

Giovanna Stoppa, Mariacristina Villani, Gabriella Buffa

VALUTAZIONE DELLA FUNZIONALITÀ DEI BOSCHI PLANIZIALI RELITTI DELLA PIANURA VENETA ORIENTALE PER LA CONSERVAZIONE DELLE SPECIE NEMORALI ERBACEE

DAIS – Dip. di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica - Università Ca' Foscari Venezia, Campo Celestia 2727b Castello – 30121 Venezia, Italy
e-mail: buffag@unive.it

Abstract

Functionality evaluation of venetian relic woods for a long-term conservation of herbaceous nemoral species.

The effects of fragmentation as a driver affecting environmental condition, habitat integrity and, consequently, the possibility of a long-term persistence of ancient forest species populations were evaluated.

A check list of the flora was compiled for each forest. Repeated samplings have been surveyed in spring and in late summer-autumn following a stratified random design. 80 permanent plot (25m x 25m) were fixed, randomly and proportionately to the correspondent surface, on the two woodland habitat types: 1) the “edge habitat”, that is the concentric zone up to 50 meters from woods boundary and 2) the “core area”, the interior and protected zone.

Species were clustered in 7 ecological groups, on the basis of similar ecology and similar role inside the community. The group assignment was based on phytosociological affinity.

Binary data on occurrence of species in the 80 plots were used to perform Principal Coordinates Analysis (Sørensen Index). For each woods we defined richness, structure (on the basis of ecological groups) and an index of floristic quality (FQAI). Species richness and FQAI have been related to environmental variables (area and age, that is time from last fragmentation event) using a linear regression approach.

Data analysis pointed out that three main independent variables affect habitat quality: surface, surrounding matrix and age. Our data confirm woodlands patches are experiencing the “relaxation time”, namely the time taken for a community to reach a new equilibrium after an environmental disturbance. After fragmentation, woodlands have lost their typical structure and, at present, they seem unable to assure a long-term conservation of herbaceous nemoral species.

Keywords: ancient forest species, ancient forests, diversity, FQAI, habitat fragmentation, Eastern Po plain

Riassunto

Numerose attestazioni scientifiche di levatura nazionale e internazionale testimoniano come uno dei maggiori driver di diminuzione della funzionalità degli ecosistemi e calo della biodiversità sia rappresentato dalla riduzione e frammentazione degli habitat e dai disturbi fisico-chimici provenienti dalle attività umane.

Scopo del lavoro è stato di valutare la funzionalità degli ecosistemi forestali planiziali relitti della pianura veneta orientale in relazione alla loro capacità di garantire una conservazione a lungo termine delle specie forestali più sensibili (*ancient forest species*).

Sulla base di rilevamenti floristici, è stata creata una check list delle specie per ogni bosco, su 80 quadrati fissi di osservazione di 25 m di lato, secondo un campionamento casuale stratificato.

I dati di presenza/assenza delle specie negli ottanta quadrati sono stati sottoposti a ordinamento tramite PCoA (indice di Sørensen) tramite l'uso del programma SYN-TAX 2000 (Podani, 2001). Per ogni sito indagato, sulla base della composizione in specie, è stato calcolato il *Floristic Quality Assessment Index* (FQAI). Gli indici di ricchezza e l'FQAI sono stati, quindi, messi in relazione con due variabili ambientali (superficie del sito e tempo trascorso dall'evento di frammentazione più recente, inteso come età del frammento) attraverso il metodo della regressione lineare.

I risultati evidenziano come le tre variabili principali che governano la “qualità” dell'habitat sono la superficie, la natura della matrice circostante e l'età. La frammentazione e il conseguente processo di “relaxation” hanno portato ad una destrutturazione delle comunità che sembrano aver perso, a livelli più o meno intensi, le caratteristiche dell'habitat boschivo e la capacità di garantire la conservazione a lungo termine delle *ancient forest species*.

Parole chiave: *ancient forest species*, *ancient forests*, diversità, FQAI, frammentazione, pianura veneta orientale

Introduzione

Numerose attestazioni scientifiche di levatura nazionale e internazionale (Battisti, 2004; Fischer & Lindenmayer, 2007; Hermy & Verheyen, 2007; Honnay et al., 2005) testimoniano come tra le maggiori cause di diminuzione della funzionalità degli ecosistemi e calo della biodiversità siano compresi la riduzione e frammentazione degli habitat e i disturbi fisico-chimici provenienti dalle attività

umane. Gli effetti di tali interventi si ripercuotono negativamente sugli habitat naturali e sulle specie, alterandone struttura, funzionalità e resilienza (Honnay et al., 2002; Lewis, 2006).

L'ambito planiziale della Regione Veneto è caratterizzato da un uso intensivo del territorio che lascia poco spazio all'espressione del paesaggio naturale. Le forti modificazioni sono imputabili, da

una parte, allo sfruttamento agricolo e, dall'altra, alla perdita di suolo a favore di espansioni urbane di tipo residenziale e produttivo, che determinano un livello di biopermeabilità molto limitato.

Nonostante le forti alterazioni subite dal territorio, in ambito continentale sono stati individuati circa 80 siti Natura 2000 (Buffa & Lasen, 2010), che ospitano al loro interno habitat di interesse comunitario e un numero molto elevato di specie, testimoniando come sia ancora presente un certo grado di naturalità diffusa, localizzata anche in ambiti tradizionalmente ritenuti privi di qualità come i sistemi agricoli o più in generale i sistemi antropici. Tra queste isole di naturalità, spiccano i residui di bosco planiziale che rappresentano la comunità naturale potenziale della pianura veneta, su suoli minerali (Buffa et al., 2010; Poldini et al., 2009).

I biotopi studiati sono ascrivibili all'associazione *Asparagus tenuifolii-Quercetum roboris* (Lausi 1967) Marincek 1994 (Marincek 1994), il cui valore ecologico-naturalistico è sottolineato dal suo riconoscimento come habitat di importanza comunitaria (91L0 *Illyrian oak – hornbeam forests (Erythronio-Carpinion)*), ai sensi della Direttiva 92/43 CEE.

La formazione di questi boschi risale al Postglaciale (10.000 a.C.) e mappe storiche (in particolare il Catasto Contarini) ne documentano la presenza nel 1740. Attualmente, la loro estensione supera di poco i 60 ettari complessivi, distribuiti in poche località nella parte orientale della pianura; nel corso dei secoli sono stati frammentati e sottoposti a tagli più o meno frequenti, ma l'uso del suolo si è sempre mantenuto a bosco e proprio per questa continuità temporale essi possono essere ritenuti "ancient forests" (*sensu* Honnay et al., 2005).

La loro sopravvivenza nel tempo è dipesa fortemente dalle forme di gestione perpetrata dall'uomo: pratiche come ceduzione, ripulitura del bosco e manutenzione dei canali di scolo hanno permesso, infatti, la conservazione di queste cenosi forestali. D'altro canto gli interventi antropici hanno avuto conseguenze inevitabili sulla composizione specifica e sulla struttura dei boschi allontanandoli dalle formazioni naturali primarie. Si tratta, quindi, di boschi seminaturali, che attualmente si presentano come fustaie più o meno disetanee (Buffa & Lasen, 2010). La componente arborea, in particolare, è quella che ha subito le maggiori modificazioni essendo stata attivamente gestita, favorendo alcune essenze arboree, come la farnia, a scapito di altre; la componente erbacea si è, invece, mantenuta inalterata e rappresenta, attualmente, l'elemento di più alto pregio naturalistico. Le specie erbacee nemorali sono altamente habitat-specifiche e presentano una serie di caratteri biologici ed ecologici, che impediscono loro di rispondere velocemente alle modifica-

zioni ambientali attraverso adattamenti evolutivi *in situ* (Honnay et al., 2005). La maggior parte di loro, infatti, ha un ciclo perenne, si riproduce facilmente per via vegetativa e presenta, in massima parte, una strategia stress-tollerante (Hermy et al. 1999; Hermy & Verheyen, 2007; Verheyen et al., 2003). Il risultato è una "staticità" ecologica che le rende particolarmente vulnerabili ai cambiamenti ambientali, sia climatici che territoriali.

Nel contesto dei cambiamenti climatici, in Veneto si riscontra in media quanto sta accadendo a scala planetaria, con un progressivo aumento delle temperature (a scala mondiale, di circa 0,74°C) (IPCC, 2007) e un mutamento del tipo e della quantità di precipitazioni. A questo si devono aggiungere gli impatti dovuti alle trasformazioni territoriali che hanno ridotto in modo drastico l'habitat forestale compromettendone l'integrità ecosistemica e aumentando il rischio di estinzione locale delle popolazioni di specie, di fatto interrompendo le vie di migrazione degli organismi, soprattutto se dotati di scarsa mobilità (Honnay et al., 2005; Kolb & Diekmann, 2004).

Scopo del presente lavoro è stato valutare la funzionalità degli ecosistemi forestali planiziali relitti della pianura veneta orientale in relazione alla loro capacità di preservare le specie forestali erbacee, mediante la valutazione degli effetti della frammentazione come driver di alterazione delle condizioni ambientali e quindi della capacità dell'habitat di garantire una conservazione a lungo termine delle specie forestali più sensibili.

