

MARCO MARCHETTI (*) - FABIO LOMBARDI (*)

ANALISI QUALI-QUANTITATIVA DEL LEGNO MORTO IN SOPRASSUOLI NON GESTITI: IL CASO DI «BOSCO PENNATARO», ALTO MOLISE (1)

La salvaguardia delle foreste ha un punto focale nell'applicazione della selvicoltura sistemica e nella conservazione della biodiversità. Il legno morto viene espressamente citato e politicamente riconosciuto nella MCPFE tra gli indicatori adottati per la Gestione Forestale Sostenibile ed è un importante strumento per valutare e monitorare la biodiversità.

Tra i parametri utili alla definizione della vetustà di un popolamento forestale, ci si interroga sul ruolo che può assumere il legno morto nell'individuazione del grado di vetustà, considerata l'assenza in letteratura di una chiara ed univoca definizione di foresta vetusta per l'elevata diversità riscontrabile sia tra aree geografiche differenti che nell'ambito di una medesima area.

*Si riporta un caso studio connesso alla realizzazione del Piano di Gestione del «Bosco Pennataro», area forestale montana di elevato valore naturalistico localizzata in Molise, già interessante per la definizione dei rapporti tra *Quercetalia pubescentis* e *Fagetalia sylvaticae*. Il legno morto è stato valutato quali-quantitativamente in aree rappresentative delle tipologie forestali più diffuse: *Cerreta mesofila* e *Faggeta bassomontana* su calcari, associando i risultati ottenuti a considerazioni sull'eventuale presenza di soprassuoli vetusti nell'area in questione.*

È emerso come il legno morto possa essere un ottimo indicatore del grado di vetustà di un popolamento forestale, ma anche uno strumento per comprendere la fase evolutiva in cui si trova, rendendo visibili ed interpretabili le caratteristiche ecologico-funzionali possedute in passato e la loro evoluzione nel tempo. Il «Bosco Pennataro», pur non essendo considerata un'area caratterizzata da una vetustà tipica, specialmente se raffrontato ad altre realtà forestali non solo nazionali, presenta situazioni locali di interessante valore in relazione alle dinamiche evolutive naturali ed è evidente come l'area sia candidata ad evolvere verso la vetustà in tempi ragionevoli.

Parole chiave: Conservazione della biodiversità, legno morto, vetustà, indicatori, evoluzione naturale.

Key words: Biodiversity conservation; deadwood; old-growth forests; indicators; natural evolution.

(*) Dip. Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio, Università degli Studi del Molise, e-mail: marchettimarco@unimol.it, fabio.lombardi@unimol.it

¹ Lavoro realizzato dagli autori in parti uguali. M. Marchetti ne ha ideato e curato l'impostazione, F. Lombardi ha realizzato i rilievi.

INTRODUZIONE

Nell'ultimo decennio il legno morto e le sue relazioni con le cenosi forestali sono oggetto di studio e approfondimenti crescenti dato che, assieme agli alberi morti o deperienti in piedi e agli esemplari veterani, i «patriarchi», i tronchi abbattuti e marcescenti, le branche e i rami caduti a terra, formano uno dei più importanti microhabitat per la conservazione della biodiversità.

D'altra parte, il progressivo ridursi delle foreste primarie («di frontiera», BRYANT *et al.*, 1997) ribadisce l'importanza prioritaria della conservazione e dell'utilizzazione sostenibile della diversità biologica delle foreste, in considerazione della funzione essenziale che esse svolgono nella conservazione della natura a livello mondiale. In particolare, in Italia, l'esigenza di individuare un approccio sostenibile alla gestione delle foreste è tangibile se si considera l'incremento delle superfici forestali protette: dal 1993 al 2003 le aree sottoposte a qualche forma di tutela sono aumentate di circa 2 milioni di ettari, passando da poco più di un milione ad oltre tre milioni di ettari. Inoltre, quasi tre milioni di ettari di superfici forestali nel nostro paese posseggono come funzione primaria quella della conservazione della biodiversità (FAO, FORESTRY DEPARTMENT, 2005). Proprio in queste realtà si osservano ancora piccoli lembi di foreste primarie, che si stima interessino in Italia una superficie complessiva di circa 160000 ha (FAO, 2005), dove diviene fondamentale mantenere elevati livelli di naturalità.

La salvaguardia delle foreste assume quindi sempre più un punto focale nell'applicazione della selvicoltura sistemica e nella conservazione della biodiversità, aspetti affrontati nelle diverse Conferenze Ministeriali per la Protezione delle Foreste in Europa, in cui la gestione della biodiversità viene inquadrata in un approccio ecosistemico (MCPFE e EfE/PEBLDS, 2004), nel quale tutte le fasi del ciclo biologico dell'albero diventano meritevoli di attenzione e considerazione. In particolare, il legno morto viene espressamente citato e politicamente riconosciuto nella MCPFE tra gli indicatori adottati nella quarta Conferenza Ministeriale del 2003 per la Gestione Forestale Sostenibile (Nine improved Indicators under the Criterion 4: «Maintenance, Conservation and Appropriate Enhancement of Biological Diversity in Forest Ecosystems», MCPFE, 2003) e considerato come habitat per un ampio range di organismi, la cui sopravvivenza è connessa alla presenza del legno morto (SCHUCK *et al.*, 2004). Il legno morto diviene quindi un importante strumento per valutare e monitorare la biodiversità, avendo un ruolo chiave nella conservazione degli habitats di più del 25% della flora e della fauna delle foreste montane (HUMPHREY *et al.*, 2004).

Anche la CBD (Convention on Biological Diversity) insiste sulla necessità di conseguire progressi nell'attuazione pratica della conservazione della diversità biologica, accogliendo con favore le raccomandazioni formulate dall'organismo sussidiario di consulenza scientifica, tecnica e tecnologica (SBSTTA 7, Montreal 2001) sulla diversità biologica delle foreste e sul ruolo del legno morto.

Diviene quindi fondamentale adeguare i criteri di gestione forestale ai principi di sostenibilità e di conservazione della biodiversità espressi dalla comunità internazionale.

Molte specie necessitano di specifici habitat prodotti, su piccola o larga scala, anche da vari fattori di disturbo naturali o di particolari componenti dell'ecosistema forestale; quindi, in relazione all'ottimizzazione della conservazione della biodiversità, diviene importante favorire le piante che in foresta risultano avviate alla senescenza e lo stesso legno morto, in quanto componenti fondamentali per la stabilità dell'ecosistema.

Attualmente si stima che in Italia vi siano circa 159 milioni di metri cubi di legno morto nelle aree forestali (FAO, 2005): l'influenza di tali quantitativi, sia sulle tecniche di gestione che nella pianificazione forestale implicano la necessità di considerare il legno morto una delle componenti principali per garantire la tutela degli ecosistemi forestali.

IL LEGNO MORTO, LA BIODIVERSITÀ E IL GRADO DI VETUSTÀ

A partire dagli anni ottanta, l'attenzione sull'importanza del legno morto è andata crescendo fino a raggiungere l'opinione pubblica, anche se il ruolo ecologico che esso svolge è noto da tempo (HAAPANEN, 1965; ELTON, 1966).

Negli ultimi anni il legno morto è sempre più utilizzato come indicatore per la valutazione della biodiversità e della naturalità di un sistema forestale (KEDDY e DRUMMOND, 1996; HUMPHREY *et al.* 2004; MCCOMB e LINDENMAYER, 1999; SKOGSSTYRELSEN, 2001; STOKLAND *et al.*, 2004).

Nelle opportune proporzioni, commisurate anche alle finalità di coltivazione della foresta, la presenza del legno morto è quindi fondamentale per il mantenimento della biodiversità, rappresentando il microhabitat di centinaia di specie di invertebrati (HELIÖVAARA e VÄISÄNEN, 1984; KIRBY e DRAKE, 1993; SAMUELSSON *et al.*, 1994; SIITONEN, 2001; HARMON *et al.*, 1986), funghi (HEILMANN-CLAUSEN, 2001; MASON, 2003; SIPPOLA e RENVALL, 1999; RYDIN *et al.*, 1997), briofite (SÖDERSTRÖM, 1988; LESICA *et al.*, 1991; ÓDOR e STANDOVÁR, 2001), licheni (HUMPHREY *et al.*, 2002), anfibi (HERBECK e LARSEN, 1999; RAYMOND e HARDY, 1991), piccoli mammiferi

(HARMON *et al.*, 1986) e uccelli (SANDSTRÖM, 1992; MIKUSINSKI e ANGELSTAM, 1997; MASON, 2003). È stato ad esempio rilevato che tra il 20% e il 40% delle specie di uccelli in una comunità forestale dipende dalla presenza di cavità in alberi morti (HUNTER, 1990; MCCOMB e LINDENMAYER, 1999), mentre STOKLAND *et al.* (2004) evidenziano come nei paesi scandinavi circa 6000-7000 specie dipendano dalla presenza del legno morto.

L'ammontare del legno morto nelle foreste naturali delle diverse regioni d'Europa è connesso a molti fattori e per la sua corretta valutazione è importante tener conto della tipologia forestale (HAHN e CHRISTENSEN, 2004), dello stadio di sviluppo dei popolamenti, del tipo e della frequenza dei disturbi naturali caratteristici della regione (NOCENTINI, 2002; HAHN e CHRISTENSEN, 2004), della forma di gestione (EKBOM *et al.*, 2006; MONTES e CANELLAS, 2006), della produttività del sito (HAHN e CHRISTENSEN, 2004), ma anche delle caratteristiche pedologiche e del clima, fattori che insieme contribuiscono alla chiusura del ciclo di formazione e decomposizione del legno morto (CHRISTENSEN *et al.*, 2003). Tutti questi fattori interagiscono e gli effetti spesso si sommano creando pattern diversi, difficilmente prevedibili e di non agevole quantificazione diretta (CHIRICI *et al.*, 2003). La quantità di legno morto rilevata in tipologie forestali diverse e in regioni diverse è molto variabile (NOCENTINI, 2002).

