

EFFETTI DELLA FRAMMENTAZIONE SULLA BIODIVERSITÀ VEGETALE DELLE FORMAZIONI BOSCHIVE IN AMBITO ANTROPIZZATO

PATRIZIA DIGIOVINAZZO^{1,2}, FRANCESCO GENTILE FICETOLA², EMILIO PADOA-SCHIOPPA²,
LUCIANA BOTTONI², CARLO ANDREIS¹

Parole chiave – Lombardia, boschi mesofili, indicatori nemorali.

Riassunto – Scopo del presente studio è la stima della relazione tra un gruppo di indicatori nemorali e alcuni parametri morfo-strutturali del frammento boschivo (area, forma, distanza) in un'area particolarmente frammentata della porzione nord-ovest della Lombardia. Al fine di ottenere il gruppo di indicatori nemorali sono state selezionate specie perenni a partire da rilievi effettuati nella parte meno frammentata dell'area di studio, caratteristiche o differenziali di *Fagetalia sylvaticae*, *Carpinion betuli* o *Erythronio-Carpinion*, con appropriati valori degli indici L e H di Landolt. Successivamente sono state analizzate le relazioni esistenti tra il gruppo di indicatori e le caratteristiche morfo-strutturali di boschi censiti nella porzione più frammentata dell'area di studio. Il modello GLM mostra una forte relazione tra la dimensione del frammento e il numero degli indicatori, mentre il modello GAM evidenzia una relazione non lineare tra le due variabili. Tale modello suggerisce la presenza di una soglia ecologica oltre la quale il numero degli indicatori non aumenta all'aumentare della superficie boschiva.

Key words – Lombardy Region, mesophylous forests, woodland indicators.

Abstract – Fragmentation effects on floristic biodiversity in suburban forests. The aim of the present study is to assess the relationship between several woodland indicators and features of forest patches, in a fragmented portion of north-western Italy (Lombardy).

In order to obtain a group of floristic indicators, we chose perennial herbs characteristic of the phytosociological syntaxa *Fagetalia sylvaticae*, *Carpinion betuli* and *Erythronio-Carpinion*, with suitable Landolt L and H index, coming from previous relevés in a conserved area. Then we analyzed the relationship between richness of indicators and the features (patch size, shape, connectivity) of forest patches recorded in a fragmented study area. Generalized linear models showed that the number of forest indicators was positively related to fragment size and connectivity. Generalized Additive Models showed that the relationship between indicator richness and fragment size was nonlinear. The number of forest indicators increased until 35-40 ha and above this size the richness was almost constant. The identification of a threshold in the relationship between patch area and indicators suggests an abrupt response to changing landscape features; using thresholds in landscape planning can allow a quantitative estimation of optimal patch size.

INTRODUZIONE

Le formazioni vegetali in Pianura Padana sono sempre più compromesse dalla continua espansione di nuclei abitati. Se si osservano foto aeree di alcune decine di anni fa o mappe catastali dei secoli scorsi, si può notare come l'aspetto del paesaggio delle principali aree urbane (ad esempio l'*hinterland* di Milano, oppure il territorio della Brianza) abbia subito radicali mutamenti. Le formazioni forestali, in particolare, hanno subito una grande diminuzione e sono confinate in nuclei relitti, fasce boscate o addirittura semplici filari. Non solo, le infrastrutture e gli insediamenti creati dall'uomo frammentano il territorio naturale circostante causando una discontinuità tra i singoli spazi verdi rimasti, ridotti in nuclei tra loro scarsamente comunicanti. La frammentazione può infatti comportare processi negativi, tra cui la scomparsa o la riduzione di un

habitat (*habitat loss and reduction*), il suo progressivo isolamento (*habitat isolation*) e un aumento sia dell'effetto margine (*edge effect*) che degli ecosistemi banali (FORMAN, 1995; LAURANCE, 2002). Quando il processo di frammentazione viene portato all'estremo e la superficie degli habitat residui viene eccessivamente ridotta, le specie stenoece, legate alla parte di habitat più interno e meno soggetto a disturbi, non riescono a disperdersi né a riprodursi (OPDAM *et al.*, 1994).

Il presente studio si è concentrato in Brianza, una porzione di territorio densamente sfruttata dall'uomo compresa tra le province di Como, Lecco e la neo-provincia di Monza e Brianza. In tali contesti si è affrontato il problema ecologico della riduzione della superficie boschiva e la conseguente diminuzione del numero di specie vegetali esigenti in fatto di ombrosità, nonché la loro possibilità di conservazione nei frammenti boschivi esistenti. A questo scopo nel presente studio è

¹Università Statale degli Studi di Milano, Dipartimento di Biologia, Via Celoria 26, 20133 Milano.