Area di studio

I siti studiati rappresentano la totalità dei frammenti relitti di bosco planiziale in Veneto. Sono localizzati nella porzione orientale della pianura veneta, suddivisi tra la provincia di Treviso (Cessalto, Cavalier, Gaiarine e Basalghelle) e quella di Venezia (Lison, Zacchi e Carpenedo) (Figura 1). Tutti i boschi indagati sono collocati in ambito rurale, a parte i boschi di Carpenedo e Cessalto, inseriti in un contesto suburbano.

La classificazione bioclimatica (Rivas-Martínez, 2004) individua un bioclima temperato, termotipo supratemperato e ombrotipo umido; le temperature medie annuali sono di 13-14°C (con estremi che vanno da 0°C in inverno a 24°C in estate), mentre le precipitazioni annuali si attestano intorno ai 900 mm, con minimo in estate e due massimi in giugno e novembre (ARPAV, 2008). Dal punto di vista geomorfologico, le aree in cui ricadono i siti indagati presentano la classica conformazione propria della bassa pianura veneta, con una morfologia caratterizzata da dossi, depressioni e tratti della piana di divagazione a canali meandriformi,

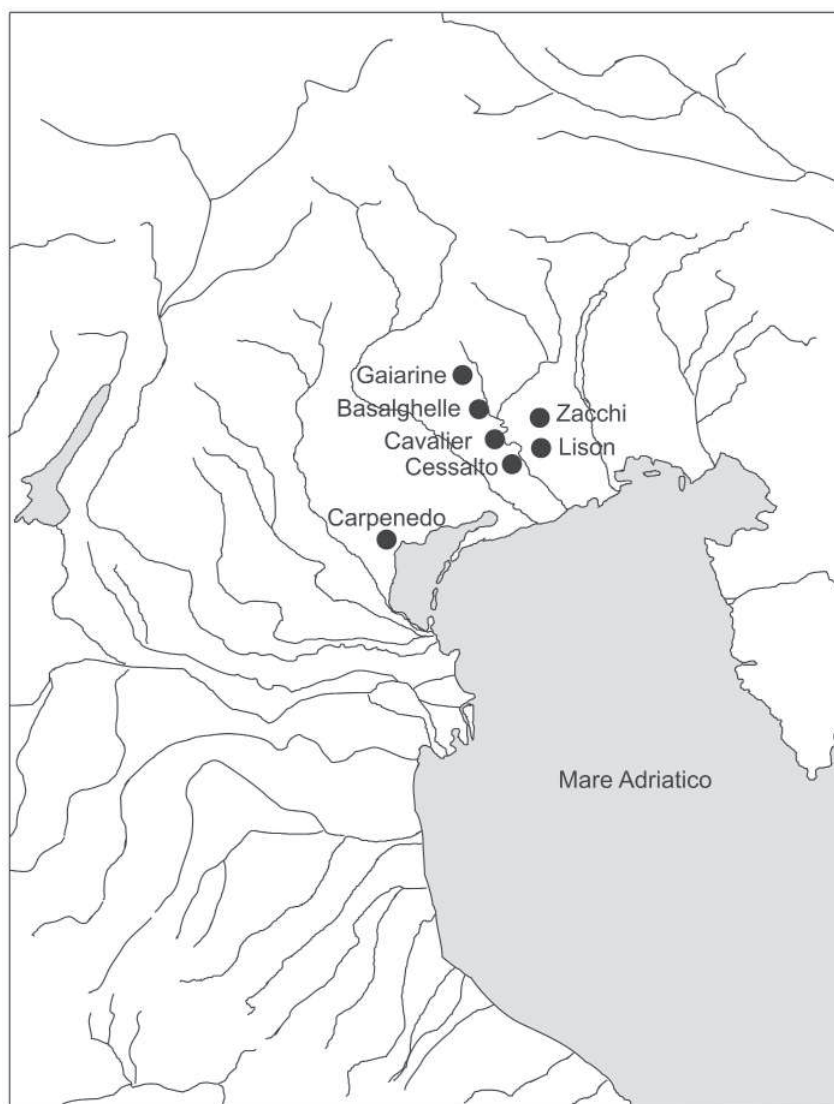


Fig. 1: Ubicazione dei boschi planiziali del Veneto

dovuta all'azione dei fiumi che, nei millenni, hanno modellato questo tratto di pianura. In particolare, per le aree indagate, le morfologie riscontrate sono opera dell'attività dei fiumi Brenta (area del bosco di Carpenedo), Piave (boschi di Cessalto, Cavalier, Gaiarine e Basalghelle) e Tagliamento (boschi di Lison e Zacchi). La litologia prevalente è calcareo-dolomitica (Muscio, 2001); i suoli sono Inceptisuoli con tessitura fine (in prevalenza limosa ed argillosa), drenaggio lento e permeabilità mediocre con fenomeni di ristagno idrico; il pH degli orizzonti superficiali è sub-acido (6-6.5) (Bini et al., 2009).

Anche la situazione idrogeologica rispecchia il quadro tipico della bassa pianura veneta, con la presenza di un sistema di acquiferi sovrapposti (acquiferi profondi del sistema differenziato della bas-

sa pianura), alla cui sommità esiste, localmente, una piccola falda libera, alimentata generalmente dalle precipitazioni (Mazzola, 2006).

Metodi

Allo scopo di definire la qualità e lo stato di conservazione della composizione specifica dei boschi planiziali veneti, a partire dal 2008 è stato avviato un censimento della flora mediante l'utilizzo di quadrati fissi di osservazione, di 25 m di lato, e campionamenti *random*. In ogni sito sono stati eseguiti rilievi successivi, nei mesi primaverili ed in tarda estate-inizio autunno. L'impiego di questa tipologia di campionamento ha permesso di ottenere rilevazioni ripetute nel tempo e nello spazio della componente floristica e una valutazione dell'abbon-

danza relativa delle diverse specie nei 7 boschi indagati. La scelta dei quadrati fissi è avvenuta tramite un campionamento casuale stratificato. Per ogni bosco sono state identificate due zone omogenee: la prima zona è rappresentata da una fascia concentrica di 50 m di profondità dal limitare del bosco verso l'interno. Questa ampiezza è stata fissata sulla base delle indicazioni provenienti dalla bibliografia relativa all'effetto margine (Murcia, 1995; Ries et al., 2004), che fissa intorno ai 50 m la profondità dell'influenza dei parametri ambientali esterni ("edge habitat"). La seconda zona corrisponde alla parte interna e protetta del bosco, individuata come *core area* del sito.

Il numero di quadrati rilevati in ognuna delle due aree omogenee è proporzionale alla superficie rispettivamente occupata dall'una e dall'altra fascia nei diversi boschi. Dopo aver definito il numero di quadrati per ogni zona, si è effettuata una estrazione casuale di quelli da campionare, per un totale di 80 quadrati fissi distribuiti proporzionalmente nei sette siti indagati.

Le specie rilevate sono state raggruppate in 7 gruppi ecologici (tabella 1), cioè gruppi di specie con ecologia simile e simile ruolo all'interno di una comunità (Lavorel et al., 1997; Tilman, 1988). Seguendo una metodologia già proposta da numerosi Autori (Hermy et al., 1999), l'attribuzione ai gruppi ecologici è avvenuta in base alla affinità fitosociologica delle specie. Le attribuzioni sono state derivate da Ellenberg (1978), Mucina et al. (1993a; 1993b; 1993c), Oberdorfer (1983) e Poldini et al. (2002; 2009).

Le specie nemorali sono le specie che si localizzano, tipicamente, nella *core area* della formazione forestale e come tali costituiscono il gruppo di specie più rappresentativo di un ecosistema boschivo. All'interno di questo gruppo, sulla base della forma biologica (Raunkiaer, 1934), sono state distinte le nemorali erbacee (geofite ed emicriptofite). Queste rappresentano le cosiddette "ancient forest species" (AFS) (Flinn & Vellend, 2005), specie altamente habitat-specifiche, importanti in termini conservazionistici riunendo in sé sia criteri qualitativi (qualità dell'habitat) che quantitativi (biodiversità) (Peterken, 1974, 1977; Honnay et al., 1999).

L'ultimo gruppo individuato è quello delle specie coltivate e/o esotiche, accomunate dal fatto di rappresentare entità non facenti parte della vegetazione naturale, ma che insistono nel territorio perché introdotte dall'uomo, volontariamente o meno, in tempi più o meno recenti e che talvolta riescono a diffondersi spontaneamente.

Dall'analisi di queste informazioni per ogni bosco è stato ricavato uno spettro in cui si sono riportate le percentuali con cui i gruppi ecologici

compaiono all'interno dei siti, consentendo di descrivere sinteticamente la struttura della comunità.

Per ogni bosco è stato, inoltre, calcolato l'indice di inquinamento da specie aliene o emerobia (Blasi et al., 1995), intendendo con specie aliene, non solo le entità coltivate e/o esotiche, ma in generale tutte le specie estranee all'ecosistema boschivo, che con la loro presenza sono un chiaro indice di disturbo in atto e di modificazione dei parametri ambientali. L'indice di emerobia, quindi, è la risultante della sommatoria, per ogni bosco, delle specie di prateria, specie ruderali e specie coltivate e/o esotiche.

I dati di presenza/assenza delle specie negli ottanta quadrati sono stati sottoposti a ordinamento tramite PCoA utilizzando l'indice di Sørensen. L'analisi numerica è stata effettuata tramite l'uso del programma SYN-TAX 2000 (Podani, 2001).