Sia il legno morto che le vecchie piante cave non rappresentano in genere una minaccia per la salute della foresta (MASON, 2002). Eppure, sin dalla metà del XIX secolo, a causa degli intensi sfruttamenti in foresta, l'ammontare del legno morto è stato ridotto drasticamente (LINDER e OSTLUND, 1998; SIITONEN *et al.*, 2000; NILSSON *et al.*, 2001): questo per l'abitudine diffusa di bruciare le ramaglie ed i residui delle attività in bosco, oltre alla necessità di ridurre al minimo la presenza di ostacoli fisici alle attività selvicolturali. Di conseguenza, il deterioramento dell'habitat di numerosi organismi saproxilici è stato inevitabile (BERG *et al.*, 1994; JONSELL *et al.*, 1998; GARDENFORS, 2000), mentre l'asportazione di elementi nutritivi conseguenti ad un trasferimento integrale della biomassa fuori dal bosco ha provocato un progressivo depauperamento della fertilità del suolo (BAGNARES *et al.*, 1995).

Ancora oggi le foreste vengono sistematicamente «pulite» e private dei tronchi di maggiori dimensioni, con conseguenti possibili estinzioni locali di specie animali, specialmente tra gli invertebrati. La presenza del legno morto è relazionabile all'intensità degli interventi selvicolturali e alle modalità di realizzazione (GUBY e DOBBERTIN, 1996; GREEN e PETERKEN, 1997; MONTES *et al.*, 2004). Proprio per questo le quantità presenti nelle foreste gestite sono di molto inferiori a quelle riscontrate nelle strutture forestali lasciate all'evoluzione naturale: è stato stimato che nei boschi oggetto di

attività selvicolturali si riscontra solo il 2-30% dell'ammontare di legno morto presente nei boschi non gestiti (ANDERSSON e HYTTEBORN, 1991; LESICA *et al.*, 1991; SAMUELSSON *et al.*, 1994; GREEN e PETERKEN, 1997; GUBY e DOBBERTIN, 1996; KIRBY *et al.*, 1998; JONSSON, 2000; ÓDOR e STANDOVÁR, 2001). Quindi, nell'interesse della conservazione, sono in atto tentativi per incrementare i quantitativi di legno morto presenti nelle aree produttive (e.g. HODGE e PETERKEN, 1998; HARMON, 2001; MASON, 2003).

Speight, convinto antesignano della conservazione del legno morto, ha evidenziato già nel 1989 il problema degli organismi saproxilici in un organico rapporto del Consiglio d'Europa, i cui principi essenziali si trovano riassunti nella Raccomandazione R (88) 10 del Comitato dei Ministri del Consiglio d'Europa. In Italia, perché la legislazione tecnica iniziasse a prendere coscienza del problema, si è dovuto attendere il 2000 con l'emanazione, a livello locale, del 'Regolamento all'Ordinamento Forestale' della Provincia Autonoma di Bolzano e, a livello nazionale, del Decreto Legislativo 227/2001 'Orientamento e modernizzazione del settore forestale'.

In Europa si stanno sviluppando una serie di iniziative a carattere multidisciplinare che riguardano la problematica del legno morto: ad esempio in Belgio, il progetto Xylobios; in Francia, nella Foresta Demaniale di Romersberg, sono lasciati da tempo «isolotti di invecchiamento». Da ricordare anche i progetti LIFE Natura dell'Ufficio Nazionale Svedese delle Foreste, perché svolti con il coinvolgimento dei proprietari delle foreste interessate, e il progetto LIFE Natura in Italia «Tecniche di ripristino del legno morto per la conservazione delle faune saproxiliche», attuato nel 2003 nella foresta Demaniale della Pianura Padana «Bosco della Fontana», nell'ambito delle azioni urgenti per la conservazione degli habitat relitti (MASON, 2003).

Nonostante questi segnali abbastanza incoraggianti, fra i tecnici forestali europei sembra permanere una certa avversione nei confronti del legno morto, forse causata dall'*imprinting* della loro formazione che non ne ha adeguatamente evidenziato l'utilità ai fini di una gestione sostenibile (MASON, 2003).

Le necromasse del legno, costituite da alberi morti spezzati o sradicati, tronchi atterrati, apparati radicali marcescenti e vecchi alberi cavi in decadimento, hanno un ruolo chiave negli ecosistemi forestali: sequestrano il carbonio (HARMON *et al.*, 1986; FREEDMAN *et al.*, 1996; STEVENS, 1997), migliorano l'efficienza idrogeologica dei versanti proteggendoli dall'erosione (BOBIEC, 2002; FALINSKI, 1986; PESSON, 1980; PRESCOTT *et al.*, 1993), contribuiscono alla conservazione della diversità biologica (NOCENTINI, 2002) e incrementano la produttività complessiva della foresta (STEVENS, 1997). Inoltre, il legno morto favorisce la connessione tra la catena di pascolo e quella di detrito nella decomposizione della materia organica

(HARMON *et al.*, 1986; MCCOMB e LINDENMAYER, 1999), favorisce la formazione di humus recettivi per la rinnovazione naturale del bosco (FALINSKI, 1986; HOFGAARD, 1993; KIMMINS, 1998) e costituisce una fonte stabile, a lungo termine, di sostanze nutritive nel suolo (HAGAN e GROVE, 1999), mentre i tronchi in decomposizione agiscono come veri e propri fertilizzanti a lenta cessione (CAREY, 1980).

Il legno morto può essere considerato un insieme di diversi microhabitat che evolvono continuamente nel tempo e che, per una corretta gestione, devono essere ben conosciuti e distinti anche in relazione alle specie ad essi associate (WWF, 2004). La qualità del legno morto e la sua utilità per differenti specie dipende dal suo grado di decomposizione, dalla specie che lo caratterizza, dall'età in cui è morto l'albero da cui si è originato, dalla causa della morte, dalla posizione e dalle sue dimensioni, anche in relazione alle condizioni microclimatiche circostanti (RYBERG *et al.*, 2004).

Vento, neve, siccità, attacchi parassitari e incendi producono legno morto e nello stesso tempo creano il mosaico delle «eco-unità» forestali: in rinnovazione, biostatiche e infine di decadimento. Tra le perturbazioni, il vento assume nella dinamica delle foreste temperate il ruolo prevalente, sradicando gli alberi (*chablis*) o spezzandoli a una certa altezza (*volis*, *snags*). Ogni eco-unità ha una caratteristica dotazione di legno morto, massima in «rinnovazione», in cui si trova il più forte accumulo di *chablis*, meno consistente e con dimensioni modeste in quella «biostatica» e di «decadimento», dove il legno morto si forma per competizione dei singoli soggetti arborei o per il distacco di branche ramosi. La formazione del legno morto in una foresta è un fenomeno casuale dipendente dalla frequenza e dall'intensità delle perturbazioni. La conoscenza della sua dinamica è necessaria per evitare che la frammentazione degli habitat e la mancanza di comunicazione generino estinzioni locali tra le specie di insetti provvisti di scarsa mobilità (MASON, 2003).

È quindi evidente la stretta correlazione tra la presenza del legno morto e l'incremento della biodiversità in foresta. L'elevata diversità specifica delle specie sembra sia connessa al legno morto di grandi dimensioni e con un elevato grado di decomposizione (BADER *et al.*, 1995; HØILAND e BENDIKSEN, 1997; KRUYSS e JONSSON, 1999), anche se è stato dimostrato che altrettanto importanti sono le componenti di dimensioni inferiori (KRUYSS e JONSSON, 1999; HEILMANN-CLAUSEN e CHRISTENSEN, 2002). Altrettanto rilevante è la presenza degli «habitat trees», vecchi alberi spesso ricchi di cavità marcescenti, attive per tutta la durata della vita di un albero, quindi anche per centinaia di anni. In questo arco di tempo le cavità subiscono una continua evoluzione, maturando habitat complessi e stabili, necessari alle faune più specializzate e rare di insetti saproxilici

(MASON *et al.*, 2002). Al loro interno si formano microambienti diversificati: acqua e humus del legno sul fondo, rosure di insetti, pareti progressivamente più secche verso l'alto.

Ancora, è importante valutare il grado di decadimento del legno morto e le relazioni tra il suolo e la lettiera, per comprendere pienamente il ruolo che il legno morto svolge complessivamente nella conservazione della biodiversità nei diversi stadi evolutivi.

La definizione di «*foreste vetuste*» è oggetto di discussione dai primi anni '80 e ancora oggi non esiste una chiara ed univoca definizione che permetta di stimare la presenza di tipologie forestali a diversa scala di vetustà. La principale difficoltà nel formulare una definizione di foresta vetusta deriva dall'elevato grado di diversità, in termini di caratteristiche ecologiche, che si riscontra non solo tra aree geografiche differenti ma anche nell'ambito di una medesima area e spesso anche di un'unica fisionomia forestale.

Il National Forest Policy Statement (COMMONWEALTH OF AUSTRALIA, 1992) per foresta vetusta intende un popolamento forestale ecologicamente maturo, non più soggetto a disturbi antropici, nel quale lo strato dominante è nella fase evolutiva più avanzata e i cicli naturali proseguono indisturbati da un lungo periodo di tempo.

Più recenti sono i livelli di naturalità di un popolamento forestale citati in occasione del «Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions, Rome, 11-19 January 2005», dove è emerso come le foreste vetuste possano essere collocate, secondo BUCHWALD (2005), tra le foreste dominate da specie native, gestite principalmente per fini conservativi con interventi trascurabili e con un livello di naturalità compreso tra le «*Near-virgin forest*» e le «*Long untouched forest*» (Tab.1). Sono caratterizzate in particolare dalla presenza di alberi monumentali, da un'ampio range dimensionale dei diametri, ben distribuiti nello spazio, dall'accumulo di alberi morti in piedi e schiantati, da vuoti nella copertura susseguenti a schianti e da una struttura pluristratificata. È importante notare come il termine vetusto non sia solo sinonimo di «*virgin*» o «*primeval*», in quanto vetusto può essere considerato anche un popolamento forestale risultato dell'evoluzione intrapresa in seguito alla cessazione di disturbi antropici.

