

Analisi delle relazioni tra struttura forestale e del paesaggio per la conservazione della pseudomacchia del PR dei Colli Euganei (PD)

Emanuele Lingua (*), Carlo Jacopo Zeffiro (*), Matteo Garbarino (**), Raffaella Marzano (**)

(*) Dipartimento TESAF, Università di Padova, Viale dell'Università 16, 35020 Legnaro (PD), Tel. 049 8272711
Fax 049 8272713, emanuele.lingua@unipd.it, czeffo@libero.it

(**) Dipartimento AGROSELVITER, Università di Torino, Via L. da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO)
Tel. 011 6705535, Fax: 011 6705556, matteo.garbarino@unito.it, raffaella.marzano@unito.it

Riassunto

La pseudomacchia mediterranea è una formazione termoxerofila, la cui composizione specifica, pur con un generale impoverimento degli elementi stenomediterranei, ricorda la macchia mediterranea. Probabile relitto di un paleo clima precedente le glaciazioni e isolata da zone tipicamente mediterranee, deve la sua attuale presenza a particolari condizioni microclimatiche favorevoli. All'interno del Parco Regionale dei Colli Euganei, la pseudomacchia occupa una superficie di circa 113 ha, corrispondente al 2,14% della superficie boscata. Per la sua particolarità di formazione extrazonale, assume un particolare significato naturalistico e biogeografico.

Obiettivo principale del lavoro è individuare eventuali relazioni tra la struttura a livello di popolamento e quella a livello di paesaggio allo scopo di definire opportune strategie gestionali per la salvaguardia della pseudomacchia.

L'approccio utilizzato prevede il ricorso ad analisi in ambiente GIS per individuare i punti di campionamento in cui effettuare i rilievi di campo (parametri dendrometrici e strutturali) e successivamente per il calcolo di *landscape metrics*, finalizzate alla caratterizzazione della struttura del paesaggio.

Attraverso l'analisi delle componenti principali si sono individuate le caratteristiche strutturali dei popolamenti in cui la pseudomacchia evidenzia un migliore status di conservazione. Lo studio condotto ha evidenziato in particolare l'importanza della dimensione della *patch* e della distanza con altre *patches* appartenenti alla medesima classe. Identificate quindi le criticità, è stato possibile delineare indicazioni gestionali e definire priorità di intervento.

Abstract

The Mediterranean pseudomacchia is a thermoxerophilous vegetation community whose species composition is similar to that of real Mediterranean maquis, despite a reduced number of stenomediterranean elements. This community is a probable relict of pre-glacial flora and is now disconnected from typical Mediterranean areas, owing its survival to favorable microclimatic conditions.

Whithin the Colli Euganei Regional Park, pseudomacchia occupies an area of 113 ha, corresponding to 2,14% of the overall forest cover. Given its peculiar character of extrazonal vegetation, it has a great environmental and biogeographical importance.

The main objective of this work was to identify possible relationships among forest structure at stand and landscape level, aiming at defining effective management strategies to preserve pseudomacchia stands and their inherent biodiversity.

GIS analyses were performed to locate sampling points where to realize field surveys (dendrometric and structural parameters) and lately to compute landscape metrics.

Through Principal Component Analysis it was possible to define which structural conditions were typical of well preserved pseudomacchia stands. The importance of patch size and its proximity to other patches of pseudomacchia was particularly underlined. The main critical points for the conservation of this relict vegetation were then identified, allowing to delineate possible management options and priorities.

