99

La Marca O (1977): *Piano di Gestione Naturalistica*. Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste. Centro Stampa Palagi, Firenze

La Marca O (2004): *Elementi di dendrometria*. Patron Editore

La Marca O, Notarangelo G (2009): Influenza dei diradamenti sulla produzione legnosa in una fustaia di cerro (*Quercus cerris* L.) in Italia meridionale. *Forest@* 6: 173-185

Laporte MF, Duchesne LC, Morrison LK (2003): Effect of clearcutting, selection cutting, shelterwood cutting and microsites on soil surface CO₂ efflux in a tolerant hardwood ecosystem of northern Ontario. *Forest Ecology and Management* 174 (2003) 565–575

Larsen JB (1995): Ecological stability of forest and sustainable silviculture, *For. Ecol. Manage.* 73: 85-96

Larson WE, Pierce FJ (1991): Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation for sustainable land management in the developing world*, Vol. 2, IBSRAM Proceedings 12 (2)

Lasserre B, Tognetti R, Marchetti M. (2006): Problematiche di inventariazione del carbonio nella biomassa forestale ipogea. *Forest@* 3(4): 542-554

Law BE, Baldocchi DD, Anthoni PM (1999): Below-canopy and soil CO₂ fluxes in a ponderosa pine forest. *Agric. For. Meteorol.* 94: 171–188

Law BE, Thornton P, Irvine J, Anthoni PM, Van Tuyl S (2001): Carbon storage and fluxes in ponderosa pine forests at different developmental stages. *Global Change Biology* 7: 755–778

Law BE, Falge E, Gu, L, Baldocchi DD, Bakwin P, Berbigier P, Davis K, Dolman AJ, Falk M, Fuentes JD (2002): Environmental controls over carbon dioxide and water vapour exchange of terrestrial vegetation. *Agric. For. Meteorol.* 113: 97–120

- Law BE, Sun OJ, Campbell J (2003): Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology* 9: 510–524
- Leuning R, Judd M (1996): The relative merits of open and closed path analysers for measurement of eddy fluxes. *Global Change Biology*, 2: 241-253
- Lindenmayer DB, McCarthy MA (2002): Congruence between natural and human forest disturbance: a case study from Australian montane ash forests. *For. Ecol. Manage.* 155: 319-335
- Liski J, Perruchoud D, Karjalainen T (2002): Increasing carbon stocks in the forest soil of western Europe. *Forest Ecology and Management* 169: 159-175
- Litton CM, Raich JW, Yanz M (2007): Carbon allocation in forest ecosystems review. *Global change biology* 13: 2089–2109
- Litvak M, Miller S, Wofsy SC, Goulden M (2003): Effect of stand age on whole ecosystem CO₂ exchange in the Canadian boreal forest. *J. Geophys. Res.*, 108 (D3) 8225
- Liu W (2003): The Effect of Selective Cutting on the Carbon Budget of a Northern Hardwood Forest. A thesis presented to the Committee on Degrees in Environmental Science and Public Policy of Bachelor of Arts Harvard College Cambridge, Massachusetts.
- Londo AJ, Messina MG, Schoenholtz SH (1999): Forest harvesting effects on soil temperature, moisture, and respiration in a bottomland hardwood forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 637–644
- Long JN, Turner J (1975): Aboveground biomass of understorey and overstorey in an age sequence of four Douglas-fir stands. *J. Appl. Ecol.* 12: 179–188
- Lloyd J, Taylor JA (1994): On the temperature dependence of soil respiration. *Funct. Ecol.* 8: 315–323
- Luo Y, Wan S, Hui D, Wallace LL (2001): Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature* 413: 622–5
- Luyssaert S, Detlef Schulze E, Borner A, Knohl A, Hessenmoller, Law BE, Ciais P, Grace J (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* Vol. 455: 11
- Manca G (2003): Analisi dei flussi di carbonio di una cronosequenza di cerro (*Quercus cerris*, L.) dell'Italia centrale attraverso la tecnica della correlazione turbolenta. University of Tuscia, 224
- Marchetti M, Lombardi F (2006): Analisi quali-quantitativa del legno morto in un soprassuolo non gestito: il caso “Bosco Pennataro”, Alto Molise. *L'Italia Forestale e Montana* LV (4): 275-301
- Marshall PL, LeMay VM (2000): Using line intersect sampling for coarse woody debris. Columbia FSB. Forest Research Technical Report. Vol. TR-003
- Martinelli A., P.Lassini, D.Pettenella (1998). Il sistema foresta legno italiano. CNL – Gruppo di Lavoro Legno