La valorizzazione delle foreste vetuste ha dato il via a nuove campagne di studio che stanno fornendo risultati interessanti (DI FILIPPO *et al.*, 2004; PIOVESAN *et al.*, 2005). Sebbene nel nostro territorio sia quasi impossibile rinvenire foreste vergini, dai primi studi effettuati è emerso non solo che popolamenti vetusti sono presenti nella nostra penisola, ma che ospitano gli alberi decidui più vecchi finora scoperti nell'emisfero boreale (PIOVESAN *et al.*, 2005). Consi-

Tabella 1 – Localizzazione delle foreste vetuste in una scala di livelli di naturalità (In: BUCHWALD E., 2005).

Size/Scale	Landscape		Forest		Stand scale							Exotics dominate		
	Forest	Landscape	Forest	Forest	Native species dominate							Planted or artificially sown	Self-sown	
Tree species														
Dominating stand origin					Self-sown									
Level of naturalness	n10	n9	n8	n7	n6	n5	n4	n3	n2	n1	p4	p3	p2	p1
Proposed names for levels	Primeval forest	Virgin forest	Frontier forest	Near- virgin forest	Old- growth forest	Long untouched forest	Newly untouched forest	Specially managed forest	Exploited natural forest	Plantation- like natural forest	Partly- natural planted forest	Naive plantation	Exotic plantation	Self- sown exotic forest
Stand origin	Natural forest													
Genesis	Self-sown forest													
Tree species origin	Native forest													
Processes and structures	Primary forest			Secondary forest				Forest plantation						
Management	Forest managed mainly for conservation													
Forestry activities	Minimum-intervention forest													
	Forest managed for various objectives													
	Mainly production forest													

derati quindi i parametri utili alla definizione della vetustà, che ruolo può avere il legno morto nell'individuazione del grado di vetustà di una realtà forestale? Si riporta un caso studio connesso alla realizzazione di un Piano di Gestione di un'area forestale di elevato valore naturalistico presente in Molise, dove il legno morto è stato valutato quali-quantitativamente associando i risultati ottenuti a considerazioni sull'eventuale presenza di porzioni di soprassuoli vetusti nell'area in questione.

AREA DI STUDIO

Il «Bosco Pennataro», parte di un'antica tenuta per allevamento transumante della Casa Reale Borbonica, è localizzato in alto Molise, in provincia di Isernia, in un'area montana di elevato interesse naturalistico nell'alto bacino del Volturno. Prima appartenente all'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, è ora di proprietà della Regione Molise e gestita dall'attuale «Ufficio Territoriale per la Biodiversità» di Isernia.

È esteso circa 300 ha, ad una quota compresa tra i 900 m e i 1090 m s.l.m. e caratterizzato da una morfologia molto accidentata, costituita da numerosi affioramenti rocciosi con forme carsiche e micro-carsiche che fanno assumere all'area un aspetto molto suggestivo. Dal punto di vista geologico l'intera zona è dominata dalle formazioni tipiche dell'Avanfossa Molisana e caratterizzata da calcareniti, brecciole a cemento calcareo e zone con arenarie mica-cee grigio-giallastre. Non mancano detriti di falda sciolti e cementati.

In base ai dati termici e pluviometrici, nonché ai caratteri fisionomici della vegetazione, il territorio di «Pennataro» ricade nel termotipo montano, ombrotipo umido, secondo Rivas e Martinez. Tale bosco assume un particolare significato floristico, vegetazionale e biogeografico, presentando affinità con i consorzi centro-europei. Ciò è evidentemente favorito dall'aspetto montano del territorio e dal regime climatico con tendenze alla continentalità, caratterizzato da una temperatura media di 8.5 °C, con media dei massimi di 14.8 °C e media dei minimi di 2.5 °C, da precipitazioni medie annue di 1012 mm, con 5-7 mesi freddi e mesi aridi inferiori a 1. Nei mesi invernali le precipitazioni nevose sono frequenti ed abbondanti, con la formazione di accumuli di notevole spessore. Il «Bosco Pennataro» è interessante per la definizione dei rapporti tra *Quercetalia pubescentis* e *Fagetalia sylvaticae*, dato che si riscontrano situazioni dove Faggio e Cerro si alternano in termini di abbondanza e frequenza in funzione della quota, della acclività, del substrato pedologico e degli interventi passati. La presenza del legno morto presso «Bosco Pennataro» è stata valutata stimando i quantitativi e le tipologie di mate-

riali legnosi presenti in due aree rappresentative delle tipologie forestali più diffuse: la *Cerreta mesofila* e la *Faggeta bassomontana su calcari* (PIGNATTI e ETTORRE, 2002).

Sono state individuate due aree di saggio permanenti, una per tipologia, che saranno in futuro monitorate nel tempo e integrate da altre aree di rilievo, allo scopo di avere una copertura spaziale delle informazioni più ampia e uniformemente distribuita.

L'area rilevata in Faggeta è localizzata lungo un versante dove è sporadicamente presente rocciosità tipicamente calcarea con evidenze microcarsiche e, al margine, una piccola valletta. L'area si trova ad un'altitudine di circa 1070 m s.l.m., con una pendenza media di 20° ed esposizione prevalentemente settentrionale. È caratterizzata da una fustaia matura di 80-90 anni che domina un ceduo invecchiato di 50 anni, con la presenza di almeno due strati della volta arborea, anche se la struttura è talvolta più complessa; la copertura è elevata, mai inferiore al 90%. La diversità specifica è molto elevata, anche se *Fagus sylvatica* predomina con una copertura vicina all'80%. Nello strato dominante è presente *Quercus cerris*, con copertura superiore al 20%. Numerose sono le altre specie arboree, che comunque non superano mai il 20% di copertura nella distribuzione spaziale. Esse sono: *Carpinus betulus*, *Sorbus terminalis*, *Acer opalus*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer campestre*, *Acer lobelii*, *Fraxinus excelsior* e *Tilia platyphyllos*. Lo strato arbustivo è presente in maniera sporadica, caratterizzato da *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Rubus sp.*, *Crataegus monogina* e *Euonymus europaeus*. Si osservano ancora gli effetti delle ultime gestioni passate, probabilmente caratterizzate da tagli sporadici e selettivi, oltre alla vecchia presenza del ceduo sotto la fustaia ormai in fase di deperimento a causa dell'intensa copertura del *Fagus sylvatica*. Da almeno 50 anni non ci sono segni di intervento e lo stesso legno morto non è stato mai regolarmente asportato dall'area in questione.

L'area rilevata in Cerreta si trova invece su un piccolo crinale con esposizione varia ma prevalentemente a NE, dove è molto diffusa una rocciosità affiorante. La quota è di circa 1060 m s.l.m. e la pendenza, mai elevata, non è facilmente definibile per la morfologia accidentata e sub-pianeggiante. La Cerreta è caratterizzata da una fustaia pluristratificata di circa 70 anni, con una copertura sempre superiore all'80%. Il *Quercus cerris* ha una copertura superiore al 50% e occupa prevalentemente lo strato dominante, mentre negli strati dominati è presente una diffusa rinnovazione di *Fagus sylvatica* e, in misura minore, di altre specie. Esse sono: *Carpinus betulus*, *Ostrya carpinifolia*, *Sorbus terminalis*, *Acer opalus*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer campestre*, *Acer lobelii*, *Fraxinus excelsior*, *Fraxinus ornus* e *Tilia platyphyllos*. È interessante osservare come sia invece assente la rinnovazione del Cerro. Lo strato arbustivo, che non copre una superficie superiore al 30%, è costituito da:

Daphne laureola, *Corylus avellana*, *Rubus* sp., *Crataegus monogina*, *Rosa* sp., *Ligustrum vulgare* e *Cornus mas*. Anche in questa area, pur essendo in parte ancora visibili gli effetti delle gestioni passate, si assiste ad una evoluzione naturale della cenosi, mentre il legno morto non è stato mai asportato da almeno un cinquantennio.

Il «Bosco Pennataro» si può quindi considerare uno dei popolamenti forestali indisturbati nella Regione Molise, anche se non l'unico. Altre realtà simili sono presenti in regione, come l'area di Montedimezzo, riserva MaB dell'Unesco, tra l'altro adiacente a «Bosco Pennataro», o l'oasi WWF «Le Mortine», caratterizzata da un bosco planiziaro, talvolta igrofilo, esteso oltre 100 ha e lasciato alla libera evoluzione da almeno un cinquantennio. Esso possiede un buon grado di naturalità e vi si riscontrano elevati quantitativi di legno morto, soprattutto grossi alberi schiantati al suolo, evidenziando come questo indicatore possa essere utile per valutare la naturalità di un sistema forestale.

MATERIALI E METODI

Per la stima dei quantitativi di legno morto è stato utilizzato il protocollo di rilievo presentato nell'ambito dell'«International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests», successivamente integrato e perfezionato (TRAVAGLINI *et al.*, 2005). Il protocollo prevede un disegno inventariale basato su un plot di forma quadrata di 50 m di lato, con un lato orientato verso il nord magnetico, al cui interno è posizionato un cluster di quattro subplots circolari di 7 m di raggio (Figura 1).

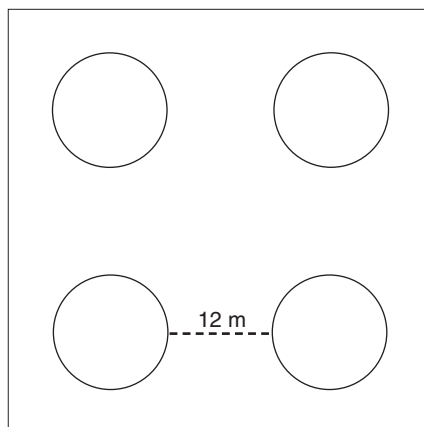


Figura 1 – Disegno inventariale utilizzato per la stima della necromassa legnosa all'interno delle aree di monitoraggio di «Bosco Pennataro».