Introduzione

La conservazione della biodiversità è divenuta un punto cardine della gestione forestale degli ultimi decenni (Gaston, 1996; Dauber et al., 2003). In tal senso la gestione sostenibile delle foreste necessita di una definizione chiara ed univoca del concetto di biodiversità e conseguentemente di metodologie efficaci per la sua quantificazione (Noss, 1990). Gli indicatori di biodiversità vengono ricondotti generalmente a due categorie a seconda che facciano riferimento a specie o a strutture indicatrici (Lindenmayer et al., 2000). Tuttavia l'utilizzo di specie indicatrici si è rivelato problematico poiché non è stato possibile definire una relazione robusta tra potenziali specie indicatrici o gruppi di specie e la biodiversità totale all'interno di un habitat o un ecosistema (Lindenmayer, Cunningham, 1997; Van Den Meererschaut, Vandekerckhove, 1998). Un interesse sempre maggiore è stato quindi rivolto agli indicatori basati sulla struttura forestale, in quanto si presume che una foresta caratterizzata da una struttura articolata fornisca risorse diversificate, tali da ospitare una notevole varietà di specie in grado di utilizzarle (Pretzsch, 1997; Brokaw, Lent, 1999). Le strategie di conservazione della biodiversità devono inoltre tenere in considerazione il fatto che la ricchezza specifica ed i processi ecologici ad essa correlati sono controllati da fattori, sia biotici che abiotici, che operano a scale differenti (Baudry et al., 2000; Torras et al., 2008). In particolare negli ultimi decenni si è evidenziato il forte impatto della configurazione del paesaggio sulla diversità e la struttura delle comunità a livello locale (si veda ad esempio Rosenzweig, 1995; Hanski, 1999). La conoscenza dei processi tramite i quali la biodiversità è influenzata dalla struttura del paesaggio e da modificazioni degli habitat costituisce ad oggi uno degli aspetti di maggior interesse nel campo della ecologia del paesaggio e della conservazione della diversità biologica (Maclean et al. 2006; Terzioğlu et al., 2009).

In tale contesto il presente lavoro si propone di analizzare la struttura forestale ed individuare le relazioni tra la struttura a livello di popolamento e quella a livello di paesaggio allo scopo di definire indicazioni gestionali utili per la conservazione della biodiversità all'interno di un'area protetta (Parco Regionale dei Colli Euganei, PD).

Area di studio

Il Parco Regionale dei Colli Euganei è stato istituito con L.R. 10/10/1989 n.38 e attualmente si estende per circa 18700 ha. E' stato il primo parco regionale della regione Veneto, creato per salvaguardare l'ambiente dei Colli Euganei, importante ponte di collegamento tra la zona alpina e quella appenninica. A causa delle collocazione geografica e dell'articolata morfologia e litologia dei Colli Euganei, la flora del parco presenta un numero elevato di specie botaniche (oltre 1300 secondo Mazzetti, 1987). All'interno del Parco la pseudomacchia mediterranea rappresenta sicuramente una delle caratteristiche più singolari del paesaggio forestale euganeo, probabile relitto di un paleoclima precedente le glaciazioni, più caldo e secco dell'attuale. Questa formazione si trova isolata da zone tipicamente mediterranee e deve la sua attuale presenza a particolari condizioni microclimatiche favorevoli (Lorenzoni, 1968).

La pseudomacchia ha una diffusione pari a circa 113 ettari che corrisponde al 2,14% della superficie boscata totale del Parco. E' una formazione termoxerofila, la cui composizione ricorda, negli elementi essenziali, la macchia mediterranea. Rispetto a quest'ultima presenta però un generale impoverimento degli elementi stenomediterranei (quali *Viburnum tinus* L., *Pistacia lentiscus* L., *Myrtus communis* L., *Phillyrea* sp.), con la presenza di specie più o meno mesofile ed eurimediterranee (ad esempio *Melica uniflora* Retz., *Lathyrus niger* (L.) Bernh., *Tanacetum corymbosum* (L.) Sch.Bip.). Queste differenze fanno sì che questi lembi di vegetazione non si

possano ascrivere, in senso stretto, alla tipica vegetazione mediterranea. Per la loro particolarità di formazioni extrazonali, esse hanno un particolare significato naturalistico e biogeografico; la preservazione di tali formazioni deve pertanto costituire uno degli obiettivi prioritari della gestione selvicolturale (Del Favero et al, 1990).

La pseudomacchia è una formazione assai povera, per lo più arbustiva, che, anche ad età avanzate, solo raramente raggiunge altezze superiori ai 5-7 m. I rari soggetti arborei presenti sono costituiti da individui di roverella (*Quercus pubescens* Willd.), castagno (*Castanea sativa* Miller) e ornello (*Fraxinus ornus* L.). La copertura è comunque molto elevata e la formazione è impenetrabile in mancanza di piste o sentieri; questa caratteristica può essere adottata come discriminante quando la quantità o la copertura dei soggetti arborei non è sufficiente per distinguere tale formazione dal querceto dei substrati magmatici con elementi mediterranei, poiché la pseudomacchia è appunto impenetrabile da parte dell'uomo (Del Favero, 2001).