²Università Statale Milano-Bicocca, Dipartimento Scienze dell'Ambiente e del Territorio, P.zza Ateneo Nuovo 1, 20126 Milano.

E-mail: patrizia.digiovinazzo@unimib.it

stato individuato un gruppo di specie erbacee nemorali come indicatore del grado di conservazione del bosco. Questo gruppo di indicatori è stato poi messo in relazione con alcuni parametri morfo-strutturali del bosco (ampiezza, forma, distanza) al fine di verificarne eventuali connessioni.

AREA DI STUDIO

L'area di studio è costituita dalla Brianza, territorio compreso tra le province di Monza e Brianza, Como e Lecco. L'area si estende a nord fino ai cordoni morenici più recenti tra i laghi briantei di Alserio (CO), Pusiano (CO) ed Annone (LC); a est comprende le colline del Monte di Brianza e di Montevecchia (LC) spingendosi fino al fiume Adda; a sud arriva fino ai terrazzi fluvio-glaciali collocati a nord di Monza (MB) e a ovest fino al fiume Olona (figura 1).

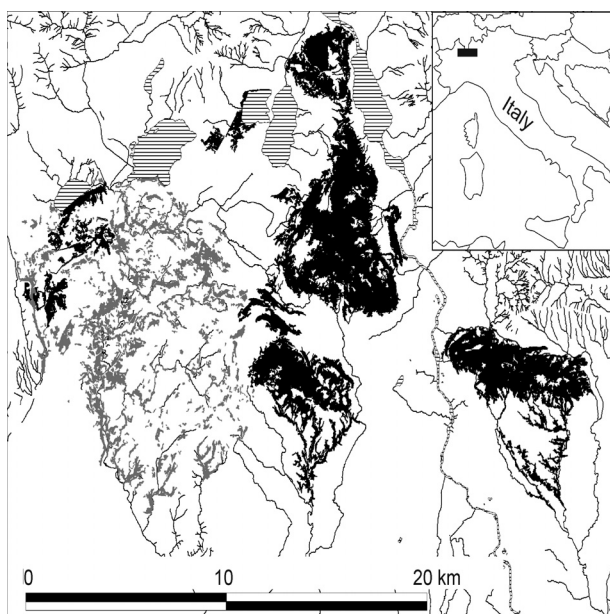


Fig. 1. Area di studio. In nero i boschi meno frammentati del territorio della Brianza in cui è stato selezionato il gruppo di specie nemorali, in grigio i boschi più frammentati censiti nella seconda parte della ricerca.

L'area in oggetto è costituita principalmente dai cordoni morenici mindeliani, rissiani e würmiani e dalle ultime propaggini dei terrazzi fluvio-glaciali (ERSAL, 1999a, b). Le tracce più esterne formano un allineamento pressoché continuo di argini morenici a nord di Monza (morenico mindeliano), mentre l'area di morenico intermedio (morenico rissiano) si colloca in una fascia ristretta di territorio di circa 1000-1500 m di ampiezza, con colline discontinue senza una direzione preferenziale (ERSAL, 1999a). Verso nord i

cordoni morenici più recenti (würmiani) sono meno alterati e discontinui.

Secondo TOMASELLI et al. (1973) il territorio studiato è caratterizzato da un clima temperato, compreso nella regione mesaxerica, sottoregione ipomesaxerica, tipo C. Le precipitazioni annue vanno da una media di 1500 mm per la zona del Lago di Montorfano (CO) a 1100 mm per Monza, sono caratterizzate da due picchi principali di precipitazioni primaverile (massimo) ed autunnale.

Le temperature medie annue sono comprese tra 10 e 13°C, le temperature del mese più caldo vanno da 25°C (Monza) a 20,9°C a Merate (Lc) (dati reperiti presso l'Istituto Idrografico del Po).

MATERIALI E METODI

Lo studio è stato realizzato in tre fasi. Innanzitutto è stato individuato un gruppo di indicatori erbacei nemorali in un'area poco frammentata della Brianza, a partire da un nutrito gruppo di rilievi fitosociologici di quercu-carpineti già disponibile (BELTRACCHINI, 2000; DIGIOVINAZZO 2000; ROVELLI, 2000). A tal fine sono state scelte specie perenni geofite ed emicriptofite secondo RAUNKIAER (1934) (WHIGHAM, 2004), caratteristiche dei *syntaxa* fitosociologici *Fagetalia sylvaticae* Pawl. in Pawl. et al. 1928 e *Carpinion betuli* Issler 1931 (MUCINA et al., 1993; OBERDORFER 1964 e 1992, MARINEK et al., 2000) e *Erythronio-Carpinion* (Horvat 1958) Marincek in MUCINA et al. (1993), con frequenza > 20%, con indice di Landolt L ≤ 2 e indice di Landolt H ≥ 4 (LANDOLT, 1977).