- Marziliano PA (2009): Analisi quali-quantitativa della necromassa in cedui invecchiati di leccio (*Quercus ilex* L.) del Gargano. *Forest@* 6: 19-28
- Matteucci G, Dore S, Rebmann C, Stivanello S, Buchmann N (2000): Soil respiration in beech and spruce forests in Europe: trends, controlling factors, annual budgets and implications for the ecosystem carbon balance. In: Schulze E-D (ed) *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 217–236
- Matthews E (1997): Global litter production, pools, and turnover times: Estimates from measurement data and regression models. *Journal of Geophysical Research* 102:18 771– 800
- Mattson KG, Smith HC (1993): Detrital organic matter and soil CO₂ efflux in forests regenerating from cutting in West Virginia. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1241–1248
- Mauder M, Foken T (2004): Documentation and instruction manual of the eddy covariance software package TK2, Universitat Bayreuth, Abt. Mikrometeorologie, Print, ISSN 1614-8916, Arbeitsergebnisse 26, 44 pp
- MCPFE (2007): State of Europe's forests 2003. The MCPFE Reports on Sustainable Forest Management in Europe. <http://www.mcpfe.org>
- Michaelis L, Menten ML (1913): Die kinetik der Invertinwirkung. *Biochem. Z.*, 49: 333
- Monsi M, Uchijima Z, Oikawa T (1973): Structure of foliage canopy and photosynthesis. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4: 301-327
- Montaldo G, (1949): Piano di Assestamento della Foresta Demaniale di Montedimezzo. Conservato presso l'UTB del Corpo Forestale dello Stato, Castel di Sangro (AQ)
- Moore CJ (1986): Frequency response corrections for eddy correlation systems. *Bound.-Lay. Meteorol.* 37: 17–35
- Morelli S, Paletto A, Tosi V (2007). Il legno morto dei boschi: indagine sulla densità basale del legno di alcune specie del Trentino. *Forest@* 4 (4): 395-406
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974): *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley e Sons, New York. 547 p.
- Mund M (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A, Band* pp 189, 256
- Muukkonen P, Mäkipää R, Laiho R, Minkkinen K, Vasander H, Finér L (2006): Relationship between biomass and percentage cover in understorey vegetation of boreal coniferous forests. *Silva Fennica* 40(2): 231–245
- Neftel A, Spirig C, Ammann C (2008): Application and test of a simple tool for operational footprint evaluations. *Environmental Pollution* 152: 644-652
- Nocentini S (2009): Le solide fondamenta della selvicoltura sistemica. *Forest@* 6: 337-346

Nocetti M, Bertini G, Fabbio G, Tabacchi G (2007): Equazioni di previsione della fitomassa arborea per i soprassuoli di cerro in avviamento ad altofusto in Toscana. *Forest@* 4 (2): 204-212

Oliver GR, Pearce SH, Kimberly MO, Ford-Robertson JB, Robertson KA, Beets PN, Garrett LG (2004): Variation in soil carbon in pine plantations and implications for monitoring soil carbon stocks in relation to land-use change and forest site management in New Zealand. *Forest Ecol. Manage.* 203: 283–295

Oren R, Hsieh CI, Stoy PC, Albertson JD, McCarthy HR, Harrell P, Katul GG (2006): Estimating the uncertainty in annual net ecosystem carbon exchange: spatial variation in turbulent fluxes and sampling errors in eddy-covariance measurements, *Global Change Biol.* 12: 883–896

Pacala SW, Hurtt GC, Houghton RA, Birdsey RA, Heath L, Sundquist ET, Stallard RF, Baker D, Peylin P, Moorcroft P, Caspersen J, Shevliakova E, Harmon ME, Fan SM, Sarmiento JL, Goodale C, Field CB, Gloor M, Schimel D (2001): Consistent land- and atmosphere-based US carbon sink estimates. *Science* 292 (5525): 2316–2320

