

MARTA GALLUZZI, DUCCIO ROCCHINI, ROBERTO CANULLO, GHERARDO CHIRICI

Confronto tra indicatori di diversità floristica e strutturale nelle foreste europee



1. Introduzione

Da molti anni, la conservazione della diversità è un obiettivo chiave definito da molti accordi internazionali quali la Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD) sancita dalla Conferenza delle Nazioni Unite, la Conferenza Ministeriale sulla Protezione delle Foreste Europee (MCPFE, 2002) e il Montréal Process (2006). Le agenzie sovranazionali tradizionalmente incoraggiano una programmazione basata su criteri quantitativi (NOSS, 1990) e per molti anni, l'uso di indicatori ha ricevuto sempre più una maggiore attenzione per supportare le strategie e le decisioni politiche (LINDENMAYER, 1999; EUROSTAT, 2014). Gli indicatori sono misure sommarie di fenomeni o fatti osservati che non necessariamente contengono tutte le informazioni degli stessi ma contribuiscono a spiegarli (NOSS, 1990; EUROSTAT, 2014). La caratterizzazione della biodiversità abbraccia differenti componenti a diversi livelli di organizzazione (NOSS, 1990) e l'identificazione di indicatori misurabili in grado di rappresentare lo stato generale della biodiversità è una sfida ancora aperta.

Fin dalla loro nascita, gli Inventari Forestali Nazionali (IFN) rappresentano la principale fonte di informazione sulle foreste. La maggior parte degli IFN è stata programmata principalmente per valutare lo stato, i trends e i valori di produttività forestale (ALBERDI *et al.*, 2010; CHIRICI *et al.*, 2012) e solo recentemente le loro finalità si stanno muovendo verso ulteriori obiettivi. Come

riportato da (CHIRICI *et al.*, 2012), negli IFN i dati relativi alla componente erbacea sono disponibili solo per pochi paesi e tali dati sono rilevati secondo protocolli diversi, con conseguenti difficoltà di armonizzazione. Conseguentemente la misura della diversità specifica della componente arborea è stata fin'ora considerata un indicatore di biodiversità (MCPFE, 2002; BARBIER *et al.*, 2008), nonostante sia noto che la componente erbacea contiene generalmente un maggior numero di specie rispetto agli strati arborei (GILLIAM, 2007).

Componente erbacea e arborea sono connesse attraverso reciproche interazioni (GILLIAM, 2003). La componente arborea influenza le dinamiche della componente erbacea alterando la luminosità e l'eterogeneità della fertilità del suolo (GILLIAM, 2007). Un esempio di tali connessioni ecologiche è legato alla concentrazione fogliare di nutrienti e ai rapidi processi di decomposizione delle specie erbacee, che assicurano un efficiente riciclo di nutrienti (GILLIAM, 2007). Altri studi hanno dimostrato che la componente erbacea ha un effetto diretto sugli organismi e sulla composizione della microfauna presenti nel suolo (MITCHELL *et al.*, 2012). La componente erbacea inoltre può influenzare le dinamiche demografiche delle specie arboree (seminziali, giovane rinnovazione) e la composizione degli strati arborei (GILLIAM, 2007). Studi condotti nel nord della Svezia hanno dimostrato che

la componente erbacea può influenzare la rinnovazione forestale, le proprietà del suolo e le dinamiche successionali nel lungo periodo (NILSSON AND WARDLE, 2005) mentre studi condotti in boschi di pino hanno mostrato che una vegetazione erbacea invadente durante processi di rinnovazione ha un effetto fisiologico negativo sui giovani individui di pino dovuto ad una competizione radicale per la disponibilità idrica e per i nutrienti (KUME *et al.*, 2003).

Molti studi si sono concentrati sulle relazioni tra componente erbacea e arborea ed i risultati ottenuti variano tra di essi (BURRASCANO *et al.*, 2011). NEUMANN AND STARLINGER (2001) hanno comparato differenti indici di diversità strutturale e specifica evidenziando poche e deboli correlazioni tra la struttura del bosco e la diversità complessiva delle specie presenti. BARBIER *et al.* (2008), ha svolto un'indagine bibliografica sugli studi riguardo all'influenza della composizione delle specie dello strato arboreo sulla diversità delle specie erbacee e ha sottolineato la difficoltà di formulare delle generalità a causa dei risultati contrastanti tra i vari studi. Al contrario, GIORGINI *et al.*, (2015) ha confermato il ruolo delle specie arboree osservate nell'ambito degli IFN nel predire la diversità della composizione di specie nelle foreste temperate. Alcuni studi hanno inoltre trovato deboli relazioni tra l'aumento della diversità strutturale e la diversità totale delle specie vegetali (LINDGREN *et al.*, 2006). Recentemente GAO *et al.*, (2014), indagando se i tipi strutturali potevano essere degli indicatori della diversità vegetale, ha evidenziato che i boschi maturi con un struttura complessa hanno una diversità vegetale maggiore. Nonostante questi numerosi studi, l'uso della diversità della componente arborea come proxy della diversità del bosco è ancora una questione in attesa di soluzione (BARBIER *et al.*, 2008; GIORGINI *et al.*, 2015).

Un'ampia gamma di metodi sono stati sviluppati per indagare le relazioni tra

componente erbacea e arborea: dalle semplici correlazioni (NEUMANN AND STARLINGER, 2001) a modelli più complessi (BARBIER *et al.*, 2009; GAO *et al.*, 2014). La *Weighted Network Analysis* è utilizzata per studiare un'ampia varietà di sistemi tra cui in particolare i social networks (NEWMAN, 2002) e il suo utilizzo in ecologia è limitato a pochi casi (FULLER *et al.*, 2008). La *Weighted Network Analysis*, quantifica le interrelazioni di un sistema esplorando le associazioni tra le varie componenti e come risultato il sistema viene rappresentato graficamente (NEWMAN, 2002).

In questo studio sono stati utilizzati dati provenienti dal Li-BioDiv database, raccolti dal 2005 al 2008 all'interno del progetto BioSoil-Biodiversity sviluppato all'interno del Livello I della rete ICP Forest (si veda <http://icp-forests.net/> per maggiori informazioni). Questo database rappresenta un esempio unico di dati pan-europei contenenti informazioni sugli strati arborei e sulla componente erbacea dei boschi europei ed anche ulteriori informazioni come le regioni biogeografiche (EEA, 2016), il tipo di gestione (WGFB, 2011) e i tipi forestali (EEA, 2006). Sebbene molti studi sono stati condotti sul confronto tra componente erbacea e arborea, nessuno studio è stato finora condotto a scala continentale e attraverso un ampio raggio di variabilità ecologica. Gli scopi di questo studio sono: (i) esplorare le connessioni tra gli indici di diversità della componente arborea e della componente erbacea per i boschi europei, (ii) capire se tali connessioni variano tra i livelli di informazioni considerati (regioni biogeografiche, gestione forestale e tipo forestale) (iii) valutare se la diversità della componente arborea può essere considerata come un proxy della diversità vegetale complessiva e (iv) fornire delle basi conoscitive per le istituzioni politiche e supportare la biodiversità dei sistemi forestali.