Successivamente sono stati rilevati 94 boschi mesofili con il metodo fitosociologico di Braun-Blanquet, in una porzione particolarmente frammentata della Brianza. Infine sono state condotte analisi statistiche tra il numero di indicatori presenti in questi frammenti boschivi e alcuni parametri morfo-strutturali del bosco, tra cui la superficie, la forma misurata con l'indice $\gamma = (2 \sqrt{\pi A}) / P$ (FORMAN, 1995) e la distanza con il frammento più vicino (isolamento: MCGARIGAL E MARKS, 1995, ArcGis 9.2).

Per valutare la relazione tra le variabili sono stati usati i *generalized linear models* (GLMs), assumendo una distribuzione dell'errore poissoniana.

L'eventuale relazione non lineare tra il numero di indicatori erbacei e le variabili indipendenti dei frammenti è stata poi misurata attraverso i *general additive models* (GAMs), assumendo una distribuzione dell'errore poissoniana e utilizzando il programma R 2.5 (R Development Core Team) and SPSS 15 (© 2006).

RISULTATI

Le analisi sopra descritte hanno permesso l'individuazione di un gruppo di 16 indicatori erbacei nemorali (tabella 1). Le specie più frequenti sono *Anemone nemorosa* L., *Polygonatum multiflorum* (L.) All. e *Primula vulgaris* Hudson, presenti pressoché in quasi tutti i frammenti rilevati, mentre le meno frequenti sono *Aruncus dioicus* (Walter) Fernald, *Circaea lutetiana* L., *Salvia glutinosa* L., *Luzula nivea* (L.) Lam. et Dc. Il risultato dell'analisi attraverso il GLM mostra che la ricchezza di indicatori è strettamente correlata alla

superficie del frammento ($P < 0.0001$), mentre la correlazione con l'isolamento è negativa e prossima alla significatività ($P = 0.06$). La forma del frammento, risultata strettamente correlata con la superficie (test di correlazione di Pearson $r = -0.853$; $P < 0.01$), non è stata presa in considerazione nelle analisi statistiche. I modelli generali additivi mostrano la non linearità tra il numero di indicatori e la superficie del frammento: da una prima analisi qualitativa si osserva che il numero degli indicatori non cresce sopra 35-40 ettari, ma ulteriori elaborazioni statistiche che possano confermare il dato sono in corso.

specie	Fitosoc.	F. Biol.	Indice H	Indice L	frequenza (%)
<i>Anemone nemorosa</i> L.	F	G RHIZ	4	2	87.5
<i>Aruncus dioicus</i> (Walter) Fernald	C	H SCAP	3	2	23.6
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	F	H CAESP	4	3	34.3
<i>Carex sylvatica</i> Hudson	F	H CAESP	4	1	40.7
<i>Circaea lutetiana</i> L.	F	H SCAP	4	2	23.1
<i>Euphorbia dulcis</i> L.	F	G RHIZ	3	2	51.4
<i>Geranium nodosum</i> L.	E	G RHIZ	3	2	60.2
<i>Lamiastrum galeobdolon</i> (L.) Ehrend. et Polatschek	F	H SCAP	4	1	68.5
<i>Luzula nivea</i> (L.) Lam. et DC.	F	H CAESP	4	2	20.1
<i>Oxalis acetosella</i> L.	C	G RHIZ	4	1	38.9
<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	F	G RHIZ	4	2	78.7
<i>Primula vulgaris</i> Hudson	E	H ROS	4	3	72.7
<i>Pulmonaria officinalis</i> L.	F	H SCAP	-	5*	43.1
<i>Salvia glutinosa</i> L.	C	H SCAP	4	2	23.1
<i>Symphytum tuberosum</i> L.	F	G RHIZ	4	2	49.5
<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Boreau	F	H SCAP	4	2	32.4

Tab. 1 - Elenco delle specie erbacee nemorali selezionate.

Fitosoc. = F: *Fagetalia sylvaticae*; C: *Carpinion betuli*; E: *Erythronio-Carpinion*. F. Biol. = G: geofite; H: emicriptofite; RHIZ: rizomatose; SCAP: scapose; CAESP: cespitose; ROS: rosulate. Indice H Landolt = 3: suolo mediamente ricco di humus, 4: suolo molto ricco di humus.