I subplots, di sette metri di raggio, sono centrati ai vertici di un quadrato di 26 m di lato, con un lato del quadrato orientato verso il nord magnetico. Il protocollo inventariale prevede il censimento degli alberi morti in piedi (*standing deadwood e snag*) e degli alberi morti a terra (*dead downed trees*) all'interno del plot di 50 m di lato e il calcolo della loro massa attraverso l'utilizzo di tavole di cubatura a doppia entrata. La necromassa grossolana e fine a terra (ceppaie, rami grossi e rami fini) viene rilevata all'interno dei subplots circolari; rami grossi e fini vengono cubati per mezzo della formula [1], mentre le ceppaie per mezzo della formula [2].

$$v = \frac{\pi}{4} d_{0,5l}^2 l \quad [1]$$

(Formula di Huber) dove: v = volume del ramo a terra; $d_{0,5l}$ = diametro del ramo a metà lunghezza; l = lunghezza del ramo.

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

dove: v_{stump} = volume della ceppaia; d = diametro della ceppaia all'altezza di taglio o nel punto di rottura del fusto; h = altezza della ceppaia.

Il volume delle ceppaie e dei rami grossi e fini in m^3/ha^{-1} viene calcolato a livello del plot come media dei valori stimati a livello dei quattro subplots.

Le ceppaie (*stumps*), sono rilevate quando il loro diametro all'altezza di taglio o nel punto di rottura del fusto risulta uguale o superiore a 10 cm ($d \geq 10$ cm). I rami grossi (*lying coarse wood pieces*) sono rilevati quando il loro diametro è uguale o superiore a 10 cm ($d_{max} \geq 10$ cm). I rami a terra con diametro compreso tra 5 cm e 10 cm ($5 \leq d_{max} < 10$) sono rilevati e classificati come rami fini (*lying fine wood pieces*).

Sono valutati i tassi di decadimento del legno morto secondo il metodo utilizzato da KOOP (1989), che prevede la stima di tale parametro secondo caratteristiche tattili e visive.

Si prevede l'assegnazione di cinque classi in relazione al grado di decadimento, come mostra la Tabella 2.

RISULTATI E DISCUSSIONI

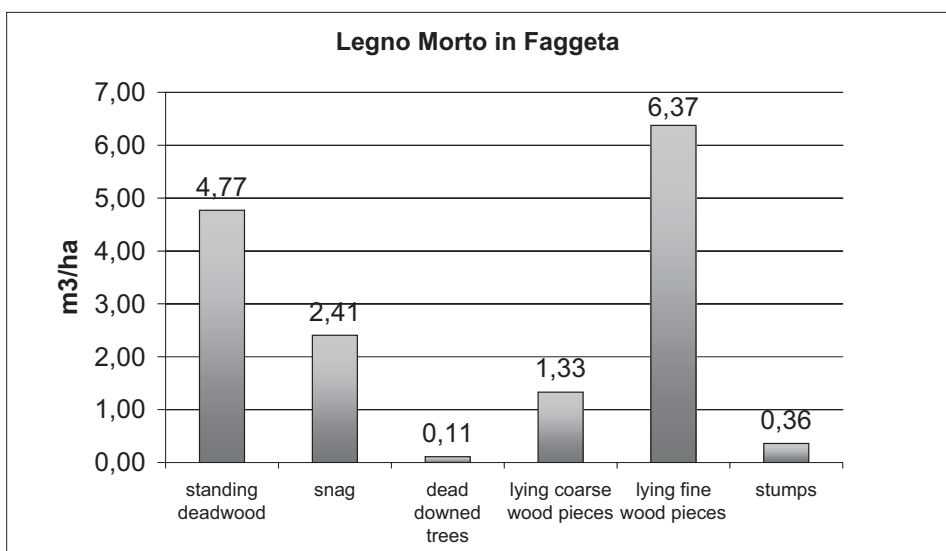
a) *Faggeta bassomontana su calcari*

L'area caratterizzata dalla faggeta presenta valori di legno morto di poco superiori ai $15m^3/ha$ ripartiti nelle differenti componenti, come mostra il grafico di Figura 2.

È evidente come la componente maggiormente presente sia costituita

Tabella 2 – Le classi di decadimento del legno morto assegnate secondo la metodologia di KOOP (1989).

Classe 1	Ceppaie tagliate di fresco; tronchi o branche con legno duro, corteccia intatta; tronco rotondo in sezione trasversale.
Classe 2	Il legno può essere decomposto superficialmente (al di sopra di 1 cm), corteccia staccata ed in parte caduta, fusto rotondo in sezione trasversale.
Classe 3	La maggior parte del fusto può essere decomposto per parecchi centimetri, fusto rotondo in sezione trasversale.
Classe 4	Legno soffice completamente decomposto, fusto ovale in sezione trasversale, con grandi aperture; il legno perde la sua consistenza e si disintegra quando viene toccato.
Classe 5	I residui della pianta possono essere riconosciuti nello stato di lettiera o sono evidenziati dalla diversa vegetazione.

Figura 2 – Ripartizione delle componenti del legno morto in Faggeta (in m³/ha).

dai rami fini al suolo, seguiti da una discreta presenza di alberi morti in piedi, per gran parte vecchi polloni del ceduo invecchiato sottostante la fustaia. È interessante osservare come l'assenza di interventi abbia favorito la chiusura dello strato dominante a discapito della rinnovazione di specie e dello stesso ceduo, che costituisce quindi gran parte degli alberi morti in piedi e a terra e degli alberi troncati (snag). In Figura 3 si può osservare invece la distribuzione delle diverse componenti del legno morto ripartite tra tutte le specie presenti.

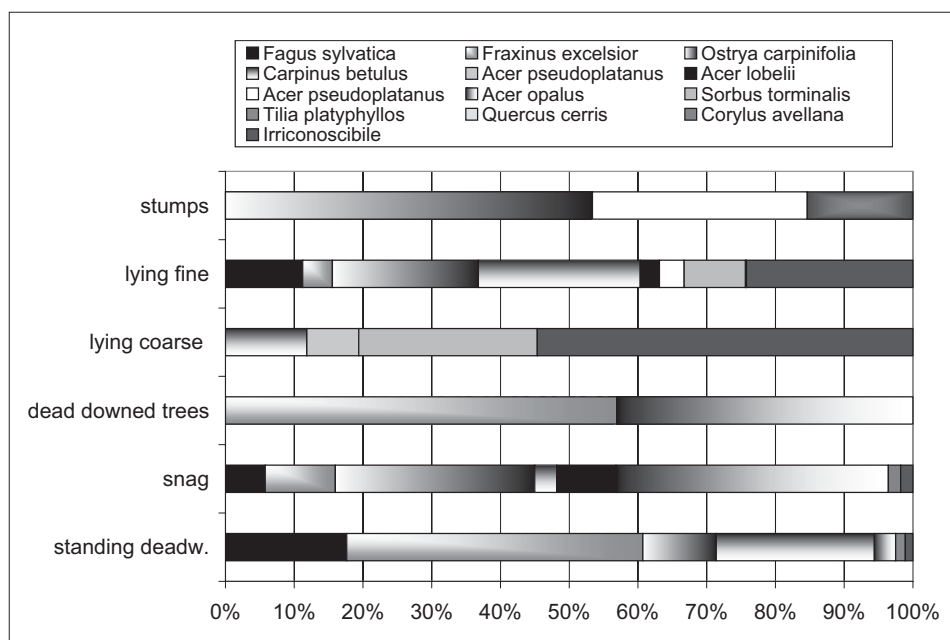


Figura 3 – Distribuzione percentuale delle componenti del legno morto ripartita per specie arborea in Faggeta.

Dal grafico emerge come il *Fagus sylvatica* presenti quantitativi trascurabili di legno morto, nonostante la sua presenza nella struttura del bosco sia predominante, con una copertura superiore all'80%. Le componenti del legno morto sono invece ben ripartite tra tutte le altre specie presenti nello strato dominato, mentre i quantitativi morti iriconoscibili sono trascurabili. L'*Ostrya carpinifolia* caratterizza più del 50% delle ceppaie morte, a dimostrazione che i vecchi polloni schiantati sono costituiti da numerose piante di Carpino nero. È interessante osservare l'elevata presenza del *Fraxinus excelsior*, specie di pregio, sia tra gli alberi morti in piedi (quasi il 50%) che a terra (> del 50%), oltre che dell'*Acer opalus* e del *Carpinus betulus*.

Tale distribuzione, osservabile in dettaglio nel grafico anche per le restanti specie, suggerisce importanti considerazioni sull'evoluzione dell'area da quando è terminata l'attività forestale nel popolamento. È evidente come il sito sia localizzato nell'areale tipico della Faggeta, nonostante la quota non sia particolarmente elevata. Le gestioni passate, probabilmente a ceduo matricinato, hanno favorito, grazie alle continue aperture nella copertura, l'ingresso di numerose latifoglie, tra cui è importante sottolineare le presenze di pregio o di elevato valore floristico, come *Fraxinus excelsior* e *Acer lobelii*. Il risultato dell'abbandono dell'area è stato il graduale

impoverimento della diversità specifica, cosicché il popolamento sta assumendo una configurazione sempre più monospecifica. Questo è confermato dalla presenza del Faggio anche come unica specie dominante nello strato in rinnovazione, per cui l'area tende ad accostarsi sempre più all'aspetto tipico della vegetazione potenziale del sito.

Tali considerazioni danno utili suggerimenti nelle ipotesi di interventi da realizzare: diviene fondamentale esaltare le potenzialità della rinnovazione delle altre latifoglie, specie quelle di pregio, in tutte quelle situazioni in cui il bosco sta evolvendo definitivamente a Faggeta, per evitare un'irrimediabile perdita della diversità. Il bosco misto dovrebbe quindi essere favorito in queste realtà, considerando che la diffusione di boschi con un'elevata diversità specifica non trova facile riscontro nelle realtà appenninico-mediterranee. La realizzazione di tagli a piccole buche laddove la rinnovazione di specie diverse dal Faggio è consistente sarebbe un buon compromesso tra la conservazione della diversità e la realizzazione di interventi che non siano eccessivamente invasivi per la stabilità e la conservazione della foresta.