2. Materiali e metodi

Nel presente studio sono stati usati i dati raccolti nel progetto BioSoil-Biodiversity (LI-BioDiv database), parte integrante dell'International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air pollution effects on Forests (ICP Forests; www.icp-forests.org). Le variabili scelte riguardano: diametro a 1.30m (DBH $d > 10$ cm), legno morto (DWD con $d > 10$ cm), grado di copertura (espresso in classi percentuali: 1 (*open sky*), 2 (1-25%), 3 (25-50%), 4 (50-75%), 5 ($>75\%$)) le quali sono state rilevate in plot di 400 m². Informazioni più dettagliate riguardo ai protocolli di raccolta dati sono riportate nel manuale di campo del progetto BioSoil-Biodiversity (AAMLID *et al.*, 2007; WGFB, 2011). Da un totale di 3311 plot distribuiti sistematicamente in Europa, all'interno di una griglia di 16x16 km, sono stati selezionati 2789 plot contenenti tutte le variabili scelte nel presente studio. Ulteriori informazioni a livello di plot riguardano la bioregione (EEA, 2016), il tipo di gestione (WGFB, 2011) e il tipo forestale (EEA, 2006) (Figura 1). Le analisi condotte sono state svolte attraverso l'utilizzo del software R (R Core Team, 2020). In prima analisi sono stati studiati i pattern di diversità per i tre livelli di informazione e, successivamente la componente erbacea e arborea sono state valutate separatamente sulla base di indici di diversità. La variazione di ricchezza di specie presenti all'interno di ciascun livello di informazione è stata valutata attraverso le curve di rarefazione, comunemente usate per valutare la variabilità specifica su dati con differenti intensità di campionamento (GOTELLI AND COLWELL; CLARKE *et al.*, 2011). Il numero continuo di specie in relazione al numero di plot è stato rappresentato graficamente usando una trasformazione logaritmica (KOELLNER *et al.*, 2004). La componente arborea è stata caratterizzata da indici dimensionali, dendrometrici e di diversità specifica (Tabella 1). Sono stati calcolati altresì gli indici comunemente utilizzati negli IFN (CORONA *et al.*, 2011) come

la biomassa (AGB, kg ha⁻¹; utilizzando *European allometric models*: <http://www.globallometree.org>), il volume del legno morto (DWD, m³ ha⁻¹), la media aritmetica del diametri (m.D), la deviazione standard dei diametri (sd.d), il coefficiente di variazione dei diametri (cv.d), l'indice di Shannon dei diametri (H'.d) (SHANNON, 1948), l'indice di Simpson dei diametri (D.d) (SIMPSON, 1949), il coefficiente di Gini dei diametri basato sull'area basimetrica (Gin.d) (GINI, 1921). Ulteriori indici di diversità strutturale riguardano la densità delle piante ad ettaro (N.ha), l'area basimetrica (BA) (m² ha⁻¹; m.B), l'indice di Shannon dell'area basimetrica (H'.B) (SHANNON, 1948), l'indice di Simpson dell'area basimetrica (D.B), l'indice di Pielou dell'area basimetrica (PIELOU, 1969), l'indice di Margalef dell'area basimetrica (Mi.B) (CLIFFORD AND STEPHENSON, 1975) e l'indice di Berger-Parker (Bpi.B) (BERGER AND PARKER, 1970). La ricchezza specifica della componente arborea (SRtr) è stata calcolata considerando il numero di specie arboree in ciascun plot. La diversità della componente erbacea è stata valutata attraverso gli indici più diffusi (MAGURRAN, 2004) (Tabella 1): ricchezza specifica (SR), indice di Shannon (H') (SHANNON, 1948), indice di Simpson (D) (SIMPSON, 1949), indice di Margalef (CLIFFORD AND STEPHENSON, 1975), alpha di Fisher (Fish) (FISHER *et al.*, 1943), l'indice di Menhinick (Dmn) (WHITTAKER, 1972), l'indice di Berger-Parker (Bpi) (BERGER AND PARKER, 1970), il coefficiente di Gini (GINI, 1921) e l'indice di Pielou (PIELOU, 1969). Il coefficiente di correlazione di Pearson è stato utilizzato per verificare la presenza di relazioni tra le variabili scelte e la *Weighted Network Analysis* è stata utilizzata per evidenziare le relazioni esistenti tra i due gruppi di indici all'interno dei tre livelli di informazione. Gli indici sono stati quindi rappresentati graficamente in uno spazio bidimensionale utilizzando l'algoritmo definito da FRUCHTERMAN AND REINGOLD (1991), dove la distanza tra gli indici aumenta al diminuire della forza della relazione.

Code	Description	References
<i>Overstory diversity indices</i>		
AGB	Above ground biomass (Kg ha ⁻¹)	
DWD	Volume of deadwood (m ³ ha ⁻¹)	
m.D	Arithmetic mean of DBH	
Sd.D	Standard deviation of DBH	
CvD	Coefficient of variation of DBH	
H'D	Shannon index of DBH	Shannon (1948)
D.D	Simpson index of DBH	Simpson (1949)
N.ha	Stand density (n stem ha ⁻¹)	
Gin.D	Gini coefficient	Gini (1921)
B.ha	Basal area (BA) (m ² ha ⁻¹)	
D.B	Simpson index of BA	Simpson (1949)
H'.B	Shannon index of BA	Shannon (1948)
J.B	Pielou index of BA	Pielou (1969)
Mi.B	Margalef index on BA	Clifford and Stephenson (1975)
Bpi.B	Berger-Parker index on BA	Berger and Parker (1970)
SRtr	Species richness of tree layer	
Can	Canopy cover (percentage classes)	
<i>Understory diversity indices</i>		
H'	Shannon index	Shannon (1948)
D	Simpson index of BA	Simpson (1949)
SR	Species richness of tree layer	
MI	Margalef index	Clifford and Stephenson (1975)
Fish	Fisher's alpha	Fisher et al. (1943)
Dmn	Menhinick's index	Whittaker (1972)
Bpi	Berger-Parker Dominance index	Berger and Parker (1970)
Gini	Gini coefficient	Gini (1921)
J	Pielou index	Pielou (1969)

Tabella 1 - Indici di diversità utilizzati

3. Risultati

Il numero medio di specie arboree per plot è risultato essere 2.4 con un minimo di 1 e un massimo di 11, mentre il numero medio di specie erbacee per plot è risultato essere di 18.73 con un minimo di 1 e un massimo di 98. Secondo quanto emerso dalle curve di rarefazione, le classi dei tre livelli di informazione hanno differenti valori di ricchezza di specie (Figura 2). La bioregione mediterranea, seguita dalla bioregione alpina abbracciano il numero maggiore di specie. I boschi d'alto fusto (High Forest - Plenterwald class) contengono il numero

maggiore di specie seguiti dai boschi cedui mentre le altre categorie di boschi di alto fusto mostrano i valori minori. Boschi alpini, boschi di latifoglie sempreverdi e boschi montani di faggio sono i tipi forestali con il più alto numero di specie, mentre i boschi palustri e boreali hanno il numero minore di specie.

Nessuna correlazione statistica significativa è stata evidenziata tra gli indici di diversità della componente arborea e gli indici di diversità della componente erbacea (Figura 3, 4).