Per ogni sito indagato, sulla base della composizione in specie, è stato calcolato il *Floristic Quality Assessment Index* (FQAI) (Andreas et al., 2004), che permette di valutare, oltre al numero di specie presenti, anche la loro qualità ecologica (Andreas et al., 2004; Robinson et al., 1992); a livello di comunità, ciò può essere fatto valutando la "fedeltà" ecologica delle specie di cui è composta. I valori dell'FQAI per ogni sito sono stati calcolati secondo l'equazione (Andreas et al., 2004; Reiss, 2006):

$$FQAI = \sum (C_1 + C_2 + \dots + C_n) / N$$

dove C_n è un fattore di peso ecologico, detto anche "coefficiente di conservatorismo" ("C of C") (Herman et al., 2001), ed N è il numero totale di specie del sito.

I "C of C" vengono attribuiti in base a "miglior giudizio di esperto" (Andreas et al., 2004), sulla base di conoscenze sull'ampiezza e tolleranza ecologica delle specie. Poiché l'assegnazione dei "C of C" alle specie ha una componente soggettiva, in questo lavoro, i diversi coefficienti sono stati assegnati in base al gruppo ecologico di appartenenza, in modo da rendere l'indice coerente e confrontabile. In tabella 2 sono riportati i punteggi assegnati.

I punteggi fanno, quindi, riferimento al grado di affinità ecologica delle diverse specie per l'ecosistema forestale, assegnando il punteggio (e quindi il "valore") maggiore alle specie, arboree ed erbacee, strettamente nemorali; questo diminuisce progressivamente nei diversi gruppi ecologici, mano a mano che diminuisce l'affinità. Alle specie coltivate e/o esotiche è stato assegnato il punteggio zero, essendo completamente estranee alle comunità naturali.

L'FQAI varia da un massimo di 10 ad un minimo di 0; i punteggi più elevati indicano comunità composte da specie con elevato grado di affinità per l'habitat e scarso livello di inquinamento. Viceversa, bassi valori dell'indice sono indicativi di un pro-

Classe fitosociologica	Gruppo di affinità
<i>Quercus-Fagetea</i> Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937 <i>Alnetea glutinosae</i> Br.-Bl. et R. Tx. ex Westhoff et al. 1946 <i>Salicetea purpureae</i> Moor 1958	Bosco
<i>Rhamno-Prunetea</i> Rivas Goday et Borja Carbonell 1961	Mantello
<i>Galio-Urticetea</i> Passarge ex Kopecky 1969 <i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i> T. Muller 1961 <i>Epilobieteae angustifolii</i> R. Tx. et Priesing in R. Tx. 1950	Orlo
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> R. Tx. 1937 em. R. Tx. 1970 <i>Phragmito-Magnocaricetea</i> Klika in Klika et Novak 1941	Praterie
<i>Stellarietea mediae</i> R. Tx., Lohmeyer et Priesing in R. Tx. 1950 <i>Artemisieteae vulgaris</i> Lohmeyer et Priesing in R. Tx. 1950	Ruderali
/	Coltivate e/o esotiche

Tabella 1: Corrispondenze tra gruppi ecologici e *syntaxa*

Gruppo funzionale	C of C
Bosco	10
Mantello	8
Orlo	6
Prato	4
Ruderaie	2
Coltivata e/o Esotica	0

Tabella 2: Corrispondenze tra gruppi di affinità fitosociologica e coefficienti di conservatorismo (“C of C”)

cesso di rilassamento (Kuussaari et al., 2009) della comunità che provoca l’entrata da parte di specie estranee all’habitat.

La ricchezza specifica e l’FQAI sono stati, quindi, messi in relazione con due variabili ambientali (superficie del sito e tempo trascorso dall’evento di frammentazione più recente, inteso come età del frammento) attraverso il metodo della regressione lineare.

La nomenclatura delle specie è conforme a Conti et al. (2005).

Risultati

Il campionamento floristico ha portato alla stesura di una lista di 257 piante vascolari (Stoppa et al., submit.), che comprende non solo le specie strettamente forestali, ma anche tutte le specie di margine e quelle legate alle chiarie e ai sentieri, talvolta ampi, che tipicamente attraversano i boschi.

La componente arborea è dominata da *Quercus robur* ssp. *robur*, *Carpinus betulus* e *Fraxinus ornus*; localmente, può diventare dominante *Fraxinus angustifolia* ssp. *oxycarpa*. Lo strato arbustivo

	Area (ha)	Ricchezza specifica	Ricchezza in specie nemorali	Ricchezza in AFS	Emerobia	FQAI
Bosco Zacchi	0.75	70	52 (74%)	23 (33%)	14 (20%)	7.22
Bosco di Gaiarine	2.11	92	66 (72%)	39 (42%)	17 (18%)	7.73
Bosco di Carpenedo	2.9	122	59 (48%)	27 (22%)	52 (43%)	5.51
Bosco di Lison	5.57	86	49 (57%)	21 (24%)	24 (28%)	6.43
Bosco di Cavalier	9.43	104	65 (62%)	36 (35%)	27 (26%)	6.84
Bosco di Basalghelle	13.8	149	77 (51%)	42 (28%)	52 (35%)	6.31
Bosco di Cessalto	27.5	170	85 (50%)	52 (31%)	63 (37%)	6.02

Tabella 3: Valori di superficie, Ricchezza specifica, Ricchezza in specie nemorali, in AFS, e in specie aliene (tra parentesi in valori percentuali) e FQAI

e lianoso è composto principalmente da *Hedera helix*, *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus laevigata*, *C. monogyna* e *Lonicera xylosteum*. Le specie erbacee più comuni sono *Anemone nemorosa*, *Arum italicum*, *A. maculatum*, *Lamium orvala*, *Lamium galeobdolon*, *Brachypodium sylvaticum* ssp. *sylvaticum*, *Polygonatum multiflorum*, *Ranunculus palaeo-euganeus* (*R. auricomus* aggr.) e *Viola reichenbachiana*. Tra le esotiche e coltivate più diffuse si annoverano *Robinia pseudoacacia*, *Prunus cerasifera*, *P. laurocerasus* e *Laurus nobilis*. Nonostante questi caratteri comuni, i boschi indagati presentano notevoli differenze in termini di ricchezza di specie, che varia da 70 a 170, di composizione e di struttura (Tabella 3).

Dalla PCoA (Figura 2) è possibile identificare tre gruppi di rilievi principali: il gruppo 1 riunisce tutti i quadrati provenienti dal bosco di Lison, il gruppo 2 quelli di pertinenza del bosco di Cessalto, mentre il gruppo 3 rappresenta l'insieme dei quadrati provenienti da tutti gli altri boschi. La significatività delle componenti estratte non è molto elevata (i primi 2 assi spiegano solo il 21% della varianza), ma il dato interessante che emerge dall'analisi riguarda la distribuzione dei quadrati che tendono ad aggregarsi in relazione al bosco di provenienza, mentre non viene evidenziata alcuna differenziazione tra quadrati di margine (*edge habitat*) e quadrati d'interno (*core area*). Questo primo dato sembra, quindi, evidenziare il fatto che la superficie dei siti è insufficiente a determinare un'area interna, protetta dall'influenza della matrice esterna. Questo fa sì che le specie di margine possano penetrare all'interno del bosco ed entrare in competizione con le specie nemorali, che quindi vedono sempre più ridotto l'habitat a loro disposizione. Infatti, mentre specie di margine come *Lonicera caprifolium* o specie coltivate come *Oxalis stricta* sono diffuse indifferentemente nelle due categorie di quadrati, le AFS, come

Gagea spathacea o *Mercurialis perennis*, si ritrovano esclusivamente o prevalentemente in quelli d'interno. La mancanza di *core area* si riscontra anche in corrispondenza dei boschi con superfici maggiori (Basalghelle e Cessalto) a causa degli ampi viali che li percorrono, interrompendo la continuità dell'habitat boschivo. L'unica eccezione è rappresentata dal bosco di Cavalier che, pur possedendo una superficie inferiore ai precedenti, presenta un mantello ben strutturato, che funge da *buffer* nei confronti della matrice esterna, e non presenta viali sufficientemente ampi da interrompere la continuità interna. Per il bosco di Cavalier, quindi, i quadrati di margine e i quadrati di *core area* tendono a segregarsi parzialmente, mostrando un leggero gradiente dall'esterno verso l'interno del bosco.

La mancanza di un'area interna sufficientemente estesa viene confermata anche dalla relazione specie-area (SAR), che riflette il fatto che la ricchezza di specie (S) tende a crescere con il crescere dell'area di campionamento, una relazione riconosciuta fin dagli inizi dell'ecologia quantitativa (Arrhenius, 1921; Gleason, 1922), e che consente, parallelamente, anche la stima degli effetti della riduzione di superficie sulla perdita di specie. Analizzando il grafico di Figura 3, si può osservare come la relazione sia rispettata anche nei boschi veneti, con una buona significatività ($R^2=0.71$), indicando come ad un aumento dell'area corrisponda un aumento nel numero di specie presenti nel frammento.