È stato inoltre rilevato, per ogni componente presente, lo stadio di decadimento al momento del rilievo. Dalla valutazione della distribuzione delle classi di decomposizione tra le diverse componenti (Figura 4), emerge la prevalenza di stadi decompositivi in classe 2, in particolar modo per gli *snag* e per gli alberi morti a terra, caratterizzati quindi da un legno decomposto solo superficialmente ma ancora intatto al suo interno e con corteccia staccata ed in parte caduta. Per la classe 1, quindi per gli alberi morti più di recente, è importante notare l'elevata presenza di alberi morti in piedi, a dimostrazione che le modificazioni compositive e strutturali del bosco, dal momento in cui sono terminati gli interventi, sono ancora ad uno stadio iniziale. Anche l'elevato numero di ceppaie in classe 1 di origine naturale, con legno duro e corteccia ancora intatta, conferma il trend evolutivo intrapreso in tempi relativamente recenti. Sono invece quasi del tutto assenti classi elevate di decadimento, dimostrando come in passato gli interventi selvicolturali erano caratterizzati dalla continua e sistematica asportazione dei residui delle attività di lavorazione e delle componenti legnose naturalmente presenti, allo scopo di facilitare le attività di taglio ed esbosco.

b) Cerreta mesofila

L'area caratterizzata dalla cerreta presenta valori molto simili a quelli riscontrati in faggeta, per un totale di 15,182 m³/ha ripartiti nelle differenti componenti, come mostra il grafico sottostante (Figura 5).

In questo caso prevale la presenza di alberi morti a terra, che corrispondono a più di $\frac{2}{3}$ dei m³ totali. Seguono limitati quantitativi di alberi morti in piedi e rami fini, mentre le altre componenti sono del tutto trascurabili.

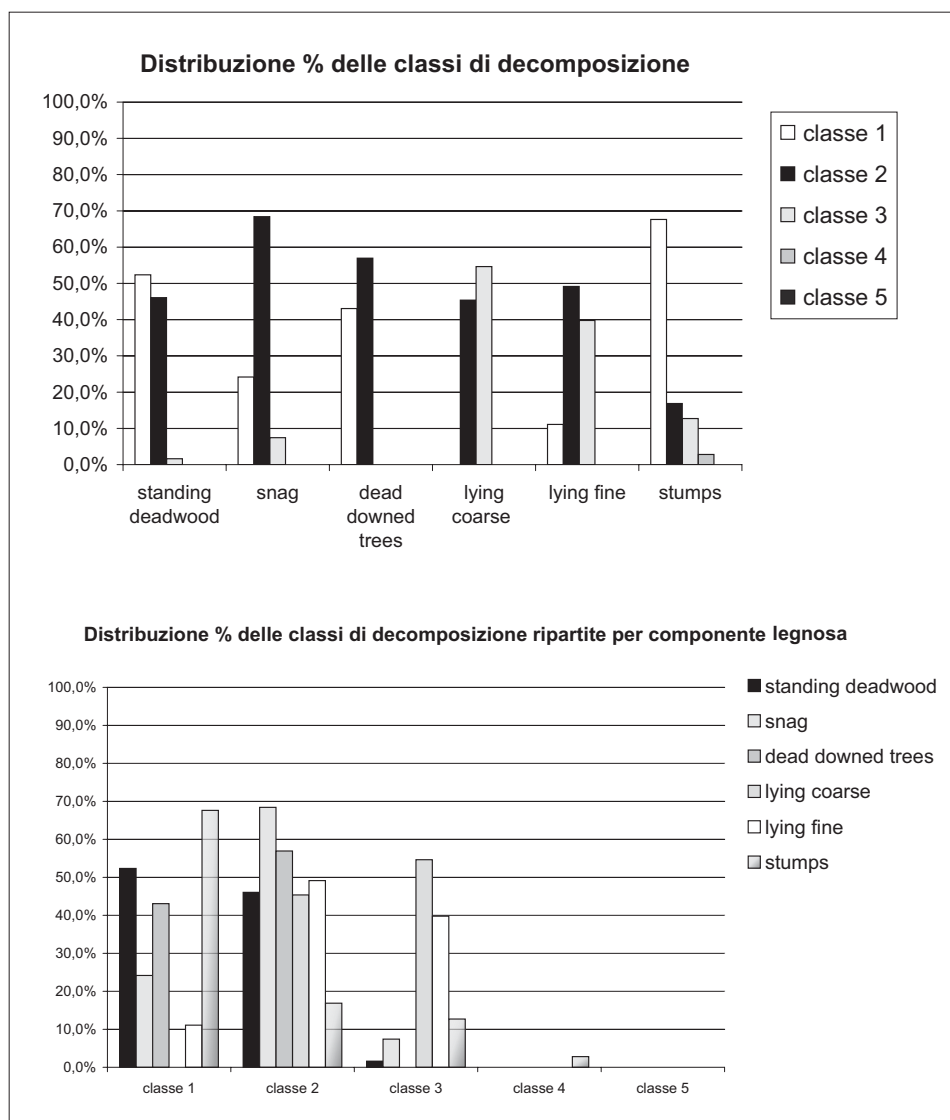


Figura 4 – Distribuzione percentuale delle classi di decomposizione tra le componenti del legno morto rilevate in Faggeta.

In Figura 6 si può osservare invece la distribuzione delle diverse componenti del legno morto ripartite tra tutte le specie presenti.

È evidente la dominanza del *Quercus cerris* sulle altre specie nella distribuzione delle diverse componenti del legno morto: i rami grossi sono costituiti esclusivamente da cerro; ceppaie e alberi di cerro morti al suolo superano il 90% del totale, mentre snag e alberi morti in piedi di cerro

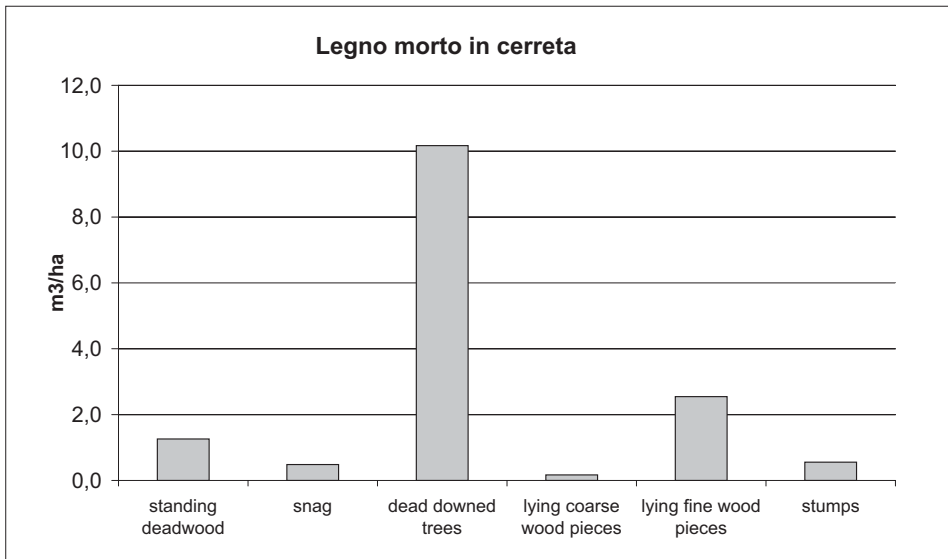


Figura 5 – Ripartizione delle componenti del legno morto in Cerreta (in m³/ha).

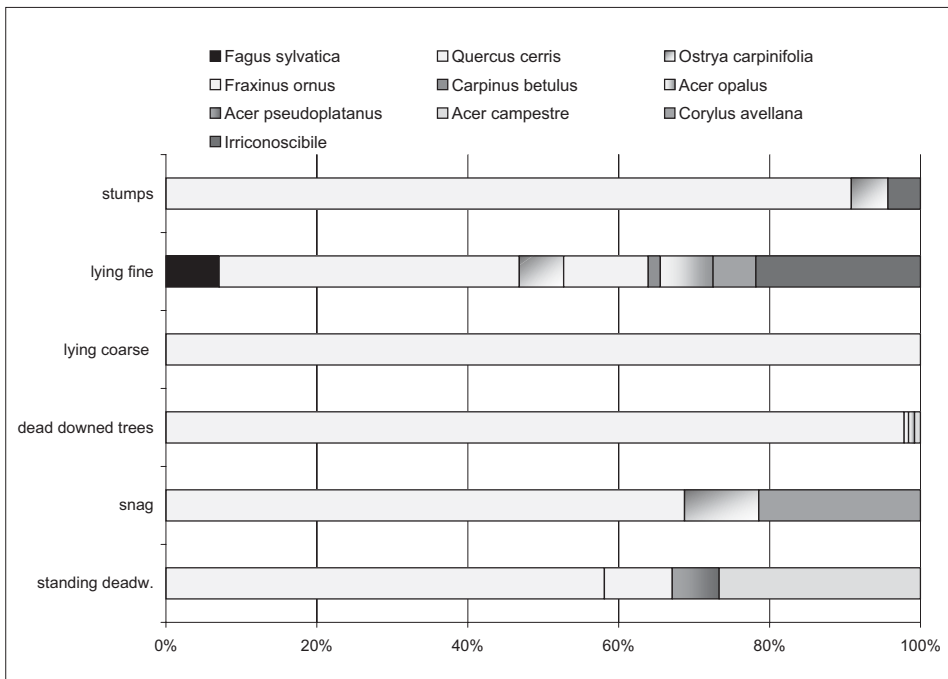


Figura 6 – Distribuzione percentuale delle componenti del legno morto ripartita per specie arborea in Cerreta.

sono comunque superiori alla metà dei totali delle componenti presenti. Per le altre specie, di qualche rilevanza è la presenza di *Acer campestre* tra gli alberi morti in piedi, mentre non trascurabili sono i quantitativi di arbusti di *Corylus avellana* tra gli snags.