Li-BioDiv selected plots

(ICP Level I network)

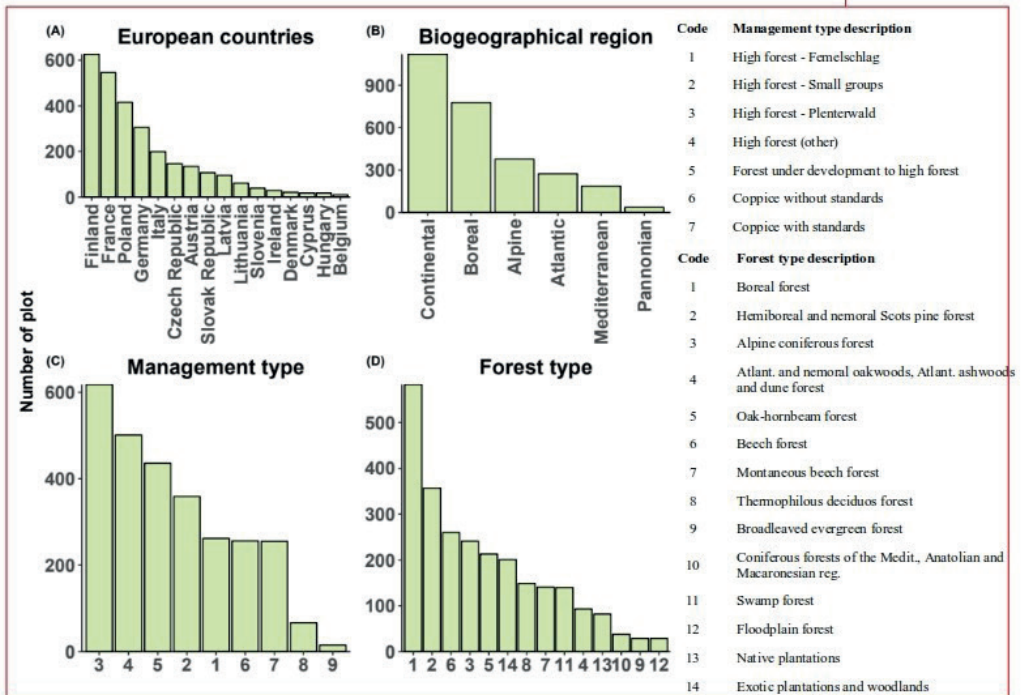


Figura 1 - Plot selezionati dal Li-BioDiv database e loro distribuzione per i seguenti livelli di informazione: regione biogeografica (EEA, 2016), il tipo di gestione (WGFB, 2011) e la tipologia forestale (EEA, 2006).

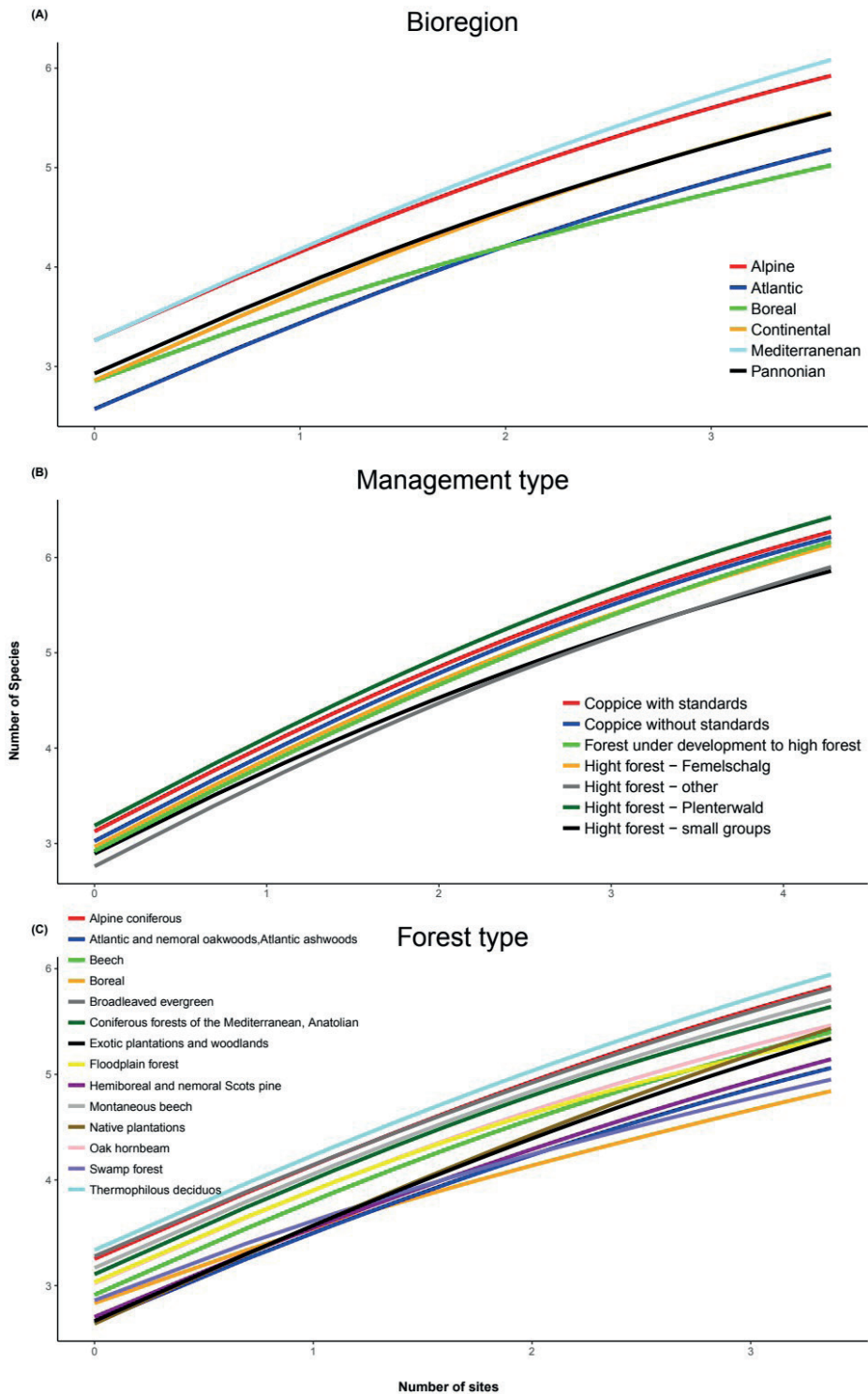


Figura 2. Curve di rarefazione delle specie vascolari contenute nel LiBioDiv database per i tre livelli di informazione considerati: bioregione (EEA, 2016) (a), il tipo di gestione (WGFB, 2011) (b) e il tipo forestale (EEA, 2006) (c). Il numero di plot (asse x) e il numero di specie (asse y) sono espressi in scala logaritmica.

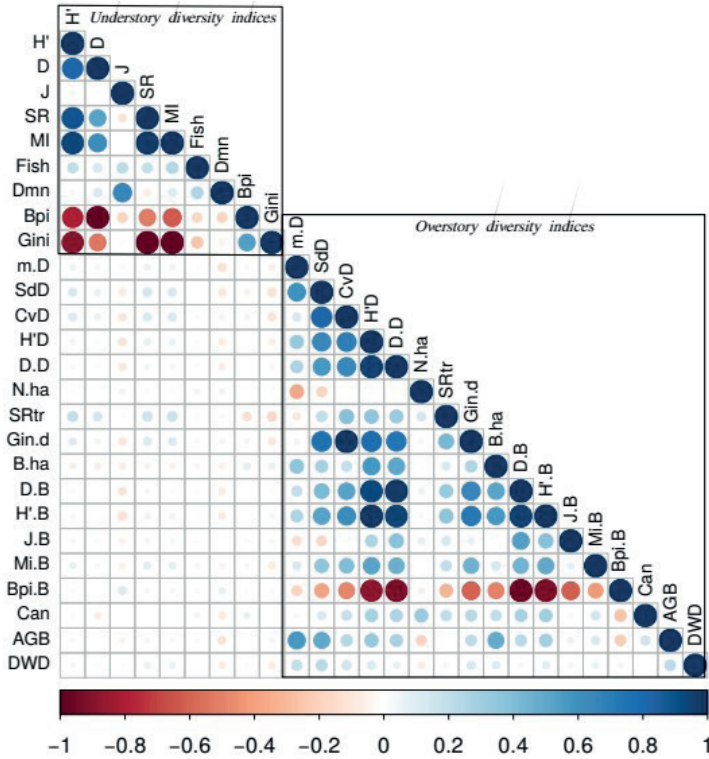


Figura 3 - Risultati del coefficiente di Pearson tra gli indici di diversità della componente arborea (overstory diversity indices) e gli indici di diversità della componente erbacea (understory diversity indices). Il colore blu indica una correlazione negativa mentre il rosso una correlazione positiva.