Le specie che compongono lo strato erbaceo ed arbustivo sono corbezzolo (*Arbutus unedo* L.), erica arborea (*Erica arborea* L.), cisto femmina (*Cistus salvifolius* L.), ipocisto (*Cytinus hypocistis* (L.) L.), terebinto (*Pistacia terebinthus* L.), asparago pungente (*Asparagus acutifolius* L.), citiso peloso (*Chamaecytisus hirsutus* (L.) Link), citiso scuro (*Lembotropis nigricans* (L.) Griseb. *subsp. nigricans*), dittamo (*Dictamnus albus* L.), convolvolo rosa (*Convolvulus cantabrica* L.), silene a mazzetti (*Silene armeria* L.), robbia selvatica (*Rubia peregrina* L.), pungitopo (*Ruscus aculeatus* L.), viburno lantana (*Viburnum lantana* L.) e scotano (*Cotinus coggygia* Scop.).

Sono spesso presenti elementi della brughiera come ginepro comune (*Juniperus communis* L.), brugo (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.) e felce aquilina (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn).

Materiali e metodi

Partendo dalla carta degli habitat della rete Natura 2000 relativa al SIC/ZPS in cui il Parco ricade (Colli Euganei - Monte Lozzo - Monte Ricco, IT3260017) in formato numerico, sono stati individuati ed estratti tutti i poligoni di pseudomacchia all'interno dei confini del Parco. Da questo database si è estratto un campione ricadente nella parte centrale del Parco, dove la pseudomacchia è maggiormente presente. All'interno delle *patches* con superficie maggiore di 1 ha sono stati posizionati casualmente punti di campionamento (ArcView 3.1; *random points generator*), imponendo come vincoli la distanza minima dal confine della *patch* (25 m) e la distanza minima tra i punti di campionamento (120 m). Applicando questo metodo sono stati individuati 25 punti di campionamento all'interno di 12 *patches* di pseudomacchia. I punti sono stati raggiunti in campo con l'ausilio di un ricevitore GPS. In corrispondenza di ciascun punto di campionamento sono state collocate due aree di saggio circolari concentriche in cui effettuare i rilievi relativi alla struttura a livello di popolamento. In un'area di raggio 12.5 m tutti i fusti con diametro a 1.3 m di altezza (DBH – *diameter at breast height*) maggiore o uguale a 5 cm sono stati mappati con un TruPulse 360b della LaserTechnology (distanza e angolo dal centro dell'area) e si sono rilevati la specie, il DBH, l'altezza totale, l'altezza di inserzione della chioma, le 4 proiezioni al suolo della chioma (N,E,S,O), e le condizioni vegetative. In un'area di 6 m di raggio è stata invece misurata la rinnovazione (DBH < 5 cm; altezza > 50 cm) rilevando la specie, il diametro a 50 cm di altezza, l'altezza e le condizioni vegetative.

Oltre ai classici parametri di densità (fusti ed area basimetrica ad ettaro) e la costruzione delle curve di distribuzione dei diametri e delle altezze, per ogni area sono stati calcolati due indici di diversità strutturale: il *Tree Diameter Diversity* (TDD; Kuuluvainen, Rouvinen, 2000) e il *Tree Height Diversity* (THD) (Kuuluvainen et al., 1996). Il grado di diversità viene misurato applicando la formula di Shannon (Shannon, Weaver, 1949) alla distribuzione dei diametri e delle altezze rispettivamente per il TDD e il THD:

$$H' = - \sum_{i=1}^n (p_i \ln p_i) \quad [1]$$

dove p_i è la proporzione di fusti in una determinata classe di diametro o di altezza ed n il numero totale di classi.

Nel presente lavoro sono state individuate classi di 2.5 cm per i diametri (DBH > 5 cm), mentre per le altezze sono state utilizzate classi di 1 m.

Per l'analisi della struttura a livello di paesaggio si sono calcolati alcuni indici (*class metrics*) per ogni patch di pseudomacchia campionata. Sono stati calcolati indicatori di configurazione (dimensione della *patch*, perimetro), indicatori di forma (indice di forma, dimensione frattale) e indicatori di distanza (distanza minima tra *patches*). Questi indici sono stati scelti in quanto utilizzati per un precedente studio all'interno del parco (Del Favero, 2001) effettuato per tutta la superficie forestale. Per una approfondita spiegazione degli indici utilizzati si veda McGarigal e Marks (1995), facendo riferimento alle formule per dati *vector*.