Anche per la Cerreta, dall'analisi della distribuzione del legno morto emergono importanti considerazioni sulle relazioni tra gestione passata dell'area e trend evolutivo intrapreso dal popolamento in seguito alla cessazione degli interventi selvicolturali. La presenza del cerro è stata sicuramente favorita in passato dagli interessi economico-sociali ad esso legati: per la raccolta di legna da ardere, per la realizzazione di traverse, ma anche per favorire il mantenimento di un pascolo arborato. Con l'abbandono dell'area, la rinnovazione del cerro è divenuta naturalmente sempre più rada, a dimostrazione che il suo mantenimento era legato agli interventi che periodicamente si realizzavano. Attualmente il Cerro in rinnovazione è completamente assente; al contrario, il faggio diviene una presenza sempre più importante nello strato dominato, mentre nella necromassa la sua presenza è del tutto trascurabile. È quindi evidente come il cerro in quest'area non si trovi nel suo areale ottimale, date le condizioni climatiche rigide nonostante le quote modeste. Gli elevati valori dei quantitativi di cerro morto in tutte le componenti della necromassa dimostrano la naturale evoluzione dell'area verso caratteristiche tipologiche sempre più simili a quelle tipiche della Faggeta submontana, probabile tappa matura di quest'area.

Anche per la Cerreta mesofila è stato rilevato, per ogni componente presente, lo stadio di decadimento al momento del rilievo. Dalla valutazione della distribuzione delle classi di decomposizione tra le diverse componenti (Figura 7), anche in Cerreta si può osservare una netta dominanza dello stadio di decadimento in classe 2, caratterizzato soprattutto dalla presenza di *snag*, rami grossi e ceppaie. Rilevante è invece la presenza di alberi schiantati al suolo in uno stadio di decomposizione più avanzato (classe 3): essi presentano gran parte del fusto decomposto per parecchi centimetri, evidenza di schianti avvenuti in tempi relativamente non recenti. Anche gli alberi morti in piedi in classe 3 sono superiori quantitativamente a quelli morti in tempi più recenti, segno che la Cerreta mostrava probabilmente segni di debolezza strutturale anche nel periodo in cui era ancora regolarmente gestita. Le più elevate classi di decadimento, ad eccezione di qualche ceppaia quasi completamente decomposta, anche in Cerreta sono quasi completamente assenti: anche in questo caso è evidente come gli interventi selvicolturali fossero caratterizzati dalla continua e sistematica asportazione dei residui legnosi presenti al suolo.

L'analisi della presenza del legno morto non può quindi prescindere dall'analisi delle caratteristiche del popolamento, in relazione anche alla sua

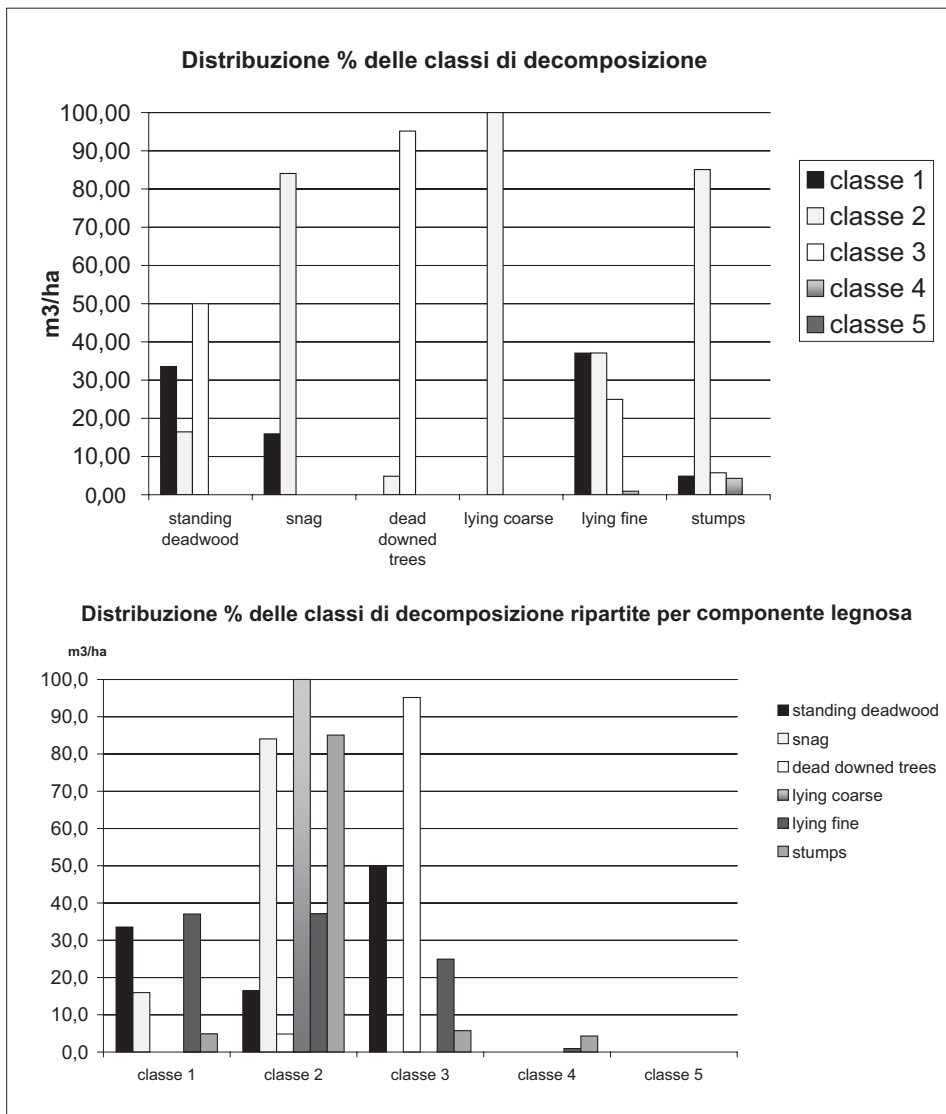


Figura 7 – Distribuzione percentuale delle classi di decomposizione tra le componenti del legno morto rilevate in Cerreta.

storia passata. L'area oggetto di studio non è più interessata da interventi selvicolturali di una certa entità ormai da circa 50 anni; salvo qualche eccezione a carattere locale, l'influenza delle attività antropiche è da considerarsi trascurabile, mentre l'evoluzione del bosco segue da decenni le dinamiche evolutive naturali. Questo ha favorito un sensibile incremento della diversità strutturale, che spazialmente è molto variabile sia in senso vertica-

le che in senso orizzontale, presentando spesso una complessa stratificazione della volta arborea, mai monoplana.

Nonostante in passato le politiche di gestione abbiano favorito il Cerro a discapito di altre specie per la diffusione e l'utilizzo di pascoli arborati, attualmente l'abbandono del bosco sta evidenziando come il Cerro non si trovi nel suo optimum ecologico, regredendo soprattutto a favore della rinnovazione del Faggio. In un'area così limitata, è di notevole interesse la compresenza di almeno 15 specie arboree, soprattutto se raffrontata alla realtà dei boschi italiani, dove anche in aree forestali di notevole valenza naturalistica e lasciate all'evoluzione naturale, la diversità raramente raggiunge valori così elevati.

D'altra parte, è comprensibile che non sia particolarmente elevata la densità di alberi di età considerevole e al di sopra di una certa soglia dimensionale, in quanto il bosco non è indisturbato da lungo tempo. Nonostante questo, è rilevante la diffusa presenza di alberi di oltre 100 anni di età, in particolare Faggi e Cerri, con soglie diametriche che talvolta sono solo di poco inferiori al metro ed altezze che raggiungono anche i 35 m. Diviene ecologicamente rilevante la distribuzione regolare di tali peculiarità in tutta l'area di studio che, coprendo una superficie di quasi trecento ettari, può assolvere un importante ruolo ecologico in relazione a quello tipicamente assegnato alle foreste vetuste. Questa ipotesi può essere avvalorata da un'importante distribuzione diffusa di detrito legnoso grossolano a terra che, con gli alberi morti in piedi e a terra, diviene un parametro per valutare il grado di naturalità presente in foresta.

Sono presenti in maniera più o meno diffusa «alberi habitat» morti in piedi e a terra di dimensioni importanti, soprattutto di Cerro; inoltre, dai carotaggi effettuati, si desume che sia plausibile nel prossimo futuro l'ulteriore incremento numerico di alberi che possano assolvere la funzione di «albero habitat», visto l'elevato grado di marcescenza riscontrato al loro interno.

Considerate queste caratteristiche, il bosco «Pennataro» può essere considerato attualmente nella fase di «*demografic transition*» (OLIVER e LARSON, 1996), considerando gli schianti di grosse piante presenti e il successivo insediamento della rinnovazione. È interessante osservare come questi eventi eccezionali siano l'unico fattore di disturbo da almeno un cinquantennio.

La presenza-assenza del legno morto può quindi essere considerata un ottimo indicatore del grado di vetustà di un popolamento forestale; diviene comunque importante considerare e suggerire linee guida operative, se tra gli obiettivi di gestione di una particolare realtà forestale rientra quello di favorire la tendenza alla vetustà.

Sebbene l'importanza del legno morto sia testimoniata da un numero sempre crescente di studi e ricerche, quando si tenta di tradurre queste conoscenze in prescrizioni colturali e di gestione spesso sorgono conflitti. È però evidente come la presenza del legno morto in bosco non minacci la salute degli alberi, mentre la sua gestione non dovrebbe apportare costi aggiuntivi se effettuata razionalmente.