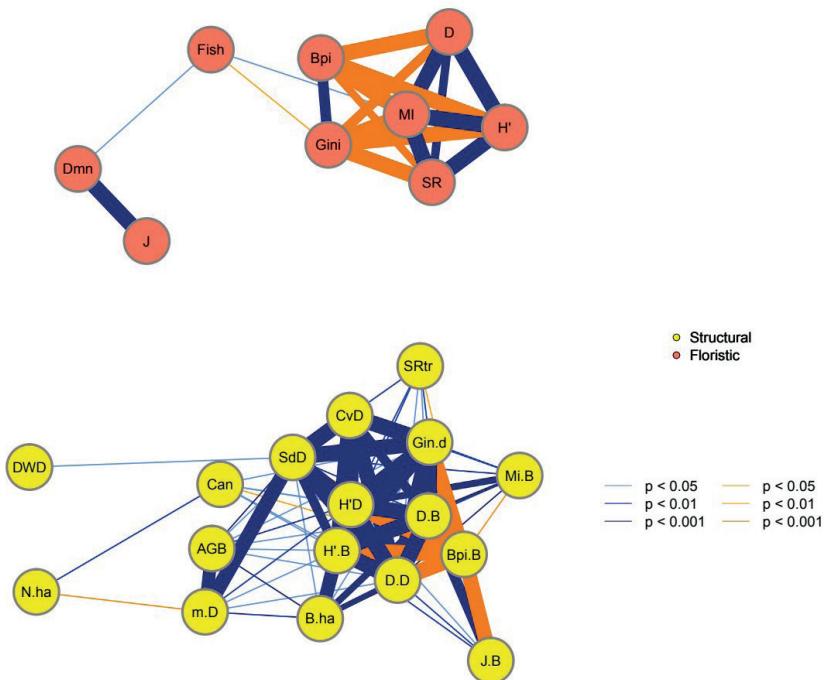


Figura 4 - Risultati della Weighted Network Analysis: rappresentazione in uno spazio bidimensionale della relazione tra indici legati alla componente arborea (structural) e indici legati alla componente erbacea (floristic).

I risultati della *Weighted Network Analysis* hanno mostrato che l'interazione tra i due gruppi di indici varia tra e all'interno dei singoli livelli di informazione considerati e che la relazione tra i due gruppi di indici è debole ($p < 0.005$) in tutti i casi. Considerando le connessioni evidenziate (Tabella 2), l'area basimetrica (B.ha, 14.60%), la percentuale di copertura (Can, 12.40%) e la ricchezza di specie dello strato arboreo (SRtr, 12.95%) sono gli indici che hanno mostrato il numero maggiore di interazioni con gli indici della componente erbacea seguiti dalla deviazione standard dei diametri (Sd.D, 9.64%), il coefficiente di variazione dei diametri (CvD, 9.09%) e la biomassa (AGB, 9.37%). Il coefficiente di Gini (Gin.D) e l'indice di Margalef (Mi.B) mostrano delle interazioni con la componente erbacea, seppur in misura minore (6.61% e 6.89% rispettivamente). Nelle regioni biogeografiche alpine e mediterranee non sono state trovate interazioni tra indici strutturali e floristici, mentre per le altre regioni biogeografiche B.ha, AGB,

e CvD sono gli indici con il maggior numero di interazioni (27.69%, 16.92%, 16.92% rispettivamente) (Tabella 2, Figura 5). Riguardo ai tipi di gestione non sono state trovate connessioni tra i due gruppi di indici per i boschi di alto fusto (*High forest - Femelschlag class*) mentre per le altre categorie gestionali, Can (14.58%), SRtr (15.63%), Sd.D (12.50%), Gin.D (12.50%) e B.ha (10.42%) sono gli indici con il maggior numero di interazioni (Tabella 2, Figura 6). Nell'ambito dei tipi forestali Can (13.59%), SRtr (14.56%) e B.ha (12.14%) hanno mostrato il numero maggiore di interazioni seguiti da Sd.D (10.68%) e AGB (11.17%) (Tabella 2, si riporta a titolo di esempio la Figura 7). I boschi di latifoglie sono l'unica categoria in cui i due gruppi di indici sono meno distanti nello spazio bidimensionale, sebbene le interazioni sono deboli. Sono state riportate a titolo di esempio, i risultati della *Weighted Network Analysis* solo per una categoria dei tre livelli di informazione.

Code	Description	Percentage of link with the understory diversity indices			
		Overall	Biogeographical region	Management type	Forest type
Can	Canopy cover (percentage classes)	12,26	4,62	14,58	13,59
SRtr	Species richness of tree layer	13,90	9,23	15,63	14,56
Sd.D	Standard deviation of DBH	9,54	1,54	12,50	10,68
CvD	Coefficient of variation of DBH	8,99	16,92	3,13	9,22
Gin.D	Gini coefficient	6,54	7,69	12,50	3,40
B.ha	Basal area ($m^2 ha^{-1}$)	14,44	27,69	10,42	12,14
AGB	Above ground biomass ($t ha^{-1}$)	9,26	16,92	0,00	11,17
N.ha	Stand density ($n stem ha^{-1}$)	3,81	4,62	5,21	2,91
Mi.B	Margalef index on BA	6,81	4,62	8,33	6,80
m.D	Arithmetic mean of DBH	4,90	4,62	5,21	4,85
H'D	Shannon index of DBH	4,09	0,00	1,04	6,80
DWD	Volume of deadwood ($m^3 ha^{-1}$)	1,63	1,54	0,00	2,43
J.B	Pielou index of BA	0,27	0,00	0,00	0,49
Bpi.B	Berger-Parker index on BA	1,36	0,00	3,13	0,97
H'.B	Shannon index of BA	2,18	0,00	8,33	0,00
D.D	Simpson index of DBH	0,00	0,00	0,00	0,00
D.B	Simpson index of BA	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabella 2 - Percentuale di connessioni (link) tra gli indici relativi alla componente arborea e erbacea (understory diversity indices) nella *Weighted Network Analysis*. I valori percentuali sono riferiti considerando tutti i dati complessivamente (overall) e per i tre livelli di informazione.