Indice L Landolt = 1: specie molto sciafile, 2: specie sciafile, 3 = specie piuttosto sciafile. *: Indice L di Ellenberg adattato da Pignatti (2005).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Gli indicatori erbacei selezionati sono costituiti da emicriptofite (10 specie) e da geofite (6 specie). Si tratta soprattutto di specie caratteristiche o differenziali dell'ordine *Fagetalia sylvaticae*, in alcuni casi di *Carpinion betuli* e, solo nel caso di *Primula vulgaris* e *Geranium nodosum*, di *Erythronio-Carpinion*. Per tutte le specie gli indici sono stati tratti dagli elenchi di Landolt, ad eccezione di *Pulmonaria officinalis* per la quale, non essendo disponibili né l'indice L né l'indice H di Landolt, è stato utilizzato l'indice L di Ellenberg adattato da PIGNATTI (2005).

Queste specie sono state selezionate a priori, par-

tendo da un gruppo di rilievi effettuato in boschi della Brianza poco frammentati e con una copertura di *Carpinus betulus* e *Quercus robur* pari almeno al 20% e selezionando le specie in base alle caratteristiche autoecologiche proprie delle piante nemorali (WHIGHAM, 2004; VERHEYEN *et al.*, 2003; HERMY *et al.*, 1999). Si assume quindi che la loro presenza indichi un bosco in buono stato di conservazione.

Ulteriore risultato delle prime elaborazioni è stata l'identificazione di una relazione non lineare tra gli indicatori nemorali e la superficie del frammento boschivo. Il grafico ottenuto (Fig. 2) suggerisce la presenza di una risposta repentina alle variazioni del paesaggio forestale e, in particolare, di una "soglia" oltre la quale

il numero degli indicatori non aumenta all'aumentare della superficie boschiva. Questa soglia ecologica (FAHRIG, 2002; HUGGETT, 2005) potrebbe quindi essere assunta come la quantità ottimale di habitat necessaria per la sopravvivenza delle specie nemorali.

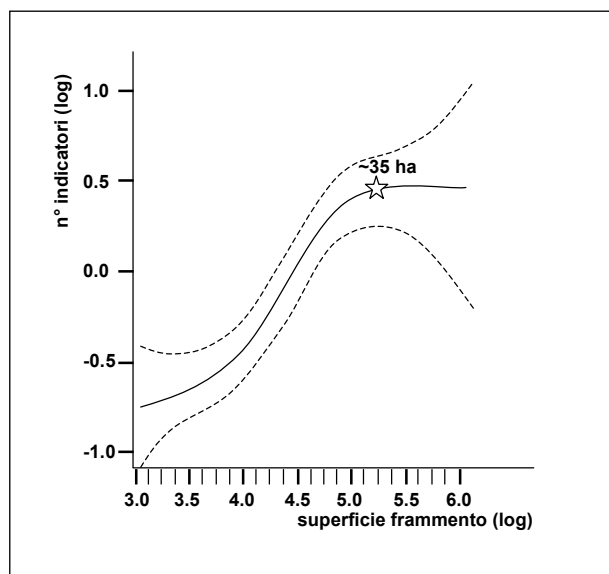


Fig. 2 - Relazione tra il numero di indicatori e la superficie del frammento boschivo. L'asterisco segna la soglia individuata visivamente, al di sopra della quale il numero degli indicatori non aumenta in modo significativo.

L'utilizzo delle soglie potrebbe rivelarsi un metodo molto valido per stimare la quantità minima di superficie necessaria per la conservazione dei frammenti boschivi e, di conseguenza, per coadiuvare le proposte di pianificazione territoriale degli amministratori locali.

In un paesaggio altamente frammentato come quello analizzato nel presente studio, due processi sono particolarmente dannosi per la conservazione degli habitat: la continua riduzione di spazi verdi impedisce l'espansione della vegetazione spontanea e la fram-

mentazione crea una situazione di isolamento degli habitat tale per cui la sopravvivenza di molte specie di flora (e, naturalmente, di fauna) risulta minacciata.

Per contrastare queste criticità è necessario intervenire con una gestione oculata del territorio e con proposte mirate ad aumentare non solo la quantità, ma anche la qualità delle nuove formazioni boschive, soprattutto nell'*hinterland* delle maggiori città pianiziali, dove la situazione ambientale appare più compromessa. Una corretta pianificazione territoriale deve valutare la realizzazione di nuovi boschi nelle aree metropolitane sotto l'aspetto architettonico e urbanistico, ma deve anche prevedere un'accurata progettazione delle aree stesse a livello naturalistico ed ecopaesistico, in modo tale che la loro realizzazione risulti efficace, che la manutenzione da parte dell'uomo sia gradualmente sostituita da processi di automantenimento insiti nell'ecosistema stesso e che le connessioni ecologiche con gli altri elementi seminaturali limitrofi siano facilitate.