Pardé J (1980): Forest biomass. *Forestry Abstracts. Review Article.* 41 (8): 343-362

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

Patrone G (1958): Piano di assestamento del bosco del comune di Vetralla per il decennio 1958-1967. *Tipografia Coppini, Firenze*

Patrone G (1970): Piano di assestamento del bosco del comune di Vetralla per il quindicennio 1971-1985. *Tipografia Coppini, Firenze*

Peichl M, Altaf Arain M (2006): Above- and belowground ecosystem biomass and carbon pools in an age-sequence of temperate pine plantation forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 140: 51–63

Perry DA, Amaranthus MP (1997): Disturbance, recovery, and stability. In: Kohm K.A., Franklin J.F. (eds.), *Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management*. Island Press, Washington, D.C, pp. 31-56

Pickett STA (1989): Space for time substitution as an alternative to long-term studies. Pp. 71–88. In: Likens, G. E. (ed.), *Long-term studies in ecology*. Wiley, Chichester.

Pilegaard K, Hummelshøj P, Jensen NO, Chen Z (2001): Two years of continuous CO₂ eddy-flux measurements over a Danish beech forest. *Agric. For. Meteorol.* 107: 29–41

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

Plutino M (2003): Struttura e dinamica evolutiva dei boschi in stato di abbandono gestionale: il caso delle fustaie di cerro nell'alto Lazio. PhD Thesis, Università della Tuscia

Porté A, Dulhoste R, Lopez S, Bosc A, Meredieu C, Teissier du Cros R, Trichet P, Bernier F, Denis L (2005): Détermination de la biomasse aérienne du sous-bois de peuplements adultes de Pin maritime: contribution à la quantification des stocks de carbone forestier à l'aide d'indicateurs de couvert. Carbon, Forêt, Bois 97, VIII-eme Colloque ARBORA.

Prescott CE, Maynard DG, Laiho R (2000): Humus in northern forests: friend or foe. For. Ecol. Manage. 133: 23–36

Raich JW, Nadelhoffer KJ (1989): Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. Ecology 70: 1346–54

Raich J, Tufekciogul A (2000): Vegetation and soil respiration: Correlations and controls Biogeochemistry 48: 71–90

Rannik U, Altimir N, Raittla J, Suni T, Gaman A, Hussein T, Holtta T, Lassila H, Latokartano M, Lauri A, Natsheh A, Petaja T, Sorjamaa R, Yla-Mella H, Keronen P, Berninger F, Vesala T, Hari P, Kulmala M (2002): Fluxes of carbon dioxide and water vapour over Scots Pine forest and clearing. Agric. For. Meteorol. 111:187-202

Reichstein M, Tenhunen J, Rouspard O, Ourcival JM, Rambal S, Miglietta F, Peressotti A, Pecchiari M, Tirone G, Valentini R (2003): Inverse modeling of seasonal drought effects on canopy CO₂/H₂O exchange in three Mediterranean ecosystems, J. Geophys. Res., 108

Reth S, Godecke M, Falge E (2005): CO₂ efflux from agricultural soils in eastern Germany – comparison of a closed chamber system with eddy covariance measurements, Theor. Appl. Climatol., 80: 105–120

Richardson AD, Hollinger DY, Burba GG, Davis KJ, Flanagan LB, Katul GG, Munger JW, Ricciuto DM, Stoy PC, Suyker AE, Verma SB, Wofsy SC (2006): A multi-site analysis of random error in tower-based measurements of carbon and energy fluxes, Agric. For. Meteorol. 136: 1–18

Rothe A, Binkley D (2001): Nutritional interactions in mixed species forests: A synthesis. Can. J. For. Res. 31: 1855–1870

Röttgermann M, Steinlein T, Beyschlag W, Dietz H (2000): Linear relationship between aboveground biomass and plant cover in low open herbaceous vegetation. Journal of Vegetation Science 11(1): 145–148

Rubio A, Escudero A (2003): Clear-cut effects on chestnut forest soils under stressful conditions: lengthening of time-rotation. For. Ecol. Manage. 183: 195-204