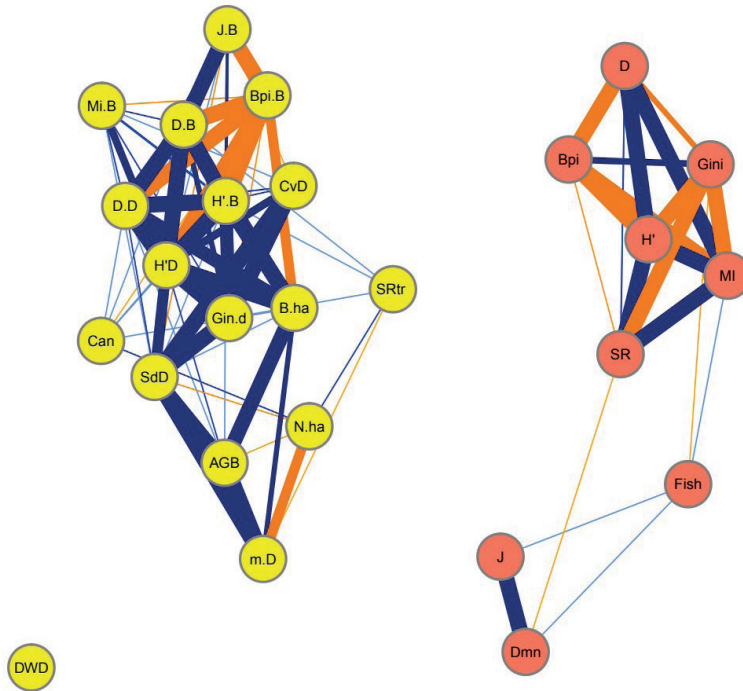


Figure 5 - Risultati della Weighted Network Analysis per la bioregione Alpina.

High forest – Femelschlag

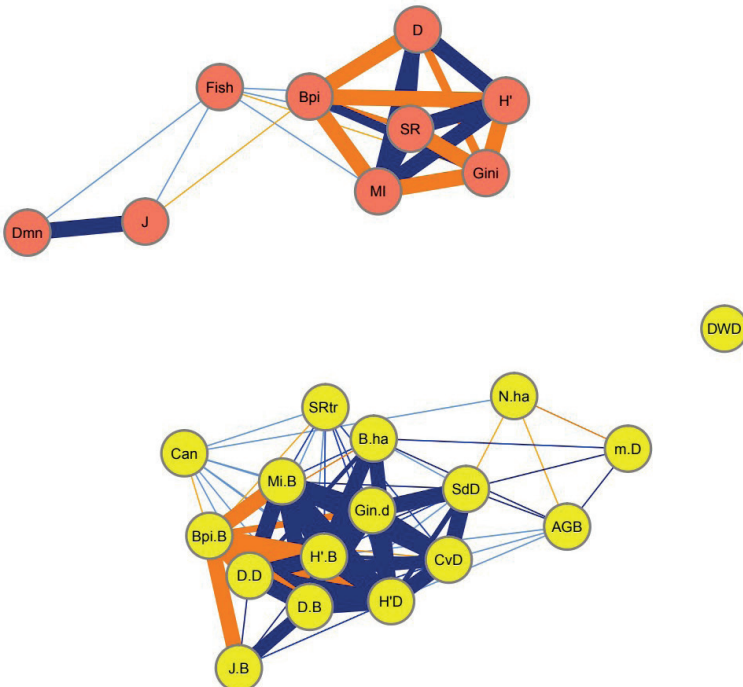


Figura 6 - Risultati della Weighted Network Analysis per il tipo di gestione (classe High Forest).

Boreal forest

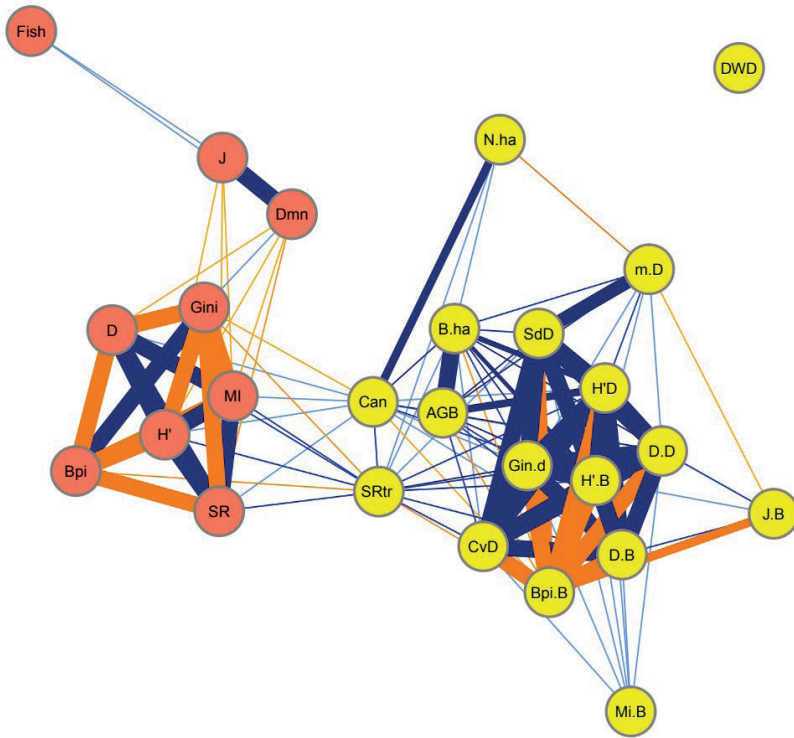


Figura 7 - Risultati della Weighted Network Analysis per il livello di informazione relativo una classe dei Tipi Forestali Europei (Boreal forest).

4. Discussione

Le differenze di ricchezza di specie tra le bioregioni (Figura 2) sono probabilmente dovute alla differenza in termini di pressioni esercitate e impatti come l'alterazione degli habitat, perdita di connettività a causa dell'agricoltura, selvicoltura e infrastrutture (EEA, 2002). Allo stesso tempo una scarsa differenza è dovuta a cambiamenti continui dove le regioni diventano meno ricche in termini di specie e più uniformi e omogenee (EEA, 2002). Il maggior numero di piante vascolari riscontrato nella regione mediterranea seguita dalla regione alpina è un risultato che è stato riportato in altri studi (NAGY *et al.*, 2003; FENU *et al.*, 2017).

La gestione forestale può rappresentare uno dei driver principali per la diversità, poiché modifica la struttura forestale e di conseguenza la diversità del sottobosco (CALSTER *et al.*, 2008; KUTNAR *et al.*, 2016). Gli effetti della gestione variano in relazione al tipo di trattamento selvicolturale e alle condizioni locali. I risultati del presente studio mostrano una dominanza elevata delle singole specie dei boschi cedui mentre i boschi d'alto fusto (*High Forest - Plenterwald class*) evidenziano il maggior numero di specie rilevate (abbondanza di specie). Com'è stato ampiamente dimostrato, i cedui sono caratterizzati da un'elevata diversità specifica a causa

dell'abbondanza di specie legate ai primi stadi successionali (DECOCQ *et al.*, 2004). Va però precisato che nei boschi cedui il numero di specie cambia secondo un gradiente temporale (es. all'aumentare dell'età del ceduo) e specie eliofile e oligotrofiche riducono la loro abbondanza tipica dei primi stadi successionali, lasciando spazio a specie strettamente forestali (nemorali) (DECOCQ *et al.*, 2004; SCOLASTRI *et al.*, 2017).