Attraverso l'analisi delle componenti principali (PCA) i parametri relativi alla struttura a livello di popolamento sono stati messi in relazione con i dati relativi alle *patches* e quindi alla struttura a livello di paesaggio. Per costruire la matrice relativa al popolamento sono state individuate le variabili meno autocorrelate tra i parametri dendrometrici ottenuti per le singole aree di saggio. Sono pertanto state selezionate le seguenti variabili: densità di fusti ad ha (Stems), area basimetrica ad ha (G), TDD, THD, proporzione di fusti (DBH > 5 cm) di erica arborea (EA_adult), proporzione di rinnovazione di erica arborea (Ea_reg), e ricchezza specifica totale della componente arborea (Rich). Per la matrice dei parametri di struttura a livello di *patch* sono stati utilizzati l'area (Size), l'indice di forma (Shape), la dimensione frattale (Fract), la distanza minima tra *patches* (Dist) e la quota del centroide (Quota).

I dati usati nella PCA sono stati precedentemente standardizzati (McCune, Grace, 2002).

La significatività statistica è stata testata attraverso il metodo delle permutazioni di Monte Carlo con 10000 randomizzazioni. Le analisi sono state effettuate con il software PC-ORD 6.0 (McCune, Mefford, 1999).

| Assi | PC1 | PC2 |
|----------------------------|------------|------------|
| <i>% varianza spiegata</i> | 40.9 | 23.1 |
| Livello popolamento | | |
| Stems | 0.916 | 0.239 |
| G | 0.947 | 0.130 |
| TDD | 0.647 | -0.083 |
| THD | 0.279 | -0.781 |
| EA_adult | 0.676 | 0.299 |
| Ea_reg | -0.203 | 0.878 |
| Rich | 0.363 | -0.260 |
| Livello patch | | |
| Size | 0.442 | 0.434 |
| Shape | 0.372 | 0.409 |
| Fract | 0.326 | 0.383 |
| Dist | -0.227 | -0.603 |
| Quota | 0.038 | -0.586 |

Figura 1 – Coefficienti di correlazione r di Pearson delle variabili a livello di popolamento e di patch con i primi due assi (Stems= densità di fusti ad ha, G= area basimetrica ad ha, TDD= Tree diameter diversity, THD= Tree height diversity, EA_adult= proporzione di fusti (DBH > 5 cm) di erica arborea, Ea_reg= proporzione di rinnovazione di erica arborea, Rich= ricchezza specifica totale della componente arborea, Size= dimensione, Shape= indice di forma, Fract= dimensione frattale, Dist= distanza minima tra patches, Quota= quota del centroide).

Risultati

Delle 25 aree di saggio campionate, 7 sono state scartate in quanto non ascrivibili alla categoria pseudomacchia. Quattro di queste appartenevano ad una singola *patch* di castagneto dei substrati magmatici con elementi mediterranei erroneamente classificata, mentre un'altra area ad una *patch* di rovereto dei substrati carbonatici. Entrambe queste *patches* sono quindi state eliminate dalle analisi. Negli altri due casi i popolamenti erano ormai degradati al tipo forestale del robinieto puro.