Per favorire le specie *saproxiliche* sarebbe opportuno mantenere in bosco alberi morti cimati, morenti o vetusti, valorizzando la presenza di aree dove le strutture sono lasciate alla libera evoluzione. Sarebbe utile lasciare in foresta i residui delle lavorazioni, anche di grandi dimensioni, abbandonando le pratiche tradizionali che prevedono la ripulitura o la bruciatura in bosco; alternare aree «pulite» ad aree lasciate intatte potrebbe essere una soluzione equilibrata. Si dovrebbe lasciare al suolo parte del materiale che potrebbe accumularsi dopo una evento meteorico, creare *snags* artificiali lasciando parte dei fusti tagliati, dato che è provato che centinaia di specie di coleotteri, incluse specie inserite in liste rosse, frequentano alberi spezzati in alto lasciati dopo il taglio, riducendo quindi il rischio della loro scomparsa (ANDERS L., 2004). Tralasciando il concetto di vetustà, è ancora aperto il dibattito sull'ammontare minimo di legno morto che dovrebbe essere lasciato nei boschi regolarmente gestiti, anche in relazione al rischio di invasioni parassitarie e al rischio di incendi (SUSAN L.C., 1999; BOBIEC A., 2002). Per i boschi boreali e temperati dell'Europa sembrerebbe essere ragionevole mantenere tra i 20 e i 30 m³/ha di legno morto, o un 3-8% del volume totale di legno presente, ripartito tra legno morto in piedi e legno morto al suolo (WWF FRANCE, 2003).

CONCLUSIONI

Dall'analisi quali-quantitativa del legno morto si può quindi dedurre l'importanza di questa componente per comprendere la fase evolutiva in cui si trova un popolamento forestale e il suo eventuale grado di vetustà, essendo anche un testimone delle caratteristiche ecologico-funzionali del passato e dell'evoluzione delle stesse nel tempo.

Pur non potendo considerare il «Bosco Pennataro» un'area caratterizzata da vetustà tipica, specialmente se raffrontato ad altre realtà forestali non solo nazionali, tuttavia esso presenta situazioni locali di interessante valore in relazione alle dinamiche evolutive naturali. Anche se in letteratura non esistono valori di riferimento univoci per definire un bosco «vetusto» in relazione ai quantitativi di legno morto presenti, i quantitativi riscontrabili nel «Bosco Pennataro» sono ancora troppo ridotti, ad esempio rispetto

a quelli riscontrati in aree vetuste italiane, come in Val Cervara nel Parco nazionale d'Abruzzo, dove una Faggeta vetusta possiede quantitativi di legno morto talvolta superiori ai 100 m³/ha (PIOVESAN *et al.*, 2005).

D'altra parte, se il popolamento è confrontato ad altre realtà italiane e in genere alle foreste tipicamente mediterranee, è evidente come sia candidato ad evolvere verso la vetustà in tempi ragionevoli e, considerando i criteri di elasticità e relatività del significato del termine vetusto, può in alcune sue aree già da oggi essere considerato molto vicino ad una fase stramatura.

Considerando i livelli di naturalità di un popolamento forestale citati recentemente (BUCHWALD, 2005), «Bosco Pennataro» potrebbe essere associato alla naturalità «N4» (Fig. 1), ovvero «*Newly untouched forest*», quindi una formazione forestale con un grado di naturalità moderatamente elevato, dove gli interventi forestali sono stati discontinui o mai effettuati da quando si osserva l'attuale struttura, e dove è noto che il popolamento evolve indisturbato da meno di sessanta anni, per cui i segni degli interventi dell'uomo sono ancora facilmente visibili, ma tendono a scomparire nel tempo.

SUMMARY

Quali-quantitative analysis of deadwood in unmanaged stand: «Bosco Pennataro», alto Molise

The protection of forests is not possible without the application of «systemic silviculture» and biodiversity conservation.

Also MCPFE recognized that deadwood has become more and more adopted as an indicator in the assessment of the biodiversity and naturalness of forest ecosystems. Its occurrence, in an appropriate proportion according to forest use, is fundamental to the maintenance of biological diversity and also to monitoring it.

To define a forest as an old-growth forest, the question is how deadwood is important to identify different levels of old-growth forests, considering the scarce literature on this matter and the absence of a univocal definition of old-growth forest.

This study is connected to the «Bosco Pennataro» management plan realization. «Bosco Pennataro» is located in a mountain area in Molise Region. This area is interesting for the relation between «*Quercetalia pubescentis*» and «*Fagetalia sylvaticae*». Deadwood was estimated in representative plots in two forests tipology: «*Cerreta mesofila*» and «*Faggeta bassomontana su calcari*», connecting results to the evaluation of the presence of old-growth areas.

Results show that deadwood can be useful indicator to define the level of old-growth forests, and also an instrument to understand the evolution phase of a forest. «Bosco Pennataro» is not a typical old-growth forest, specially if compared to other forests in Europe. However, «Bosco Pennataro» presents local interesting value situations in relation to the natural evolutionary dynamics, and is important that this area is left to evolve to old growth level in reasonable times.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERS L., 2004 – *Conservation through management: cut wood as substrate for Saproxyltic organisms*. Doctoral thesis, University of Uppsala.
- ANDERSSON L.I., HYTTEBORN H., 1991 – *Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest*. *Holarctic Ecology*, 14: pp. 121-130.
- BADER P., JANSSON S., JONSSON B.G., 1995 – *Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests*. *Biol. Conserv.*, 72: pp. 355-362.
- BAGNARESI U., VIANELLO G., 1995 – *Copertura forestale e territorio*. F. Angeli.
- BERG A., EHNSTROM B., GUSTAFSSON L., HALLINGBACK T., JONSELL M., WESLIEN J., 1994 – *Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests. Distribution and habitat associations*. *Conserv. Biol.*, 8: pp. 718-731.
- BOBIEC A., 2002 – *Living stands and dead wood in the Białowieża forest: suggestions for restoration management*. *Forest Ecology and Management*, 165: pp. 125-140.
- BRYANT D., NIELSEN L., TANGLEY L., 1997 – *The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge*. 42. Washington, DC: World Resources Institute.
- BUCHWALD E., 2005 – *A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation*. In: Third expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Proceedings. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 17-19 January 2005
- BURGMAN M.A., 1996 – *Characterization and delineation of the Eucalypt old-growth forest estate in Australia: a review*. *Forest Ecology and Management*, 83: 149-161.
- CAREY M.L., 1980 – *Whole tree harvesting in Sitka spruce. Possible implications*. *Irish Forestry*, 37 (1): pp. 48-63.
- CHRISTENSEN M., HAHN K., MOUNTFORD E.P., WIJDEVEN S.M.J., MANNING D.B., STANDOVAR T., ODOR P., ROZENBERGAR D., 2003 – *Study on dead wood in european beech forest reserves*. Prepared by members of Work-package 2 in the Nat-Man project (Nature-based Management of beech in Europe) funded by the European Community 5th Framework Programme.
- DI FILIPPO A., PIOVESAN G., SCHIRONE B., 2004 – *La dendroecologia applicata alle foreste vetuste: il caso delle faggete italiane*. In: Casagrandi, R. and Melià, P. (eds.) *Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, pp. 49-54. Aracne, Roma.
- EKBOM B., MARTIN SCHROEDER L., LARSSON S., 2006 – *Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden*. *Forest Ecology and Management*, 221: 2-12.
- ELTON C.S., 1966 – *Dying and dead wood*. In: *The patterns of animal communities*. John Wiley, New York: pp. 279-305.
- FALINSKI J.B., 1986 – *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests*. *Ecological studies in Białowieża forest*. Junk Publishers, Dordrecht.

- FAO, FORESTRY DEPARTMENT, 2005 – *Global Forest Resources Assessment*. FRA 2005. Country report 005 (Italy), Rome, February 2005.
- FREEDMAN B., ZELAZNY V., BEAUDETTE D., FLEMING T., FLEMMING S., FORBES G., GERROW J.S., JOHNSON G., WOODLEY S., 1996 – *Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forests*. *Environ. Rev.*, 4: 238-265.
- FRELICH L.E., 2002 – *Forest dynamics and disturbance regimes. Studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 266 pp.
- GARDENFORS U. (Ed.), 2000 – *Rodlistade arter i Sverige 2000 (The 2000 Red List of Swedish Species)*. ArtDatabanken, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.
- GREEN P., PETERKEN G.F., 1997 – *Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley, UK in relation to the intensity of management*. *Forest Ecology and Management*, 98: 229-238.
- GUBY N.A.B., DOBBERTIN M., 1996 – *Quantitative estimates of coarse woody debris and standing trees in selected Swiss forests*. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 5: 327-341.
- HAAPANEN A., 1965 – *Bird fauna in the Finnish forests in relations to forest succession*. *Annales Zoologici Fennici*, 2: 153-196.
- HAGAN J.M., GROVE S.L., 1999 – *Coarse Woody Debris*. *Journal of Forestry*, 1: 6-11.
- HARMON M.E., 2001 – *Moving towards a new paradigm for woody detritus management*. *Ecological Bulletins*, 49: pp. 269-278.
- HAHN K., CHRISTENSEN M., 2004 – *Dead Wood in European Forest Reserves – A Reference for Forest Management*. In: Marchetti M. (ed.), *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality*. EFI Proceedings No. 51.
- HARMON M.E., FRANKLIN J.F., SWANSON F.J., SOLLINS P., GREGORY S.V., LATTIN J.D., ANDERSON N.H., CLINE S.P., AUMEN N.G., SEDELL J.R., LIENKAEMPER G.W., CROMACK K., CUMMINS K.W., 1986 – *Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems*. *Advances in Ecological Research*, 15: 133-302.
- HEILMANN-CLAUSEN J., 2001 – *A gradient analysis of communities of macrofungi and slime moulds on decaying beech logs*. *Mycological research*, 105 (5): 575-596.
- HEILMANN-CLAUSEN J., CHRISTENSEN M., 2002 – *What do rare wood associated fungi really want?* In: *Book of Abstracts of the 7th International Mycological Congress, Oslo, August 11–17, 2002*, pp. 158.
- HELIÖVAARA K., VÄISÄNEN R., 1984 – *Effects of modern forestry on northwestern European forest invertebrates: a synthesis*. *Acta Forestalia Fennica*, 189: 1-29.
- HERBECK L.A., LARSEN D.R., 1999 – *Plethodontid salamander response to silvicultural practices in Missouri Ozark forest*. *Conservation Biology*, 13 (3): 623-632.
- HODGE S.J., PETERKEN G.F., 1998 – *Deadwood in British forests: priorities and a strategy*. *Forestry*, 71 (2): 99-112.
- HOFGAARD A., 1993 – *50 years of change in Swedish boreal old-growth forest*. *J. Veg. Sci.*, 4.