L'abbondante numero di specie dei boschi termofili di latifoglie è principalmente dovuto a condizioni climatiche miti che determinano la predominanza di boschi misti e boschi misti di latifoglie favorendo una varietà di nicchie ecologiche per molte altre specie vegetali vascolari (EEA, 2006). L'abbondante numero di specie dei boschi alpini di conifere, nonostante il clima rigido e freddo, può essere spiegato dal tipo di gestione come il taglio selettivo che porta alla creazione di piccoli gruppi (EEA, 2006), determinando un importante turnover nella composizione delle specie e nella variazione della struttura del bosco ma anche favorendo la presenza e il mantenimento di specie endemiche e specie-relitto post-glaciali (CASAZZA *et al.*, 2008). I boschi sempreverdi di latifoglie hanno un'importante ricchezza specifica per le quali le influenze antropiche come gli incendi possono determinare un ampio turnover di specie (EEA, 2006). Dal lato opposto, i boschi boreali, dove la temperatura e la lunghezza della stagione vegetativa sono le principali variabili che determinano la composizione e il turnover delle specie (EEA, 2006), hanno i valori minori di ricchezza specifica. Tuttavia, è opportuno specificare che misure e stime basate solo su dati di ricchezza specifica possono portare a equivoci e che le relazioni tra la ricchezza specifica dello strato arboreo e la ricchezza specifica complessiva dovrebbero prendere in considerazione eventuali relazioni dipendenti dalla scala di lavoro (es. GIORGINI *et*

al. (2015) and CAMPETELLA *et al.* (2016)). Sulla base dei risultati ottenuti, le differenze tra e all'interno dei livelli di informazioni considerati (bioregioni, tipi di gestione e tipi forestali) hanno mostrato un effetto sulle correlazioni tra gli indici della componente erbacea e arborea (Figure 5,6,7). Nonostante le connessioni deboli e non significative tra i due gruppi di indici, la copertura percentuale e la ricchezza di specie della componente arborea sono gli indici per cui la componente erbacea sembra avere un legame. Tale aspetto potrebbe dipendere principalmente dal trattamento selvicolturale che crea le condizioni per la sopravvivenza e la crescita di piante "favorite" a seconda degli obiettivi gestionali (JENNINGS *et al.*, 1999; BARBIER *et al.*, 2008). Il grado di copertura e conseguentemente il regime luminoso è uno dei fattori determinanti per i microhabitat all'interno del sistema bosco, ed influenza la composizione vegetale (JENNINGS *et al.*, 1999). Boschi con un'elevata diversità specifica della componente arborea e più in generale i boschi misti, diversificando la disponibilità delle risorse, ospitano una composizione erbacea più eterogenea rispetto ai boschi puri (HILL, 1992; BARBIER *et al.*, 2008). Riguardo la regione biogeografica e i tipi forestali, l'area basimetrica e la biomassa, mostrano delle connessioni con la componente erbacea (percentuale di connessione rispettivamente: 27.69%, 16.92% per la regione biogeografica e 12.14%, 11.17% per i tipi forestali; Tabella 2). Numerosi studi hanno evidenziato gli effetti della densità arborea sulla diversità della componente erbacea (BARBIER *et al.*, 2008). Tuttavia questo effetto può essere interpretato come l'influenza del regime luminoso che può ridurre la complessità del sistema favorendo specie più ubiquitarie e ruderali in caso di regimi luminosi maggiori (BALANDIER *et al.*, 2006). Tra le categorie dei tipi gestionali, gli indici strutturali (deviazione standard dei diametri,

il coefficiente di variazione dei diametri e il coefficiente di Gini) hanno una connessione positiva, seppur debole, con la componente erbacea. E' risaputo che la gestione forestale determina la struttura spaziale del bosco (PRETZSCH, 2010) ed è stato dimostrato che abbia una notevole influenza sulla diversità delle specie vegetali (LENI`ERE AND HOULE, 2006; BURRASCANO *et al.*, 2011). Tuttavia la diversità strutturale non è l'unico fattore che influenza la composizione della componente erbacea alle quali concorrono anche il suolo e il pH (LENI`ERE AND HOULE 2006). Dunque, la composizione erbacea talvolta può essere maggiormente correlata con le operazioni selvicolturali (BARBIER *et al.*, 2008), talvolta con le condizioni ambientali (LENI`ERE AND HOULE, 2006) e talvolta con le specie dello strato arboreo. Il bosco, quale sistema dinamico, dipende da una catena di eventi passati che decisamente influenzano le sue dinamiche future (PRETZSCH, 2010). Sulla base del presente studio, l'uso di indici di diversità strutturale o comunque legati alla componente arborea, come surrogati della diversità totale della comunità vegetale non è opportuno al fine di supportare processi decisionali a scala europea. Come affermato da Noss (1990), un buon indicatore dovrebbe essere sensibile ai cambiamenti, applicabile a più contesti e facile da rilevare. E' stato dunque dimostrato che a livello europeo nessuno degli indici studiati possiede, da solo, le caratteristiche richieste poiché essi spiegano solo una parte della diversità forestale in determinate condizioni ambientali. Le foreste europee variano rispetto alle condizioni ambientali, ai tipi di gestione, al loro utilizzo, alle infrastrutture, alle richieste economiche e al contesto istituzionale (FAO, 2017). L'importanza di monitoraggi a lungo termine è stata evidenziata in molti studi, rilevanti solo in specifiche situazioni (LINDENMAYER AND LIKENS, 2010). Sforzi nazionali maggiori dovrebbero essere inco-

raggiati per promuovere la raccolta di dati sulla diversità a differenti scale e dovrebbe essere individuato un set di indici in grado di adattarsi a scale minori e a determinate circostanze ecologiche.

5. Conclusioni

Informazioni affidabili a differenti scale riguardo i boschi sono necessarie per supportare le istituzioni politiche sovranazionali e gli stakeholders al fine di valorizzare il ruolo delle foreste nella conservazione della biodiversità e nella mitigazione dell'impatto dei cambiamenti climatici. Il presente lavoro evidenzia che (i) i risultati variano ampiamente considerando le bioregioni, il tipo di gestione e i tipi forestali a causa della variazione delle condizioni ambientali locali; (ii) la diversità della componente arborea non può essere usata come proxy per la diversità dell'intera comunità forestale e che i dati tradizionalmente raccolti negli IFN riguardo la diversità strutturale spiegano solo una parte della diversità forestale e infine (iii) è evidente la necessità di consolidare e armonizzare tra loro i piani di monitoraggio forestali nazionali e di definire dei target di indicatori orientati verso specifici obiettivi.

Informazioni confrontabili e consistenti sono elementi chiave per valutare i cambiamenti delle caratteristiche forestali. Un aggiornamento dei processi di raccolta dei dati sulle foreste dovrebbe essere fortemente incoraggiato alla luce di una diversa prospettiva della gestione forestale, in grado di includere informazioni utili a partire dal livello decisionale fino al livello gestionale.

BIBLIOGRAFIA

AAMLID, D., CANULLO, R., AND STARLINGER, F. (2007). *Assessment of GroundVegetation Part VIII. In: Manual on Methods and Criteria for HarmonizedSampling, As-*

essment, *Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests*. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg.

ALBERDI, I., CONDÉS, S., AND MARTÍNEZ-MILLÁN, J. (2010). *Review of monitoring and assessing ground vegetation biodiversity in national forest inventories*. Environmental Monitoring and Assessment, 164(1):649–676. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0919-4>.

BALANDIER, P., COLLET, C., MILLER, J. H., REYNOLDS, P. E., AND ZEDAKER, S. M. (2006). *Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation*. Forestry: An International Journal of Forest Research, 79(1):3–27. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi056>.