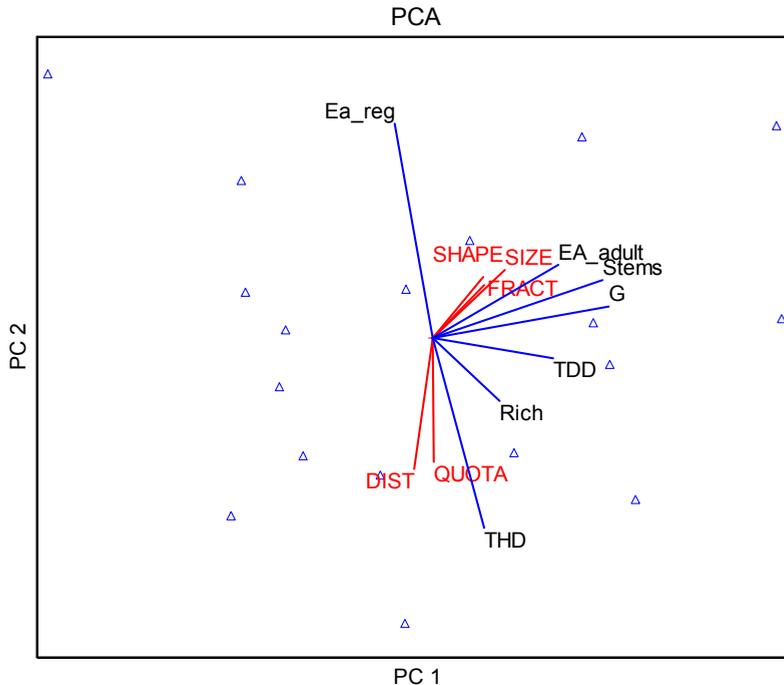


Figura 2 – Analisi delle componenti principali (PCA) della struttura di formazioni a pseudomacchia a livello di popolamento in relazione alla struttura a livello di paesaggio. I vettori in blu rappresentano le variabili che descrivono la struttura a livello di popolamento (*Stems*= densità di fusti ad ha, *G*= area basimetrica ad ha, *TDD*= Tree diameter diversity, *THD*= Tree height diversity, *EA_adult*= proporzione di fusti (*DBH* > 5 cm) di erica arborea, *Ea_reg*= proporzione di rinnovazione di erica arborea, *Rich*= ricchezza specifica totale della componente arborea). I vettori in rosso rappresentano i parametri utilizzati per descrivere la struttura a livello di paesaggio (*Size*= dimensione, *Shape*= indice di forma, *Fract*= dimensione frattale, *Dist*= distanza minima tra *patches*, *Quota*= quota del centroide).

Le specie più rappresentate nello strato arboreo sono il corbezzolo (46.7%), l'orniello (26.1%), la roverella (9.4%), il castagno (7.4%) e l'erica (6.9%). Nella rinnovazione l'erica è risultata la specie più rappresentata (45.7%), seguita dal corbezzolo (30.3%) e dall'orniello (17.2%). La ricchezza totale non supera mai le 7 specie (range 4-7), mentre il valore risulta leggermente più basso per lo strato arboreo e la rinnovazione considerate separatamente (range 3-6 per entrambe).

I primi due assi della PCA spiegano rispettivamente il 40.9% ($p < 0.01$) e il 23.1% della varianza totale (figura 1). Osservando il grafico (figura 2) si evidenzia come l'abbondanza di erica arborea nel piano arboreo sia legata ai popolamenti con maggiore densità (*G*, *stem density*) e che si trovano in *patches* più grandi e complesse (*shape*, *size*, *fract*). La rinnovazione di erica arborea è invece legata principalmente a popolamenti con limitata diversità strutturale (*THD*), distanza da *patches* simili (*DIST*) e quota.

Discussione

L'analisi di campo ha confermato come l'habitat pseudomacchia sia effettivamente soggetto ad una spiccata frammentazione e a contaminazione da parte dei tipi forestali contigui. La diminuzione di superficie dei singoli popolamenti e l'aumentare della distanza reciproca sembra influire negativamente sulla presenza di erica arborea all'interno delle formazioni forestali del Parco. Con la frammentazione in piccole *patches* aumenta di conseguenza il contatto con le altre formazioni, in particolare castagneti, robinieti e querceti. Nelle situazioni in cui la copertura non sia colma e ci sia quindi luce sufficiente per l'insediamento delle specie arboree caratteristiche di questi tipi forestali, la presenza di erica tende a diminuire.

Dal punto di vista gestionale, come già indicato da Del Favero (2001), la ceduzione sembra essere l'unico sistema selvicolturale in grado di garantire la presenza della pseudomacchia nel lungo periodo. L'abbandono culturale porterebbe infatti ad un aumento del numero di specie arboree, con l'ingresso di roverella e orniello nel piano dominante ed una evoluzione verso il querceto dei substrati magmatici.

In condizioni naturali sono i disturbi a mantenere i popolamenti in questo stadio evolutivo, principalmente gli incendi. Infatti le formazioni a pseudomacchia presentano una elevata resilienza al disturbo fuoco grazie al vigoroso riscoppio vegetativo post-disturbo soprattutto per la componente di erica. La pseudomacchia è in grado in tempi relativamente rapidi di ricostituire la copertura totale dell'area percorsa da incendio limitando l'ingresso di altre specie. In assenza di disturbi naturali o di disturbi antropici (ceduzione) la formazione tenderebbe alla successione verso formazioni più evolute (Del Favero 2000). L'ingresso di altre specie avviene più velocemente a partire dalle zone di confine tra i diversi tipi forestali e risulta più rapido nelle aree di dimensione ridotta.