Ryan MG & Yoder BJ (1997) Hydraulic limits to tree height and tree growth. BioScience 47: 235-242

Sah SP, Ilvesniemi H (2006): Effects of clear cutting and soil preparation on natural ¹⁵N abundance in the soil and needles of two boreal conifer tree species. Isotopes in Environmental and Health Studies, 42 (4): 367-377

Sanchez FG, Tiarks AE, Kranabetter JM, Page-Dumroese DS, Powers RF, Sanborn PT, Chapman WK (2006): Effects of organic matter removal and soil compaction on fifth-year mineral soil carbon and nitrogen contents for sites across the United States and Canada. *Can. J. For. Res.* 36: 565–576

Saugier B, Roy J, Mooney HA (2001) Estimations of global terrestrial productivity: Converging toward a single number? In J. Roy, B. Saugier, and H. A. Mooney, eds. *Terrestrial Global Productivity*. Academic Press, San Diego, pp 543-557

Schelhaas MJ, Nabuurs GJ, Schuck A. (2003a): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Glob. Chang. Biol.* 9: 1620-1633

Schlesinger WH, Andrews A (2000): Soil respiration and the global carbon cycle, *Biogeochemistry*, 48: 7– 20

Schmid HP (1997): Experimental design for flux measurements: matching observations and fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 87: 179-200

Schmid HP (2002): Footprint modeling for vegetation atmosphere exchange studies: a review and perspective. *Agricultural and Forest Meteorology* 113: 159–183

Schönenberger W (1984): Above-Ground Biomass of Mountain Beech (*Nothofagus solandri*) in Different Stand Types Near Timberline in New Zealand. *Forestry* 57: 59-73

Schuepp PH, Leclerc MY, Macpherson JJ, Desjardins RL (1990): Footprint prediction of scalar fluxes from analytical solutions of the diffusion equation. *Boundary-Lay. Meteorol.* 50: 353–373

Scott NA, Rodrigues CA, Hughes H, Lee J, Davidson EA, Dail B, Malerba P, Hollinger DY (2004): Changes in Carbon Storage and Net Carbon Exchange One Year After an Initial Shelterwood Harvest at Howland Forest, ME *Environmental Management* Vol. 33, Supplement 1, pp. S9–S22

Scurlock JMO, Asner GP, Gower ST (2001): Worldwide historical estimates of leaf area index, 1932-2000. ORNL Technical Memorandum ORNL/TM-2001/268. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn.

Stull RB (1988): *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht,

Subke JA, Inglis I, Cotrufo MF (2006): Trends and methodological impacts in soil CO₂ efflux partitioning: A metaanalytical review. *Global Change Biology* 12: 921–943

Sulman BN, Desai AR, Cook BD, Saliendra N, Mackay DS (2009): Contrasting carbon dioxide fluxes between a drying shrub wetland in Northern Wisconsin, USA, and nearby forests. *Biogeosciences* 6: 1115–1126

Swanson FJ, Franklin JF (1992): New forestry principles from ecosystem analysis of Pacific Northwest forest. *Ecol. Appl.* 2: 262-274

Tedeschi V, Rey A, Manca G, Valentini R, Jarvis P, Borghetti M (2006): Soil respiration in a Mediterranean oak forest at different developmental stages after coppicing, *Global Change Biol.* 12: 110–121

Tedeschi V (2007): Nuove indicazioni sui processi che controllano la capacità di accumulo di carbonio nel suolo. *Forest@* 4 (4): 348-350

Titus BD, Prescott CE, Maynard DG, Mitchell AK, Bradley RL, Feller MC, Beese WJ, Seely BA, Benton RA, Senyk JP, Hawkins BJ, Koppelaar R (2006): Post-harvest nitrogen cycling in clearcut and alternative silvicultural systems in a montane forest in coastal British Columbia. *The Forestry Chronicle* VOL. 82, No 6

Tognetti R, Marchetti M (2006): Influenza dei cambiamenti d'uso del suolo e delle strategie di gestione del bosco sull'allocazione del carbonio nel suolo negli ecosistemi forestali. *L'Italia Forestale e Montana* n. 1

Toland D.E, Zak DR (1994): Seasonal patterns of soil respiration in intact and northern hardwood forests. *Can. J. For. Res.* 24, 1711–1716.