BARBIER, S., CHEVALIER, R., LOUSSOT, P., BERGÈS, L., AND GOSSELIN, F. (2009). *Improving biodiversity indicators of sustainable forest management: Tree genus abundance rather than tree genus richness and dominance for understorey vegetation in French lowland oakhornbeam forests*. Forest Ecology and Management, 258:S176–S186. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.09.004>.

BARBIER, S., GOSSELIN, F., AND BALANDIER, P. (2008). *Influence of tree species on understorey vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests*. Forest Ecology and Management, 254(1):1–15. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2007.09.038>.

BERGER, W. H. AND PARKER, F. L. (1970). *Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea Sediments*. Science, 168(3937):1345–1347. <https://doi.org/10.2307/1730033>.

BURRASCANO, S., SABATINI, F. M., AND BLASI, C. (2011). *Testing indicators of sustainable forest management on understorey composition and diversity in southern Italy through variation partitioning*. Plant Ecology, 212(5):829–841. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9866-y>.

CALSTER, H. V., BAETEN, L., VERHEYEN, K., KEER-SMAEKER, L. D., DEKEYSER, S., ROGISTER, J. E., AND HERMY, M. (2008). *Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest*. Forest Ecology and Management, 256(4):519–528. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.042>.

CAMPETELLA, G., CANULLO, R., GIMONA, A., GARADNAI, J., CHIARUCCI, A., GIORGINI, D., ANGELINI, E., CERVellini, M., CHELLI, S., AND BARTHA, S. (2016). *Scale-dependent effects of coppicing on the species pool of late successional beech forests in the central Apennines, Italy*. Applied Vegetation Science, 19(3):474–485. <https://doi.org/10.1111/avsc.12235>.

CASAZZA, G., ZAPPA, E., MARIOTTI, M. G., MEDAIL, F., AND MINUTO, L. (2008). *Ecological and historical factors affecting distribution pattern and richness of endemic plant species: the case of the Maritime and Ligurian Alps hotspot*. Diversity and Distributions, 14(1):47–58. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00412.x>.

CHIRICI, G., MCROBERTS, R. E., WINTER, S., BERTINI, R., BRANDLI, U.-B., ASENSIO, I. A., BASTRUP-BIRK, A., RONDEUX, J., BARSOUM, N., AND MARCHETTI, M. (2012). *National Forest Inventory Contributions to Forest Biodiversity*

Monitoring. Forest Science, 58(3):257–268. <https://doi.org/10.5849/forsci.12-003>.

CLARKE, K., LEWIS, M., AND OSTENDORF, B. (2011). *Additive partitioning of rarefaction curves: Removing the influence of sampling on species diversity in vegetation surveys*. Ecological Indicators, 11(1):132–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.07.002>.

CLIFFORD, T. AND STEPHENSON, W. (1975). *An Introduction to Numerical Classification*. Academic Press, London.

CORONA, P., CHIRICI, G., MCROBERTS, R. E., WINTER, S., AND BARBATI, A. (2011). *Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring*. Forest Ecology and Management, 262(11):2061–2069. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.044>.

DECOCQ, G., AUBERT, M., DUPONT, F., ALARD, D., SAGUEZ, R., WAITEZ-FRANGER, A., FOUCAULT, B. D. E., DELELIS-DUSOLLIER, A., AND BARDAT, J. (2004). *Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems*. Journal of Applied Ecology, 41(6):1065–1079. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x>.

EEA (2002). *Europe's biodiversity - biogeographical regions and seas*. Report No 1/2002. Technical report, European Environment Agency.

EEA (2006). *European forest types Categories and types for sustainable forest management reporting and policy*. Technical report, European Environment Agency; Technical report No 9/2006.

EEA (2016). *The biogeographical regions dataset*.

EPSKAMP, S., COSTANTINI, G., HASLBECK, J., CRAMER, A. O. J., WALDRUP, L., SCHMITTMANN, V., AND BORSBOOM, D. (2018). *Graph Plotting Methods, Psychometric Data Visualization and Graphical Model Estimation*. R package.

EUROSTAT (2014). *Glossary: Statistical indicator*.

FAO (2017). *Voluntary guidelines on National Forest Monitoring*. Technical report, Rome.

FENU, G., BACCHETTA, G., GIACANELLI, V., GARGANO, D., MONTAGNANI, C., ORSENIGO, S., COGONI, D., ROSSI, G., CONTI, F., SANTANGELO, A., PINNA, M. S., BARTOLUCCI, F., DOMINA, G., ORIOLO, G., BLASI, C., GENOVESI, P., ABELI, T., AND ERCOLE, S. (2017). *Conserving plant diversity in Europe: outcomes, criticisms and perspectives of the Habitats Directive application in Italy*. Biodiversity and Conservation, 26(2):309–328. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1244-1>.

FISHER, R. A., CORBET, A. S., AND WILLIAMS, C. B. (1943). *The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population*. Journal of Animal Ecology, 12(1):42–58. <https://doi.org/10.2307/1411>.

FRUCHTERMAN, T. AND REINGOLD, E. (1991). *Graph drawing by force-directed placement*. Software - Pract. Exp., 21:129–1164.

FULLER, M. M., WAGNER, A., AND ENQUIST, B. J. (2008). *Using network analysis to characterize forest structure*. Natural resource modeling, 21(2):225–247. <https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.2008.00004.x>.