- HØILAND K., BENDIKSEN E., 1997 – *Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sor-Trondelag County, central Norway Nord*. J. Bot., 16: 643-659.
- HUMPHREY J.W., DAVEY S., PEACE A.J., FERRIS R., HARDING K., 2002 – *Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood*. Biological Conservation, 107: 165-180.
- HUMPHREY J.W., SIPPOLA A.L., LEMPÉRIÈRE G., DODELIN B., ALEXANDER K.N.A., BUTLER J.E., 2004 – *Deadwood as an Indicator of Biodiversity in European Forests: from Theory to Operational Guidance*. In: Marchetti M. (ed.), *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality*. EFI Proceedings No. 51.
- HUNTER M.L. JR., 1990 – *Wildlife, forests and forestry: principles for managing forests for biological diversity*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J., USA.
- JONSSON B.G., 2000 – *Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth Picea abies forest*. Journal of Vegetation Science, 11: 51-56.
- JONSELL M., WESLIEN J., EHNSTROM B., 1998 – *Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden*. Biodivers. Conserv., 7: 749-764.
- KEDDY P.A., DRUMMOND C.G., 1996 – *Ecological properties for the evaluation, management and restoration of temperate deciduous forest ecosystems*. Ecol. Appl., 6: 748-762.
- KIMMINS J.P., 1998 – *Forest Ecology*. II Ed. Prentice Hall. New Jersey.
- KIRBY K.J., REID C.M., THOMAS R.C., GOLDSMITH F.B., 1998 – *Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain*. Journal of Applied Ecology, 35: 148-155.
- KIRBY K.J., DRAKE C.M., 1993 *Dead Wood Matters: The Ecology and Conservation of Saproxylic Invertebrates in Britain*. English Nature Science, 7, Peterborough. 22.
- KOOP H., 1989. *Forest Dynamics - SILVI-STAR: A Comprehensive Monitoring System*. Berlin: Springer-Verlag.
- KRUYNS N., JONSSON BG, 1999 – *Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden*. Can. J. For. Res., 29: 1295-1299.
- LESICA P., MCCUNE B., COOPER S.V., HONG W.S., 1991 – *Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana*. Canadian Journal of Botany, 69: 1745-1755.
- LINDER P., OSTLUND L., 1998 – *Structural changes in three midboreal Swedish forest landscapes, 1885–1996*. Biol. Conserv., 85: 9-19.
- MASON F., 2002 – *Dinamica di una foresta della Pianura Padana. Bosco della Fontana. Primo contributo, monitoraggio 1995*. Rapporti scientifici, 1. Centro Nazionale Biodiversità Forestale Verona - Bosco della Fontana. Arcari Editore, Mantova: pp. 208.
- MASON F., 2003 – *Guidelines and aims of the Project Life NAT/IT/99/006245 «Bosco della Fontana: urgent conservation actions on relict habitat»*: 41-43. In: Mason

- F., Nardi G., Tisato M. (eds.). Proceedings of the International Symposium «Deadwood: a key to biodiversity», Mantova, May 29th–31th 2003. Sherwood 95, Suppl. 2.
- MASON F., CERRETTI P., TAGLIAPIETRA A., SPEIGHT M.C.D., ZAPPAROLI M., 2002 – *Invertebrati di una foresta delle Pianura Padana, Bosco della Fontana, Primo contributo*. Conservazione Habitat Invertebrati, 1. Gianluigi Arcari Editore, Mantova, pp. 176.
- MCCOMB W., LINDENMAYER J., 1999 – *Dying, dead, and down trees*. In: Hunter, M.L. (Ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: pp. 335-372.
- MCPFE – Ministerial Conference on the Protection of Forest in Europe, 2003. *State of Europe's Forests 2003. The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe*. Jointly prepared by the MCPFE Liaison Unit Vienna and UNECE/FAO. URL on 20.12.2003: <http://www.mcpfe.org/content/index.php?lang=>.
- MCPFE and EfE/PEBLDS, 2004 – *Ad hoc Working Group on Development of the pan European Understanding of the linkage between the Ecosystem Approach and Sustainable Forest Management*. Outcome of the session held in Krakow, Poland, 19-21 April, 2004.
- MIKUSINSKI G., ANGELSTAM P., 1997 – *European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review*. *Vogelwelt*, 118: 277-283.
- MONTES F., CANELLAS I., 2006 – *Modelling coarse woody debris dynamics in even-aged Scots pine forests*. *Forest Ecology and Management*. Volume 221, Issues 1-3, 10 January 2006, pp. 220-232.
- MONTES F., CANELLAS I., MONTERO G., 2004 – *Characterisation of Coarse Woody Debris in Two Scots Pine Forests in Spain*. In: Marchetti M. (ed.), *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality*. EFI Proceedings No. 51, 2004.
- NILSSON S.G., HEDIN J., NIKLASSON M., 2001 – *Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests*. *Scand. J. For. Res. (Supplement 3)*: 10-26.
- NOCENTINI S., 2002 – *Gli alberi morti in foresta: un principio biologico per la gestione forestale sostenibile*. In: *Atti del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi: «Dagli alberi morti... la vita della foresta. La conservazione della biodiversità forestale legata al legno morto»*, Corniolo, 10/05/2002, pp. 15-20.
- ÓDOR P., STANDOVÁR T., 2001 – *Richness of bryophyte vegetation in a near-natural and managed beech stands: The effects of management-induced differences in dead wood*. *Ecological Bulletins*, 49: 219-229.
- PESSON P., 1980 – *Actualites d'Ecologie forestier*. In: Gauthier Villars.
- PIGNATTI G., ETTORRE M., 2002 – *Procedure e definizioni per la classificazione dei tipi forestali. Inventario Forestale della Regione Abruzzo*. Manoscritto.
- PIOVESAN G., DI FILIPPO A., ALESSANDRINI A., BIONDI F., SCHIRONE B., 2005 – *Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth Fagus forest in the Apennines*. *Journal of Vegetation Science* 16: 13-28.
- PRESCOTT C.E., TAYLOR B.R., PARSONS W.F.J., DURALL D.M., PAQRKINSONS D., 1993 – *Nutrient release from decomposing litter in Rocky Mountain Coniferous Forests: influence of nutrient availability*. *Can J. For. Res.*, 23.

- RAYMOND L.R., HARDY L.M., 1991 – *Effects of a clearcut on a population of the mole salamander (Ambystoma talpoideum) in an adjacent unaltered forest.* Journal of Herpetology, 25 (4): 509-512.
- RYBERG N., GÖTMARK F., OLAUSSON B., 2004 – *Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests.* Biological Conservation, 117: 1-10.
- RYDIN H., DIEKMANN M., HALLINGBÄCK T., 1997 – *Biological characteristics, habitats associations and distribution of macrofungi in Sweden.* Conservation biology, 11: 628-640.
- SAMUELSSON J., GUSTAFSSON L., INGELÖG T., 1994 – *Dying and Dead Trees: A Review of Their Importance for Biodiversity.* Swedish Threatened Species Unit, Uppsala.
- SANDSTRÖM U., 1992 – *Cavities in trees: their occurrence, formation and importance for hole-nesting birds in relation to silvicultural practise.* PhD thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Uppsala.
- SBSTTA 7, 2001 – *Convention on Biological Diversity: Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice.* Seventh meeting (SBSTTA 7), Montreal, 12-16 November 2001.
- SCHUCK A., MEYER P., MENKE N., LIER M., LINDNER M., 2004 – *Forest Biodiversity Indicator: Dead Wood – A Proposed Approach towards Operationalising the MCPFE Indicator.* In: Marchetti M. (ed.), Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe From Ideas to Operationality. EFI Proceedings No. 51.
- SIITONEN J., 2001 – *Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example.* Ecological Bulletins, 49: 11-42.
- SIITONEN J., MARTIKAINEN P., PUNTTILA P., RAUH J., 2000 – *Coarse woody debris and stand characteristics in mature, managed and boreal mesic forests in southern Finland.* For. Ecol. Manage., 128: pp. 211–225.
- SIPPOLA A.L., RENVAL P., 1999 – *Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective.* Forest Ecology and Management, 115: pp. 183-201.
- SKOGSSTYRELSEN F., 2001 – *Skogsbransle, hot eller möjlighet—våglädning till miljövänligt skogsbransleuttag.* Skogsstyrelsen forlag, Kristianstad, Sweden (in Swedish).
- SÖDERSTRÖM L. , 1988 – *The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden.* Biological Conservation, 45: 169-178.
- SOCIETY OF AMERICAN FORESTERS, 1984 – *Proceedings of the 1983 National Convention; 1983 October 16-20; Portland, OR.* Washington, DC.
- STEVENS V., 1997 – *The Ecological Role of Coarse Woody Debris. An Overview of the Ecological Importance of CWD in BC Forests.* British Columbia. Ministry of Forests Research Program, pp. 26.
- STOKLAND J.N., TOMTER S.M., SÖDERBERG U., 2004 – *Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia.* In: Marchetti M. (ed.), Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality. EFI Proceedings No. 51.

- SUSAN L.C., 1999 – Responses of small mammals to coarse woody debris in a southeastern pine forest. *Journal of Mammology* 80 (2); 460-471
- TRAVAGLINI D., MASON F., LOPRESTI M., LOMBARDI F., MARCHETTI M., CHIRICI G., CORONA P. , 2006 – Aspect of biological diversity in the CONECOFOR plots. *Deadwood surveying experiments in alpine and mediterranean forest ecosystems*. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura*, vol. 30, suppl. 2: 71-86.
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE FOREST SERVICE, 2003 – *New Findings About Old-growth forests, issue 4*. PNW-Science Update.
- WWF FRANCE, 2003 – *Information from Royal Society for the Protection of Birds and from Vallrauri et al (2003)*. Le Bois Mort, Marseilles.
- WWF SWITZERLAND, 2004 – *Deadwood - Living Forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity*. WWF Report, October 2004.