I risultati fin qui ottenuti aiutano a comprendere quali siano le caratteristiche morfo-strutturali di un bosco perché sia in grado di mantenere la propria funzionalità ecologica, ma naturalmente non sono sufficienti per creare linee guida in grado di supportare la progettazione di nuovi polmoni verdi. Occorre proseguire con l'elaborazione dei dati e arricchire i risultati con le metodologie di ecologia del paesaggio, in modo da integrare il frammento boschivo che si vuole andare a realizzare con il contesto ambientale in cui esso è inserito. I progetti di afforestazione portati avanti dalle amministrazioni provinciali e regionali talvolta tengono conto di questa "visione integrata" del frammento boschivo (LASSINI *et al.*, 2007) ed occorre proseguire in questa direzione per favorire lo sviluppo di un sistema paesistico in cui si possano ricucire, per quanto possibile, gli strappi ecologici causati dalla frammentazione antropica.

BIBLIOGRAFIA

- BELTRACCHINI M., 2000. Vegetazioni mesofile dell'alleanza *Carpinion* nella Brianza orientale e sul Monte Canto. Tesi, Milano. Università degli Studi di Milano.
- DIGIOVINAZZO P., 2000. Vegetazioni boschive mesofile del *Carpinion* sui cordoni morenici della Brianza centro-occidentale. Tesi, Milano. Università degli Studi di Milano.
- ERSAL, 1999a. I Suoli della Brianza comasca e lecchese. ERSAL, Milano.
- ERSAL, 1999b. I Suoli della pianura milanese settentrionale. ERSAL, Milano.
- FAHRIG L., 2002. Effects of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12(2): 346-353.
- FORMAN R.T.T., 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 pp.
- HERMY M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM C., LAWESSON J.E., 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, 91: 9-22.
- HUGGETT A.J., 2005. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 124: 301-310.
- LANDOLT E., 1977. Okologische zeigerwerte zur schweizer flora. Ver. Geobot. Inst. Rubel, Zurich.
- LASSINI, P., MONZANI, F., PILERI, P., 2007. A green vision for the renewal of the Lombardy landscape. In Pedrolì, B., Van Doorn, A., De Blust, G., Paracchini, M.L., Wascher, D., Bunce, F. (Eds.), Europe's living landscapes. Essays exploring our identity in the countryside (pp. 83-100). Landscape Europe, Wageningen/KNNV Publishing, Zeist.
- LAURANCE W.F., 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science*, 13: 595-602.
- MARINCEK L. E. CARNI A., 2000. Die Unterverbände der Hainbuchwälder des Verbandes Erythronio-Carpinion betuli (Horvat 1938) Marinček in Wallnofer, Mucina e Grass 1993. *Scopolia*, 45: 1-20.
- MCGARIGAL, K. E. MARKS, B.J., 1995. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon.
- MUCINA L., GRABHERR G., WALLNÖFER S., 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs Teil III: Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart – New York: 353 pp.
- OBERDORFER E., 1964. Der insubrische vegetationskomplex, seine Struktur und Abrenzung gegen die submediterrane Vegetation in Oberitalien und in der Südschweiz. *Beitr. naturk. Forsch. SW-Deutschl.*, 23 (2): 141-187.
- OBERDORFER E., 1992. Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil IV: Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, New York: 580 pp.
- OPDAM P., FOPPEN R., REIJEN R., SCHOTMAN A., 1994. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis*, 137: 139-146.
- PIGNATTI S., 2005. Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia*, 39: 3-97.
- RAUNKIAER C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon, Oxford.
- ROVELLI P., 2000. Formazioni boschive dell'Alta Pianura Padana inquadabili nella potenzialità del *Carpinion betuli* Issl. 31 em. Oberd. 53. Discussione di Dottorato. Università degli Studi di Milano.
- TOMASELLI R., BALDUZZI A., FILIPELLO S., 1973. Carta bioclimatica d'Italia. Min.Agric.Foreste Collana Verde, 33: 1-24.
- VERHEYEN K., HONNAY O., MOTZKIN G., HERMY M., FOSTER D.R., 2003. Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology*, 91(4): 563-577.
- WHIGHAM D.F., 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35: 583-621.