Per la conservazione dei popolamenti occorre quindi intervenire prioritariamente con l'obiettivo di mantenere *patches* grandi e cercare di diminuire o per lo meno mantenere le attuali distanze tra le *patches* vicine, in modo da dare una continuità a livello di paesaggio alla copertura a pseudomacchia. La frammentazione degli habitat forestali è sicuramente uno dei fattori che più concorrono alla diminuzione della biodiversità, e contrastare questo fenomeno viene largamente considerato come un obiettivo prioritario della gestione forestale (Terzioğlu et al., 2009)

Riferimenti bibliografici

- Baudry J, Burel F, Thenail C, Le Cœur D. (2000), "A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France", *Landscape and Urban Planning*, 50, 119–128
- Brokaw NVL, Lent RA. (1999), "Vertical structure", in *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, Hunter ML (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, 373-399
- Dauber J, Hirsch M, Simmering D, Waldhardt R, Otte A, Wolters V. (2003), "Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 321-329
- Del Favero R, Andrich O, De Mas G, Lasen C, Poldini L. (1990), *La vegetazione forestale del Veneto. Prodromi di tipologia forestale*, Regione Veneto, Dipartimento Foreste, Mestre-Venezia.
- Del Favero R. (2000), *Biodiversità e indicatori nei tipi forestali del Veneto*, Regione Veneto, Direzione regionale delle foreste e dell'Economia montana, Venezia Mestre, 335 p.
- Del Favero R. (2001), *Progetto Boschi del Parco Regionale dei Colli Euganei*, Parco Regionale dei Colli Euganei e Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali, Este (PD), 212 p.
- Gaston KJ. (1996), *Biodiversity: a biology of numbers and differences*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Hanski I. (1999), *Metapopulation Ecology*, Oxford University Press, UK.
- Kuuluvainen T, Leinonen K, Nygren M, Penttinen A. (1996), "Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland", *Silva Fennica*, 30: 315–328

- Kuuluvainen T, Rouvinen S. (2000), Understory regeneration on two sites of different fire history in a boreal *Pinus sylvestris* forest”, *Journal of Vegetation Science*, 11: 801–812
- Lindenmayer DB, Margules, CR, Botkin DB. (2000), “Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management”, *Conservation Biology*, 14, 941-950
- Lindenmayer DB, Cunningham RB. (1997), “Patterns of co-occurrence among arboreal marsupials in the forests of central Victoria, southeastern Australia”, *Australian Journal of Ecology*, 22, 340-346
- Lorenzoni G.G. (1968) , “I Colli Euganei. Profilo botanico”, *Natura e montagna*, 3: 53-57
- Maclean IMD, Hassal M, Boar RR, Lake IR. (2006), “Effects of disturbance and habitat loss on papyrus-dwelling passerines”, *Biological Conservation*, 131, 349–358
- Mazzetti A. (1987), *La flora dei Colli Euganei*, Editoriale Programma, Padova, 223 p.
- McCune B, Grace JB. (2002), *Analysis of ecological communities*, MjM Software Design, Gleneden Beach, USA
- McCune B, Mefford MJ. (1999), PC-ORD. MjM Software Design, Gleneden Beach
- McGarigal K, Marks BJ. (1995), *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, 122 p.
- Noss RF. (1990), “Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach”, *Conservation Biology*, 4, 355-364
- Pretzsch H. (1997), “Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony”, *Forest Ecology and Management*, 97, 237-253
- Rosenzweig M. (1995), *Species Diversity in Space and Time*, Cambridge University Press, New York.
- Shannon CE, Weaver W. (1949), *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Terzioğlu S, Zeki Başkent E, İhsan Kadioğulları A. (2009), “Monitoring forest structure at landscape level: a case study of Scots pine forest in NE Turkey”, *Environment Monitoring and Assessment*, 152, 71–81
- Torras O, Gil-Tena A, Saura S. (2008), “How does forest landscape structure explain tree species richness in a Mediterranean context?”, *Biological Conservation*, 17, 1227–1240
- Van Den Meersschaut D, Vandekerckhove K. (1998), “Development of a stand scale forest biodiversity index based on the State Forest Inventory”, in *Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*, Hansen M, Burk T. (eds.), USDA, Boise, Idaho, USA, 340-349