La stessa relazione viene persa se si analizza il rapporto tra superficie e specie erbacee nemorali (AFS): i punti risultano molto più dispersi e la significatività della relazione si abbassa notevolmente ($R^2=0.46$) (Figura 4). La significatività torna ad aumentare se si analizza la relazione tra superficie a disposizione e specie aliene (Figura 5), indicando come all'aumentare della superficie, aumenta il numero di nicchie disponibili, ma queste vengono oc-

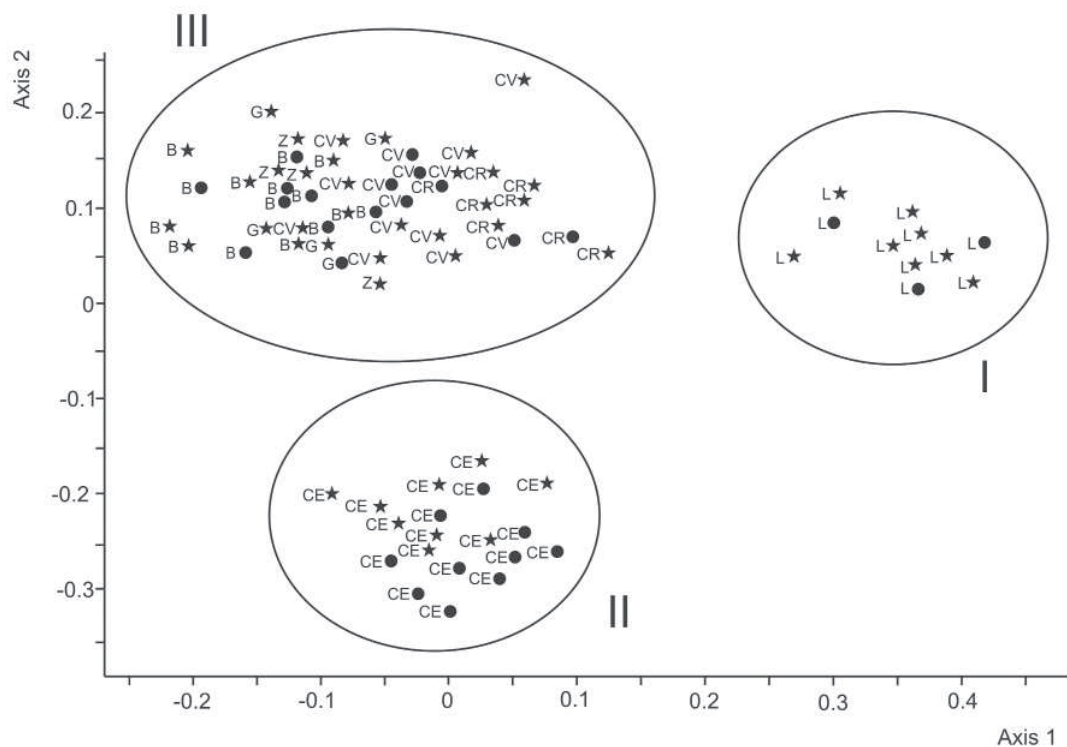


Fig. 2: Ordinamento degli ottanta quadrati (PcoA, dati binari); B Bosco di Basalghelle, G Bosco di Gaiarine, CE Bosco di Cessalto, CR Bosco di Carpenedo, CV Bosco di Cavalier, L Bosco di Lison, Z Bosco di Zacchi

cupate prevalentemente da specie estranee al bosco.

La classica teoria delle nicchie (Hutchinson, 1959) prevede che ogni specie possa persistere all'interno di un *range* limitato di condizioni e che ampie sovrapposizioni della nicchia impediscano la coesistenza delle specie. In questo senso, invasioni dell'habitat da parte di specie esotiche possono avere successo solo se queste presentano nicchie diverse da quelle delle specie residenti. In alternativa, la dominanza competitiva di una specie può derivare da differenze nella *fitness* delle specie, intesa, ad esempio, come diversa capacità di acquisizione delle risorse o differenze nel numero di diaspore prodotte (Chesson, 2000; Tilman, 1988).

Nel caso dei boschi in esame, sembrano entrare in gioco entrambi i meccanismi; da una parte i boschi più grandi hanno ampie superfici che, per caratteri ambientali (radiazione, umidità, temperatura, velocità del vento e nutrienti nel suolo) non sono consoni ad essere occupati dalle AFS. Dall'altra, le specie aliene, più generaliste, sono anche, in gran parte, rappresentate da specie a ciclo breve (*Geranium dissectum*, *Bromus sterilis*, *Galinsoga ciliata*,

Galium aparine, *Stellaria media* ssp. *media*, *Bidens* sp.pl., *Aethusa cynapium* ssp. *cynapium*, *Galeopsis* sp.pl., ecc.), con grande produzione di semi, caratterizzate, quindi, prevalentemente da strategia (*sensu* Grime, 1979) ruderale o competitiva/ruderale, con elevata capacità di acquisizione delle risorse.

L'effetto combinato di superficie e disturbo, fa sì che solo poco più del 50% (57.5%) sia rappresentato da specie nemorali, includendo in questo ambito anche le specie di mantello e orlo; il rimanente 42.5% è dato da specie estranee, legate ad ambienti ecologicamente molto diversi da un bosco.

Dall'analisi della Tabella 3 e dello spettro dei gruppi ecologici (Figura 6) si nota comunque una struttura alquanto differenziata nei diversi boschi. Se la componente arborea, maggiormente governata dagli interventi antropici, e quella del mantello si mantengono relativamente costanti, gli altri gruppi sono, al contrario molto variabili, con una variabilità che dipende solo in parte dalla superficie. I boschi che presentano il massimo livello di inquinamento in specie aliene sono, infatti, i boschi più grandi (Basalghelle e Cessalto) e il bosco di Carpenedo, la

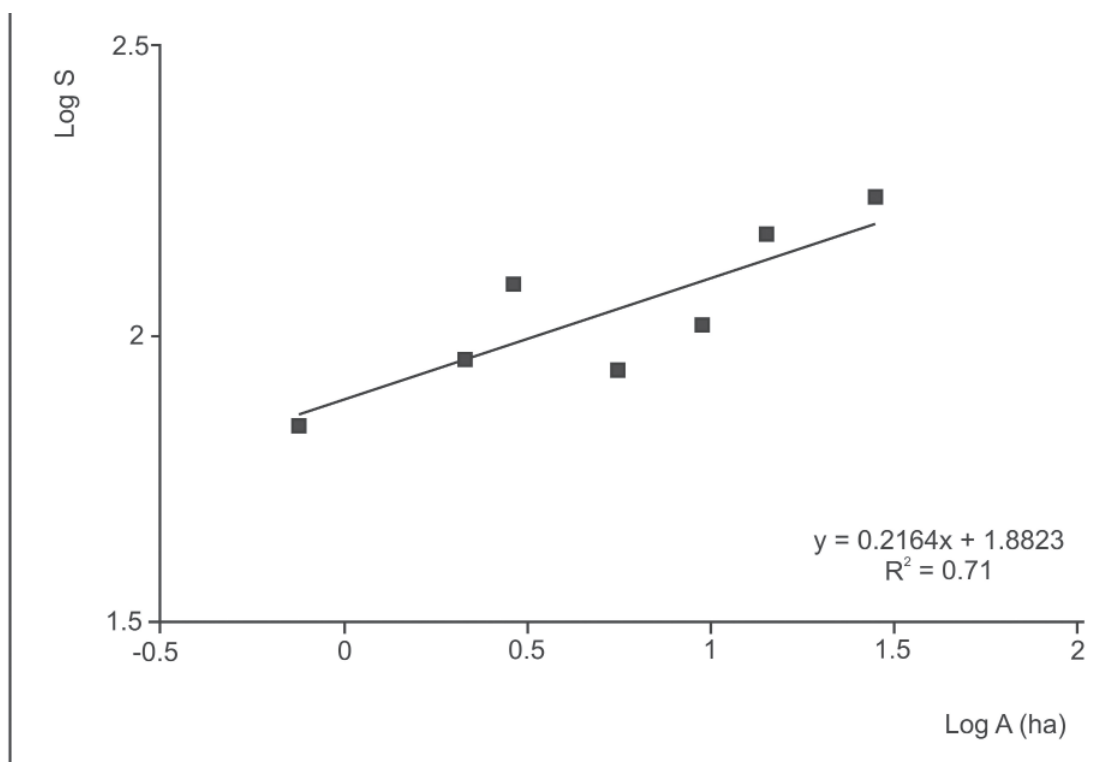


Fig. 3: Relazione area (A) - numero totale di specie (S) relativa ai boschi planiziali del Veneto