UN-ECE/FAO (2000) TBFRA-2000: Temperate and Boreal Forest Resources Assessment of UN/ECE-FAO. <http://www.unece.org>

UNEP (1992): Rio Declaration on Environment and Development. www.unep.org

UNFCCC (1997): Kyoto Protocol to the Framework Convention on Climate Change. Sito web <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>

USDA Forest Service (1982): An analysis of the timber situation in the United States, 1952–2030. Forest Resource Report No. 23. USDA Forest Service, Washington, DC. 499 pp.

Valentini R, Matteucci G, Dolmann AJ (2000): Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404: 861-865

Valladares F, Balaguer L, Martinez-Ferri E, Perez-Corona E, Manrique E (2002): Plasticity, instability and canalization: is the phenotypic variation in seedlings of sclerophyll oaks consistent with the environmental unpredictability of Mediterranean ecosystems? *New Phytol.* 156: 457-467

Vallauri D, André J, Blondel J (2003): Le bois mort, une lacune des forêt gérés. *Revue Forestière Française* 2: 99-112

Van't Hoff JH (1898): Lectures on theoretical and physical chemistry. Part I. Edward Arnold, London, pp 224–229

Vitullo M, De Lauretis R, Federici S (2007): La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane. *Silvae Anno* III - n. 9

Walters MB, Kruger EL, Reich PB (1993). Growth, biomass distribution and CO₂ exchange of northern hardwood seedlings in high and low light - relationships with successional status and shade tolerance. *Oecologia* 94: 7-14

Wang JL, Tao L, Lu ZW (1998): Study on the characteristic of litterfall of *Picea likiangensis* var. *linzhiensis* forest in Tibet. *Acta Phytocologica Sinica* (in Chinese). 22(6): 566-570

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1998): The Accounting of Biological Sinks and Sources under the Kyoto Protocol: A Step Forward or Backwards for Global Environmental Protection? WBGU, Bremerhaven.

Webb EK, Pearman GI, Leuning R (1980): Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. *Quart. J. R. Meteorol. Soc.* 106: 85–106

Whittaker RH, Woodwell GM (1968): Dimension and production relations of trees and shrubs in the Brookhaven Forest, New York. *J. Ecol.* 56: 1–25

Whittaker RH (1975): *Communities and Ecosystems*, second ed. McMil Publication, New York

Wilson K, Goldstein A, Falge E, Aubinet M, Baldocchi D, Berbigier P, Bernhofer C, Ceulemans R, Dolman H, Field C (2002): Energy balance closure at Fluxnet sites. *Agric. For. Meteorol.* 113: 223–243

Winjum JK, Schroeder PE (1997): Forest plantations of the world: their extent, ecological attributes, and carbon storage. *Agric. Forest Meteorol.* 84: 153–167

Winjum J, Brown S, Schlamadinger B (1998): Forest harvest and wood products; sources and sinks of atmospheric carbon dioxide. *Forest Science* 44:272–284

Woodall CW, Liknes GC (2008): Climatic regions as an indicator of forest coarse and fine woody debris carbon stocks in the United States. *Carbon Balance and Management* 3:5

Yang YS, Guo JF, Chen GS, He ZM, Xie JS (2003): Effect of slash burning on nutrient removal and soil fertility in Chinese fir and evergreen broadleaved forests of mid-subtropical China. *Pedosphere*. 13(1): 87-96

Yang WQ, Wang KY, Kellomaki S, Gong HD (2005): Litter Dynamics of Three Subalpine Forests in Western Sichuan. *Pedosphere* 15(5): 653-659

Yarie J, Mead BR (1989): Biomass regression equations for determination of vertical structure of major understory species of Southeast Alaska. *Northwest Science* 63(5): 221–231

Zenner EK (2000): Do residual trees increase structural heterogeneity in Pacific Northwest coniferous forests? *Ecological Applications* 10: 800-810

Zianis D, Muukkonen P, Mäkipää R, Mencuccini M (2005): Biomass and Stem Volume Equations for Tree Species in Europe. *Silva Fennica* 4: 1-63