- GAO, T., HEDBLÖM, M., EMILSSON, T., AND NIELSEN, A. B. (2014). *The role of forest stand structure as biodiversity indicator*. *Forest Ecology and Management*, 330:82–93. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2014.07.007>.
- GILLIAM, F. AND ROBERTS, M. (2003). *Linkage, Interactions between the herba-coeus layer and overstorey canopy of eastern forests: A mechanism for*. In Gilliam, F. and Roberts, M., editors, *The Herbaceous Layer in Forests of Eastern North America*, pages 198–223. OXFORD University Press, New York.
- GILLIAM, F. S. (2007). *The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems*. *BioScience*, 57(10):845–858. <https://doi.org/10.1641/B571007>.
- GINI, C. (1921). *Measurement of Inequality of Incomes*. *The Economic Journal*, 31(121):124–126. <https://doi.org/10.2307/2223319>.
- GIORGINI, D., GIORDANI, P., CASAZZA, G., AMICI, V., MARIOTTI, M. G., AND CHIARUCCI, A. (2015). *Woody species diversity as predictor of vascular plant species diversity in forest ecosystems*. *Forest Ecology and Management*, 345:50–55. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.02.016>.
- GOTELLI, J. N. AND COLWELL, K. R., (2001). *Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness*. *Ecology Letters*, 4(4):379–391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>.
- HILL, M. (1992). *Mixtures as habitats for plants*. In Cannell, M., Malcolm, D., and Robertson, P., editors, *The Ecology of Mixed-species Stands of Trees*, pages 301–302. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- JENNINGS, S. B., BROWN, N. D., AND SHEIL, D. (1999). *Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures*. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 72(1):59–74. <https://doi.org/10.1093/forestry/72.1.59>.
- KOELLNER, T., HERSPERGER, A. M., AND WOHLGEMUTH, T. (2004). *Rarefaction Method for Assessing Plant Species Diversity on a Regional Scale*. *Ecography*, 27(4):532–544.
- KUME, A., SATOMURA, T., TSUBOI, N., CHIWA, M., HANBA, Y. T., NAKANE, K., HORIKOSHI, T., AND SAKUGAWA, H. (2003). *Effects of understorey vegetation on the ecophysiological characteristics of an overstorey pine, Pinus densiflora*. *Forest Ecology and Management*, 176(1):195–203. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00282-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00282-7).
- KUTNAR, L., ELER, K., AND MARINSEK, A. (2016). *Effects of different sil-vicultural measures on plant diversity—the case of the illyrian Fagus sylvatica habitat type (Natura 2000)*. *IForest*, 9(APR2016):318–324. <https://doi.org/10.3832/ifor1587-008>.
- LENIÈRE, A. AND HOULE, G. (2006). *Response of herbaceous plant diversity to reduced structural diversity in maple-dominated (Acer saccharum Marsh.) forests managed for sap extraction*. *Forest Ecology and Management*, 231(1-3):94–104. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2006.05.024>.
- LINDENMAYER, D. B. (1999). *Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs*. *Forest Ecology and Management*, 115(2):277–287. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00406-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00406-X).
- LINDENMAYER, D. B. AND LIKENS, G. E. (2010). *The science and application of ecological monitoring*. *Biological Conservation*, 143(6):1317–1328. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.02.013>.
- LINDGREN, P. M., RANSOME, D. B., SULLIVAN, D. S., AND SULLIVAN, T. P. (2006). *Plant community attributes 12 to 14 years following precommercial thinning in a young lodgepole pine forest*. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(1):48–61. <https://doi.org/10.1139/x05-228>.
- MAGURRAN, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Wiley-Blackwell.
- MCPFE (2002). *Improved pan-European indicators for sustainable forest management*. Technical report, Vienna: MCPFE Liaison Unit.
- MITCHELL, R. J., KEITH, A. M., POTTS, J. M., ROSS, J., REID, E., AND DAWSON, L. A. (2012). *Overstorey and understorey vegetation interact to alter soil community composition and activity*. *Plant and Soil*, 352(1):65–84. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0980-y>.
- NAGY, L., GRABHERR, G., KÖRNER, C., AND THOMPSON, D. B. (2003). *Alpine Biodiversity in Europe*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Berlin, ecological edition.
- NEUMANN, M. AND STARLINGER, F. (2001). *The significance of different indices for stand structure and diversity in forests*. *Forest Ecology and Management*, 145(1-2):91–106. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00577-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00577-6).
- NEWMAN, M. E. J. (2002). *Assortative mixing in networks*. *Phys. Rev. Lett.*, 89(208701). <https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.89.208701>.
- NILSSON, M.-C. AND WARDLE, D. A. (2005). *Understorey vegetation as forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(8):421–428. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0421:UVAAFE\]2.0.CO](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0421:UVAAFE]2.0.CO).
- NOSS, R. F. (1990). *Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach*. *Conservation Biology*, 4(4):355–364.
- R CORE TEAM (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- PIELOU, E. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. New York.
- PRETZSCH, H. (2010). *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-88307-4>.
- SCOLASTRI, A., CANCELLIERI, L., IOCCI, M., AND CUTINI, M. (2017). *Old coppice versus high forest: the impact of beech forest management on plant species diversity in central Apennines (Italy)*. *Journal of Plant Ecology*, 10(2):271–280. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw034>.
- SHANNON, E. C. (1948). *A Mathematical Theory of Communication*. *Bell System Technical Journal*, 27(3):379–

423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.

SIMPSON, E. H. (1949). *Measurement of Diversity*. Nature, 163:688. <http://dx.doi.org/10.1038/163688a0>.

WGFB (2011). *The BioSoil forest biodiversity manual*, Version 1.0/1.1/1.1A. In Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, editor, Evaluation of BioSoil Demonstration Project: Forest Biodiversity. Publications Office of the European Union, chapter The BioSoil, pages 81–102. <https://doi.org/10.2788/84823>.

WHITTAKER, R. H. (1972). *Evolution and Measurement of Species Diversity*. Taxon, 21(2/3):213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>.

Marta Galluzzi

Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA)

Centro di ricerca Foreste e Legno,

Viale S. Margherita, 80, 52100 Arezzo (AR), Italia.

E-Mail: marta.galluzzi@crea.gov.it

Duccio Rocchini

Università di Bologna, Dipartimento di Scienze

Biologiche, Geologiche e Ambientali

Piazza di Porta S. Donato 1, Bologna.

E-Mail: duccio.rocchini@unibo.it

Roberto Canullo

Università di Camerino, Dipartimento di
Diversità Vegetale e Gestione Ambientale,

Camerino, MC, Italia.

E-Mail: roberto.canullo@unicam.it

Gherardo Chirici

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie,
Alimentari, Ambientali e Forestali (DAGRI),

Via San Bonaventura, 13 50145 Firenze, Italia.

E-Mail: gherardo.chirici@unifi.it

PAROLE CHIAVE: *Biodiversità; struttura forestale; monitoraggio.*

RIASSUNTO

Decisioni politiche basate su dati concreti sono necessarie al fine di mantenere il ruolo che le foreste svolgono nella conservazione della biodiversità e dei servizi ecosistemici. Numerosi accordi internazionali richiedono di

valutare le risorse forestali e le loro dinamiche nel tempo, passaggio chiave per lo sviluppo di strategie politiche. Nell'ambito degli Inventari Forestali Nazionali, la valutazione della composizione delle specie arboree e della loro struttura sono considerati indici di diversità, nonostante la componente erbacea abbracci una ricchezza specifica maggiore rispetto agli strati arborei. Questo studio si propone l'obiettivo di valutare le relazioni e le connessioni tra la componente erbacea e la componente arborea considerando sia indici di diversità strutturale che floristica, attraverso l'utilizzo di una network analysis, dove il sistema di relazioni viene rappresentato graficamente. Sono stati utilizzati i dati relativi alla componente arborea ed erbacea di 2789 plot campionati nell'ambito del progetto BioSoil sviluppato all'interno del livello I della rete ICP Forest e raccolti nel LI-BioDiv database. Sono state altresì considerate per i vari plot, i seguenti livelli di informazione relativi alla regione biogeografica, al tipo di gestione e al Tipo Forestale Europeo. Le relazioni tra la componente arborea e erbacea hanno messo in evidenza la presenza di una correlazione debole e scarsa tra di esse anche all'interno dei tre livelli di informazione considerati. Questo studio ha dimostrato che a livello europeo gli indici di diversità floristica e strutturale sono complementari e che rappresentano parte delle componenti della diversità forestale. Sulla base dei risultati ottenuti la diversità della componente arborea non può essere considerata come un proxy della diversità dell'intera comunità forestale.

KEY WORDS: *Biodiversity; stand structure; monitoring.*

ABSTRACT

Evidence-based policies are necessary to support the role of forests in the conservation of biodiversity and provisioning of ecosystem services. Assessing forest resources and their trends over time is required by many international agreements, and is a key step in developing policy strategies. In the context of National Forest Inventories, measures of tree species composition and structure are considered as possible biodiversity indices, despite ground vegetation usually having greater species richness than other forest strata. This study is aimed at evaluating relationships and connections between the overstory and understory by considering both stand structure and diversity indices, through a network analysis in which the system takes the form of a network or "graph". We used tree-related and ground vegetation data from 2789 plots collected as part of the BioSoil project through the ICP Forests Level I network and stored in the LI-BioDiv database. Additional information levels such as biogeographical region, forest management type and European Forest Type were also considered. The relationships among the structural and diversity measures showed few and weak correlations between overstory and understory diversity over the additional information levels. We demonstrated that at European level the overstory and understory indices are complementary, and they explain forest diversity components. Based on these results, overstory diversity cannot be considered as a proxy for the diversity of the entire forest plant community.