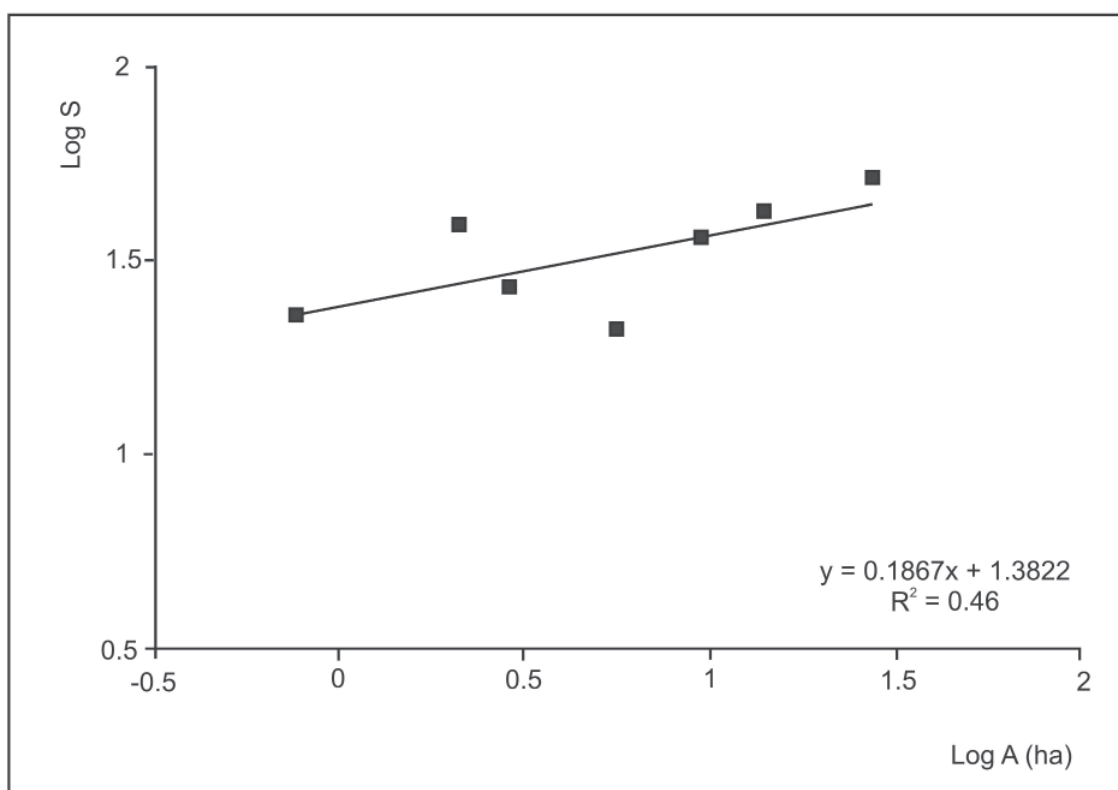


Fig. 4: Relazione area (A) - numero di AFS (S) relativa ai boschi planiziali del Veneto

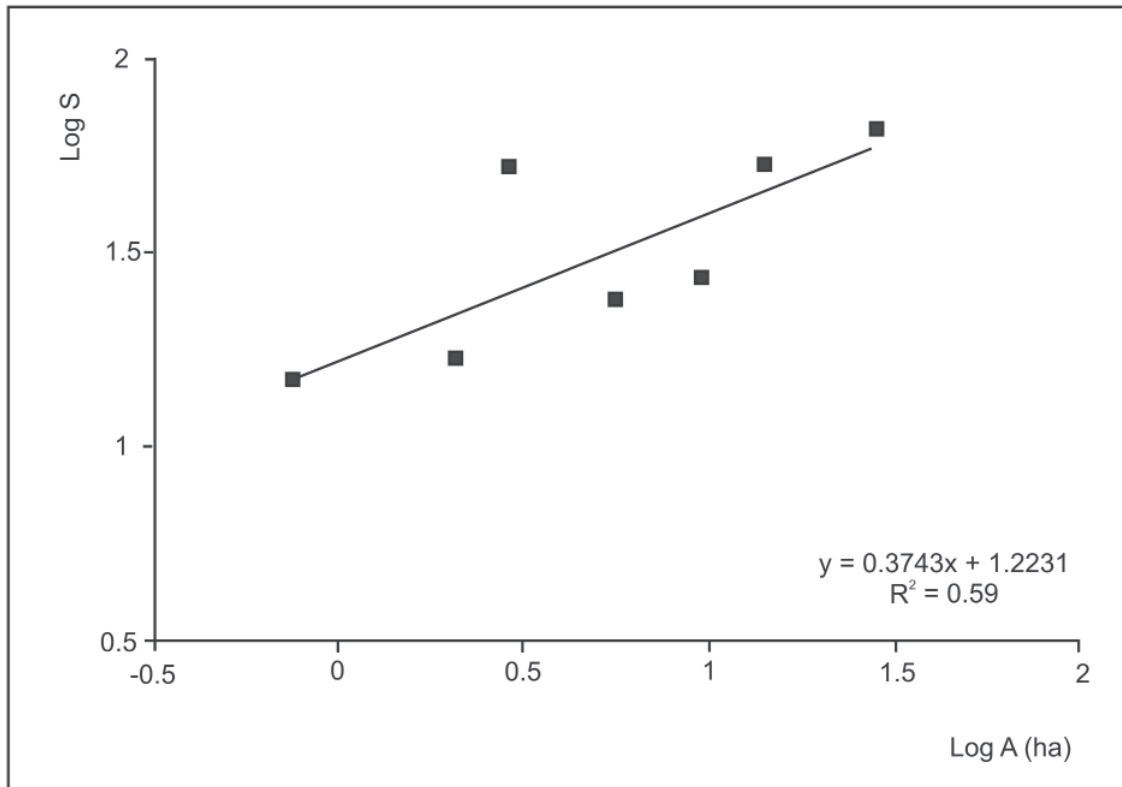


Fig. 5: Relazione area (A) - numero di specie aliene (S) relativa ai boschi planiziali del Veneto

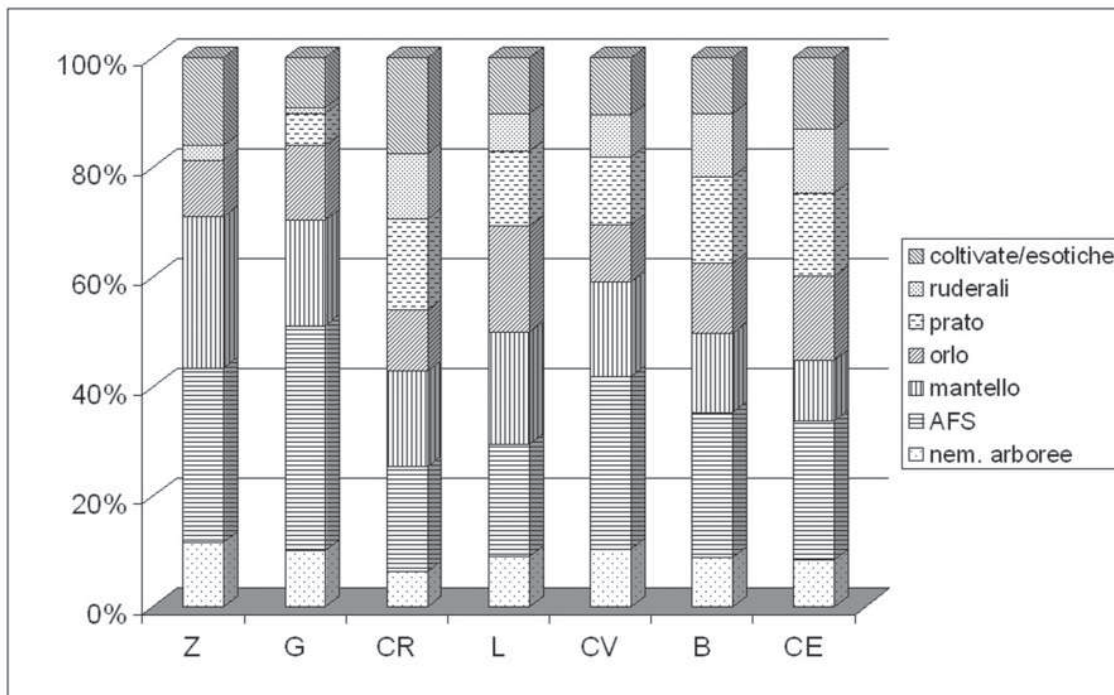


Fig. 6: Spettri dei gruppi funzionali nei boschi planiziali

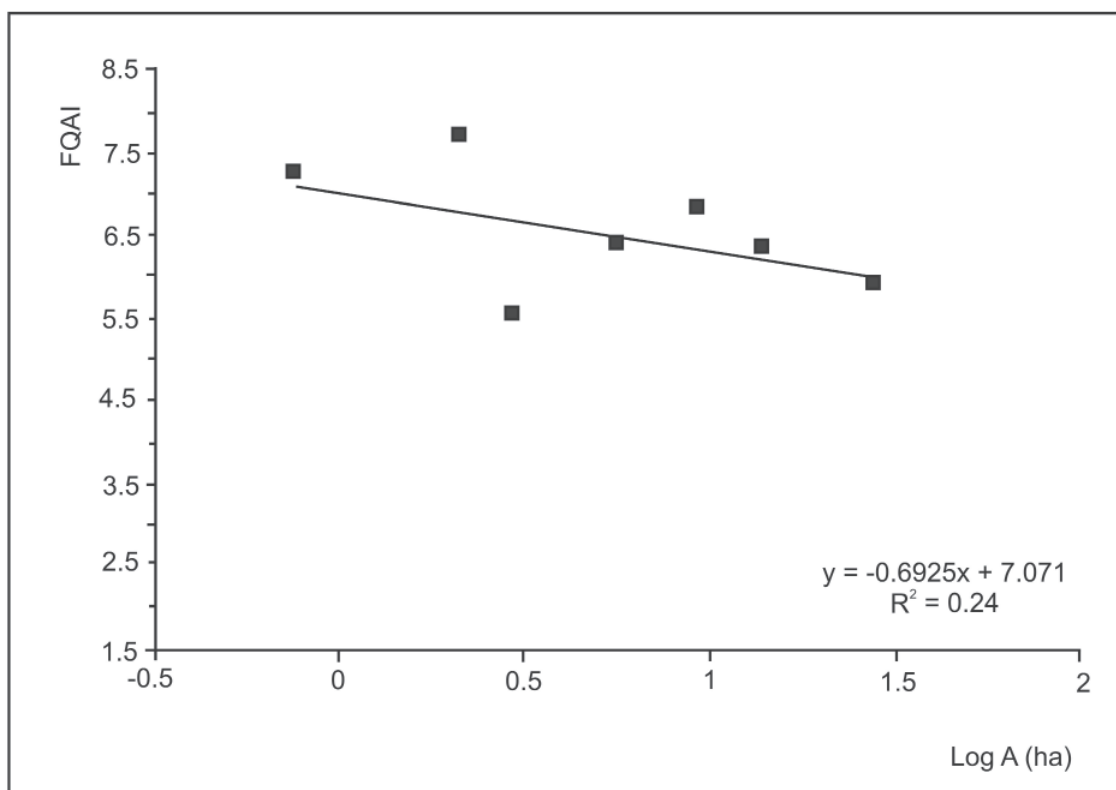


Fig. 7: Relazione FQAI - superficie dei boschi planiziali

cui vicinanza a parchi e giardini delle abitazioni e ad un complesso vivaistico fa salire la percentuale delle specie coltivate e/o esotiche a più del 17% sul totale delle specie rilevate. All'interno del bosco, si ritrovano infatti specie come *Prunus laurocerasus* (una delle specie più utilizzate per le siepi delle abitazioni), *Quercus ilex* ssp. *ilex* o *Trachycarpus fortunei*, una palma di origine asiatica, coltivata a scopo ornamentale.

Quindi, se da un lato viene confermato l'effetto area riscontrato in numerosi studi riguardanti habitat frammentati (Honnay et al., 1999, Jacquemyn et al., 2001), l'aumento in specie non va, però, di pari passo con la qualità biologica del sito.

In Figura 7 si nota infatti una tendenza alla diminuzione di FQAI all'aumentare della superficie. Questo, come già visto nelle relazioni tra gruppi di specie ed area, deriva dal fatto che, all'aumentare della superficie non sono tanto le specie nemorali (ed in particolare le AFS) ad aumentare, quanto piuttosto le specie aliene.

Particolarmente interessante a questo riguardo, è la relazione, altamente significativa tra età e FQAI (Figura 8), per cui all'aumentare dell'età del frammento diminuisce la qualità della componente

floristica e della struttura della comunità.

A conferma dell'andamento decrescente dell'FQAI con l'età, concorrono anche le relazioni riportate in Figura 9 e 10 in base alle quali, con l'aumentare dell'età si ha un aumento della percentuale di specie alloctone e una parallela tendenza al decremento delle AFS, che rappresentano il comparto floristico più pregiato. Lo studio di dispersione mostra, quindi, un duplice effetto del tempo sulla composizione delle comunità. Se da una parte, i siti che hanno subito da più tempo la frammentazione hanno una ricchezza maggiore, questo aumento nel numero di specie si esplica sostanzialmente in una maggiore percentuale di specie alloctone e in una perdita della componente più significativa rappresentata dalle AFS. Ne consegue che la qualità della comunità nei diversi siti diminuisce man mano che aumenta il tempo dall'evento disgregativo.

Discussione e conclusioni

I dati ottenuti con questo studio fanno emergere un quadro complessivo di interazioni tra i diversi parametri indagati, che di volta in volta sembrano incidere in un modo diverso nel comparto biotico. Tuttavia, in concordanza con i molti lavori

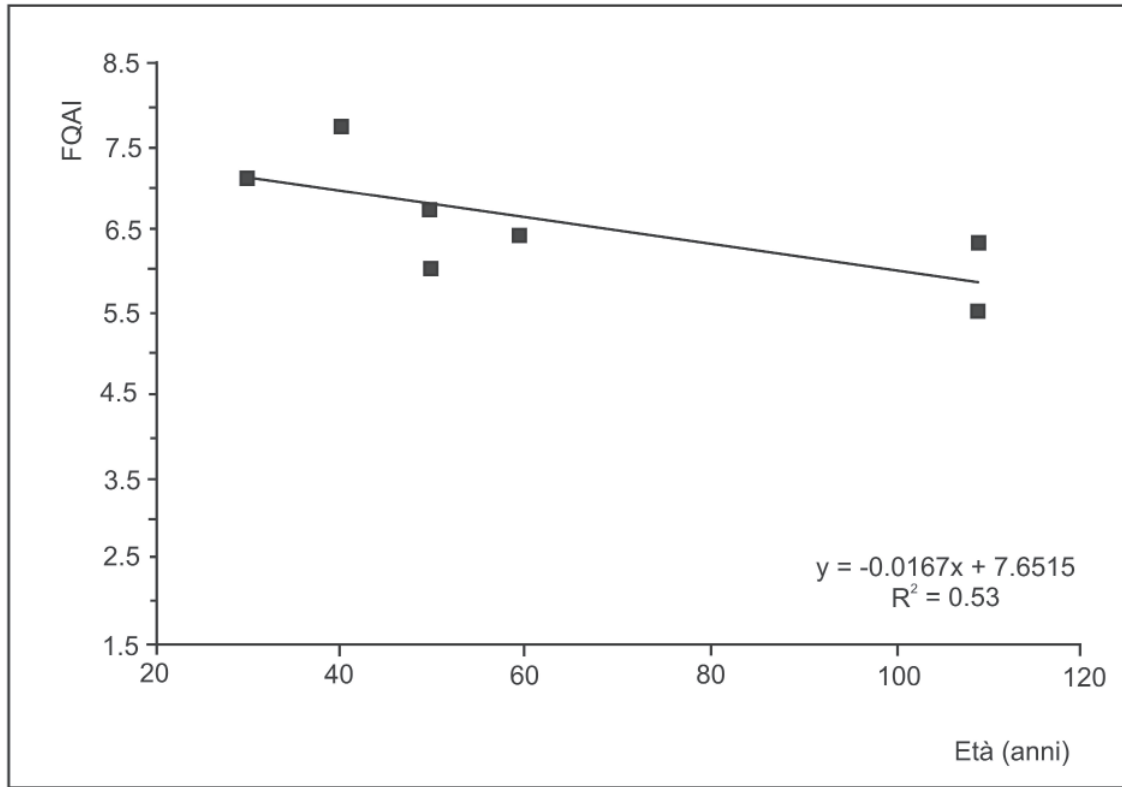


Fig. 8: Relazione FQAI - età dei boschi planiziali

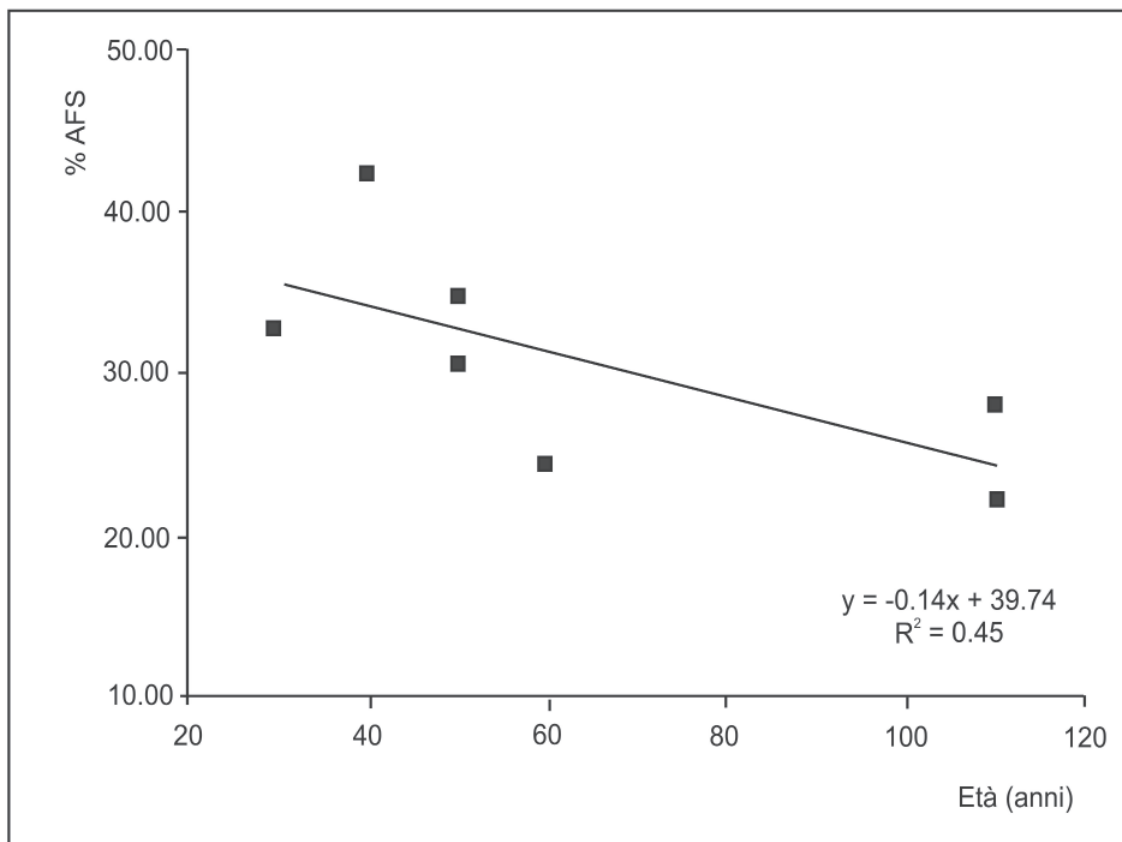


Fig. 9: Relazione età - percentuale di AFS nei boschi planiziali

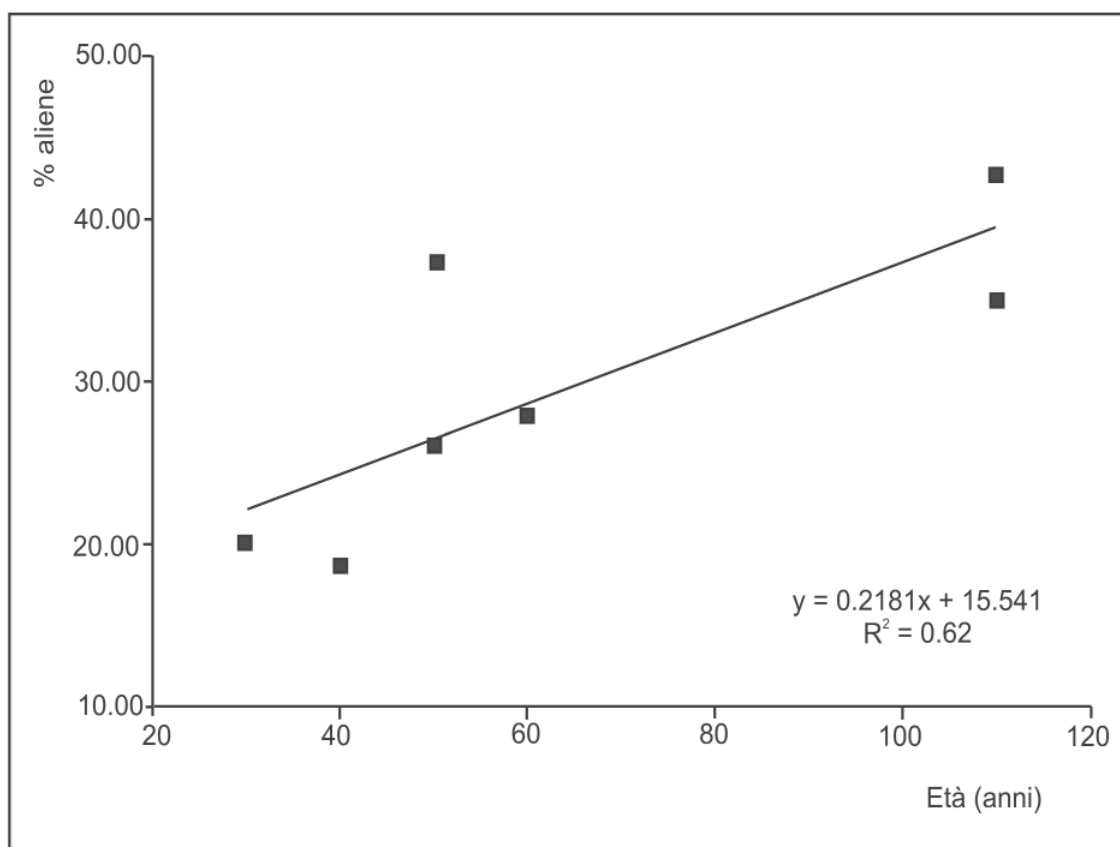


Fig. 10: Relazione età - percentuale di specie “aliene” nei boschi planiziali

che interessano habitat forestali frammentati (Honay et al., 1999, Jacquemyn et al., 2001), la variabile superficie sembra avere le conseguenze più rilevanti sulla diversità delle comunità, sulla loro struttura, sul loro funzionamento e quindi sulla loro capacità di contribuire alla conservazione delle specie nemorali erbacee.

Un dato interessante emerso dallo studio effettuato è che, se esiste una linearità diretta tra numero di specie totali contenute in un sito e superficie, questa linearità non è mantenuta allo stesso modo per tutti i gruppi ecologici presenti. Le ancient forest species, infatti, mostrano una bassa significatività della relazione.

Secondo l'ipotesi del ciclo adattativo, sotto l'influenza di *drivers* esterni, spesso i sistemi ambientali possono entrare in una fase di rilascio (“release”), destrutturandosi, per poi riorganizzarsi in forme molto diverse da quella originaria. La diminuzione della qualità ambientale nel tempo, evidenziata dai boschi in esame, sembra quindi confermare l'ipotesi del periodo di “relaxation” (Kuussaari et al., 2009; Saunders et al., 1991), cui va incontro una

comunità in seguito ad un evento di disturbo. Tale disturbo porta parallelamente alla comparsa di un “debito di estinzione” (Tilman et al., 1994), contratto dal sito nel momento della frammentazione, che, agendo da *driving force*, causa nel tempo l'estinzione delle specie più sensibili e legate ad ambienti stabili, in questo caso le ancient forest species (Vellend et al., 2006), e la perdita delle caratteristiche di habitat boschivo.

Nei boschi più grandi, come visto, la perdita di *core area* è, inoltre, amplificata dalla presenza di ampi viali che costituiscono una via preferenziale per la diffusione delle specie aliene.

Vi sono poi due importanti eccezioni, a carattere opposto, nella relazione numero di specie e area: i boschi di Carpenedo e di Gaiarine. Entrambi con un'area molto ridotta presentano valori di ricchezza che si discostano dal *trend* generale. Il bosco di Carpenedo (3 ha) è il terzo bosco per ricchezza in specie, con un numero di specie confrontabile con quello dei due boschi più grandi, e il primo per emerobio; il bosco di Gaiarine (2 ha) è il terzo sito per ricchezza in specie nemorali e AFS.

Queste differenze portano a considerare che una seconda variabile, influente per l'habitat forestale e comunque legata alla superficie, è la natura della matrice circostante. Il contesto esterno in cui sono inserite le aree naturali esercita un grado di pressione diverso sulle *patches* (Battisti, 2004; Cook et al., 2002): a parità di superficie, un habitat naturale inserito in un contesto urbano (Carpenedo) subisce un disturbo maggiore e risulta più isolato funzionalmente di un habitat circondato da una matrice agraria (Gaiarine). Numerosi studi (Barlow & Kean, 2004; With, 2002) hanno infatti dimostrato che la densità di specie aliene è determinata non solo dalla qualità interna dell'habitat, ma anche dalla struttura e qualità degli habitat circostanti: un aumento di habitat idonei alle specie generaliste fa aumentare le dimensioni delle loro popolazioni, traducendosi in un aumento della loro densità locale (Didham et al., 2007).

La terza variabile significativa è rappresentata dall'età dei frammenti: all'aumentare dell'età, intesa come periodo di tempo trascorso dall'ultima frammentazione, si riscontra una diminuzione della percentuale di AFS, indicando una perdita della capacità del sistema di mantenere nel tempo la struttura originaria.

La conservazione di comunità naturali in aree frammentate può quindi avvenire solo attraverso un'adeguata gestione dei siti e del territorio in generale. L'approccio più completo impiega azioni multiscalari, orientate sia verso un miglioramento dell'habitat complessivo e delle popolazioni di specie *target*, sia verso un miglioramento della matrice antropica in cui esso si colloca (Fischer & Lyndermayer, 2007).

Dati gli elevati problemi di frammentazione e isolamento, gli interventi dovranno avere due finalità: da una parte un miglioramento dell'ospitalità della matrice agro-ambientale, con la creazione di nuovi habitat e/o la rinaturalizzazione di quelli esistenti e, dall'altra, l'individuazione di opere specifiche di de-frammentazione, come la costituzione di corridoi ecologici (Battisti, 2004; Romano, 2000).

Poiché la superficie rappresenta la variabile principale, la prima azione da intraprendere è quindi la creazione di nuove aree di habitat forestale adiacenti ai frammenti residui e di una zona

di *buffer*. Queste strutture permettono di ampliare l'area dall'ecosistema boschivo e allo stesso tempo di compattarla fornendo una protezione dalle interazioni negative con la matrice (Farina, 2001; Fischer & Linder Mayer, 2007). La presenza nel sito di Gaiarine di impianti di riforestazione adiacenti al bosco ha, infatti, creato una barriera tra il bosco e la matrice agricola permettendogli di mantenere una buona struttura e una qualità floristica elevata, nonostante la ridotta superficie.

Questi interventi avrebbero anche una ricaduta paesaggistica, ricreando la zonazione tipica dell'ecosistema boschivo in cui il ruolo di *buffer zone* è ricoperto dal mantello del bosco, che contribuisce a ridurre l'effetto margine proteggendo la *core area*. Attualmente, in seguito all'espansione delle aree agricole, tutti i boschi presentano, al contrario, margini molto netti e confinano direttamente con la matrice antropica.

Il secondo tipo di interventi dovrà invece interessare la progettazione dell'intero territorio circostante, al fine di garantire la possibilità di scambi genetici tra le popolazioni di specie dei diversi frammenti. Questi interventi risultano importanti, in particolare per le specie nemorali erbacee che, essendo dotate di scarsissima mobilità, necessitano di una buona continuità ambientale per avanzare nella colonizzazione di nuovi ambienti.

I concetti di connettività e di rete, implicitamente inclusi nella Direttiva 92/43, hanno portato ad un cambiamento importante nelle strategie conservazionistiche spostando il centro di gravità delle politiche ambientali, dalla tutela delle singole specie alla tutela degli habitat e dalla tutela dei singoli siti alla tutela degli ecosistemi, orientando le strategie per la conservazione della natura al mantenimento della funzionalità dei processi biologici a lungo termine, dai quali dipende la sopravvivenza degli ecosistemi.

Secondo questi concetti, quindi, la pianificazione del territorio deve mirare al mantenimento, o al recupero, delle condizioni di continuità dei territori naturali o seminaturali, presupposto necessario al mantenimento dei processi ecologici che sono alla base della biodiversità (Battisti, 2004; Buffa & Lasen, 2010).

Bibliografia

- ANDREAS B.K., MACK J.J., McCORMAC J.S., 2004, *Floristic Quality Assessment Index (FQAI) for vascular plants and mosses for the State of Ohio*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group, Columbus, Ohio.
- ARPAV, Servizio Acque Interne, 2008, *Le acque sotterranee della pianura veneta - I risultati del progetto SAMPAS*, Grafiche Brenta Limena, Padova.
- ARRHENIUS O., 1921, *Species and area*, J. Ecol. 9: 95-99.
- BARLOW N.D., KEAN, J.M., 2004, *Resource abundance and invasiveness: a simple model*, Biol. Inv. 6,

BATTISTI C., 2004, *Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica*, Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e protezione civile.

BINI C., BUFFA G., D'ONOFRIO E., ZILIOI D.M., 2009, *The soil and land qualities influence on forest decline in the Veneto plain (NE Italy)*, Proc. Int. Conf. Environ. Qual., Imola, 24-25 giugno 2009: 175-182.

BLASI C., NIMIS P., PAOLELLA A., PIGNATTI S., 1995, *Ecosistema urbano e tecnologico*, in Pignatti S. (Ed.) *Ecologia vegetale*, U.T.E.T., Torino, 231-258.

BUFFA G., GAMPER U., GHIRELLI L., LASEN C., MION D., SBURLINO G., 2010, *Le serie di vegetazione della Regione Veneto*, in Blasi C. (Ed.), *La Vegetazione d'Italia. Con Carta delle serie di vegetazione 1:500.000*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Palombi Editore, Roma, 111-137.

BUFFA G., LASEN C., 2010, *Atlante dei siti Natura 2000 del Veneto*, Regione del Veneto, Direzione Pianificazione Territoriale e Parchi. Venezia.

CHESSON P., 2000, *Mechanisms of maintenance of species diversity*, Annual Review of Ecology and Systematics 31: 343–366.

CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A., BLASI C., 2005, *An annotated checklist of Italian flora*, Palombi Editore, Roma.

COOK W.M., LANE K.T., FOSTER B.L., HOLT R.D., 2002, *Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments*, Ecology Letters 5: 619-623.

DIDHAM R. K., TYLIANAKIS J. M., GEMMELL N. J., RAND T. A., EWERS R. M., 2007, *Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline*, Trends in Ecology and Evolution, 22 (9): 489-496.

ELLENBERG H., 1978, *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, Ulmer Verlag, Stuttgart.

FARINA A., 2001, *Ecologia del Paesaggio. Principi, metodi e applicazioni*, UTET Libreria, Torino.

FISCHER J., LINDENMAYER D.B., 2007, *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*, Global Ecology and Biogeography 16: 265–280.

FLINN K. M., VELLEND M., 2005, *Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes*, Frontiers in Ecology and the Environment 3 (5): 243–250.

GLEASON H.A., 1922, *On the relation between species and area*, Ecology 3: 158–162.

GRIME J.P., 1979, *Plant strategies and Vegetation Processes*, Wiley & Sons, Ltd.

HERMAN K.D., MASTERS L.A., PENSKAR M.R., REZNICEK A.A., WILHELM G.S., BRODOVICH W.W., GARDINER K.P., 2001, *Floristic quality assessment with wetland categories and examples of computer applications for the State of Michigan*, Michigan Department of Natural Resources, Wildlife Division, Natural Heritage Program.

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 conservation*, Biological Conservation 91: 9-22.

HERMY M., VERHEYEN K., 2007, *Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity*, Ecological Research 22: 361–371.

HONNAY O., ENDELS P., VEREECKEN H., HERMY M., 1999, *The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium*, Diversity and Distributions 5: 129–141.

HONNAY O., JACQUEMYN H., BOSSUYT B., HERMY M., 2005, *Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species*, New Phytologist 166: 723–736.

HONNAY O., VERHEYEN K., BUTAYE K., JACQUEMYN H., BOSSUYT B., HERMY M., 2002, *Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species*, Ecology Letters 5: 525-530.

HUTCHINSON, G.E., 1959, *Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals?* American Naturalist 93: 145–159.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), 2007, *Climate Change 2007: Synthesis Report. An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, <http://www.ipcc.ch>.

KOLB A., DIEKMANN M., 2004, *Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species*, Journal of Vegetation Science 15: 199-208.

KUUSAAARI M., BOMMARCO R., HEIKKINEN R.K., HELM A., KRAUSS J., LINDBORG R., ÖCKINGER E., PARTEL M., PINO J., RODÀ F., STEFANESCU C., TEDER T., ZOBEL M., STEFFAN-DEWENTER I., 2009, *Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation*, Trends in Ecology & Evolution 10: 564-571.

JACQUEMYN H., BUTAYE J., HERMY M., 2001, *Forest plant species richness in small, fragmented mixed*

- deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation*, J. Biogeog. 28: 801-812.
- LAVOREL S., MC INTYRE S., LANDSBERG J., FORBES T.D.A., 1997, *Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance*, Trends in Ecology and Evolution 12: 474-478.
- LEWIS O.T., 2006, *Climate change, species-area curves and the extinction crisis*, Philosophical Transactions of the Royal Society of London 361: 163-171.
- MARINCEK L., 1994, *Zur nomenklature der hainbuchenwälder des Erytronio-Carpinion*, Simpozij-Pevalek (Zagreb): 57-62.
- MAZZOLA M., 2006, *Relazione sullo stato della rete freaticometrica regionale*, ARPAV, U.O. Rete idrografica regionale, in <http://www.arpa.veneto.it>.
- MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER T. (EDS.), 1993A, *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*. Teil 1: Anthropogene Vegetation, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- MUCINA L., GRABHERR G., WALLNOFER S. (EDS.), 1993B, *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*, Teil 2: Natürliche waldfreie Vegetation, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- MUCINA L., GRABHERR G., WALLNOFER S. (EDS.), 1993C, *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*, Teil 3: Wälder und Gebüchse, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- MURCIA C., 1995, *Edge effects in fragmented forests: implication for conservation*, Trends in Ecology and Evolution 10(2): 58-62.
- MUSCIO G. 2001, *L'origine geologica della Pianura Padana*, in Ruffo S. (a cura di) *Le foreste della Pianura Padana. Un labirinto dissolto*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale, Comune di Udine: 24-25.
- OBERDORFER E., 1983, *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*, Eugen Ulmer, Stuttgart.
- PETERKEN G.F., 1974, *A method of assessing woodland flora for conservation using indicator species*, Biological Conservation 6: 239-245.
- PETERKEN G.F., 1977, *Habitat conservation priorities in British and European woodlands*, Biological Conservation 11: 223-236.
- PODANI J., 2001, SYN-TAX 2000. *Computer programs for data analysis in ecology and systematics. User's manual*, Scientia, Budapest.
- POLDINI L., BUFFA G., SBURLINO G., VIDALI M., 2009, *I boschi della Pianura Padana orientale e problemi inerenti alla loro conservazione*, Natura Bresciana 36: 173-178.
- POLDINI L., VIDALI M., BIONDI E., BLASI C., 2002, *La classe Rhamno-Prunetea in Italia*, Fitosociologia 39 (1) suppl. 2: 145-162.
- RAUNKIAER C.C., 1934, *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*, Oxford University Press.
- REISS K.C., 2006, *Florida Wetland Condition Index for depression forested wetlands*, Ecological Indicators 6: 337-352.
- RIES L., FLETCHER R.J., BATTIN J., SISK T.D., 2004, *Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained*, Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35:491-522.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., 2004, *Global bioclimatics. Clasificación Bioclimática de la Tierra*, Available at the following web site: <http://www.Globalbioclimatics.org/book/bioc/biocl.pdf>.
- ROBINSON G.R., HOLT R.D., GAINES M.S., HAMBURG S.P., JOHNSON M.L., FITCH H.S., MARTINKO E.A., 1992, *Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation*, Science 257: 524-526.
- ROMANO B., 2000, *Continuità ambientale. Pianificare per il riassetto ecologico del territorio*, Andromeda Ed., Teramo.
- SAUNDERS D., HOBBS R.J., MARGULES C.R., 1991, *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*, Conservation Biology 5: 18-32.
- STOPPA G., D'ONOFRIO E., VILLANI M., BUFFA G., submit., *La componente floristica dei relitti boscati della pianura veneta: qualità e grado di conservazione*, Informatore Botanico Italiano.
- TILMAN D., 1988, *Plant Strategies and the Dynamics and Function of Plant Communities*, in May R.M. (Ed.), *Monographs in Population Biology*, Vol. 26, Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- TILMAN D., MAY R.M., LEHMAN C.L., NOWAK M.A., 1994, *Habitat destruction and the extinction debt*, Nature 371: 65 - 66.
- VELLEND M., VERHEYEN K., JACQUEMYN H., KOLB A., VAN CALSTER H., PETERKEN G., HERMY M., 2006, *Extinction debt persists for more than a century following habitat fragmentation*, Ecology 87: 542-548.
- VERHEYEN K., HONNAY O., MOTZKIN G., HERMY M., FOSTER D., 2003, *Response of forest plant species to land-use change: a life-history based approach*, J. Ecol. 91:563-577.
- WITH, K.A., 2002, *The landscape ecology of invasive spread*, Conservation Biology 16: 1192-1203.

