

## Valutazione della qualità e dello stato di conservazione degli ambienti litoranei: l'esempio del S.I.C. "Penisola del Cavallino: biotopi litoranei" (Venezia, NE-Italia)

G. Buffa, D. Mion, U. Gamper, L. Ghirelli & G. Sbrulino

Università di Venezia, Dipartimento di Scienze Ambientali, Campo Celestia 2737b, I-30121 Venezia; e-mail buffag@unive.it

### Abstract

*Evaluation of quality and conservation status in coastal landscapes: the example of the Site of Community Importance "Penisola del Cavallino: biotopi litoranei" (Venice, NE Italy).* Quality of coastal landscape has been estimated at two different scale: at the community level, we assessed a naturalistic value, by evaluating characteristics coming both from species (i.e. presence of endemic species) and from community itself (i.e. rarity). We also took into account the percentage of exotic and ruderal species on the total number of species of each community, as an indirect measure of alteration degree.

At the landscape level, we tried to value structural and functional integrity by evaluating spatial connectivity and contrast among patches. As the plant communities of foredunes show a typical spatial zonation, the two indices have been calculated along 27 transects perpendicular to the seashore.

On the basis of a digital map of the area, we measured the gamma connectivity index along each transect; we assessed both "total connectivity", considering all the communities intersected by the transects, and "partial connectivity", considering only the plant communities of foredunes, so describing spatial distribution model of coastal vegetation. Since on the backdune there is not a typical zonation of communities, we counted only the links between natural communities, considering anthropogenic communities as a break of natural landscape and of connectivity. In addition, we measured the contrast index; this index evaluates the change in environmental conditions going from one community (or patch) to the neighbouring one. The different patches are included and surrounded by a matrix, consisting of "nonhabitat" at different degree of alteration, that may function as an impenetrable barrier for individuals or, on the contrary, may favour movements. Thus, the surrounding matrix may significantly influence the effective isolation of habitat patches, rendering them more or less isolated than simple distance would indicate. For the contrast computation, we utilized the naturalistic value assessed to each community on the basis of the phytosociological data. Both indices point to the extreme fragmentation of coastal landscape and to high vulnerability that characterizes all natural communities being they surrounded by a matrix highly contrasting. Conservation strategies should, then, concern natural habitat, their quality and their structural and functional integrity, but they should also consider the quality of surrounding matrix.

Key words: coastal landscape, community quality, contrast, North Adriatic, structural connectivity, transect.

### Riassunto

La valutazione della qualità e dello stato di conservazione del territorio della Penisola del Cavallino (VE) è stata effettuata a due diverse scale; a scala di comunità si è cercato di valutare quanto le caratteristiche delle comunità presenti, in termini di struttura e composizione specifica, si avvicinano a quelle del tipo di riferimento; a livello di paesaggio, valutandone il grado di integrità strutturale e funzionale, attraverso il calcolo dell'indice di connettività strutturale e dell'indice di contrasto. I due tipi di analisi evidenziano l'estrema frammentazione e l'elevata vulnerabilità delle comunità naturali che sono immerse in un paesaggio (matrice) fortemente modificato dall'uomo. Le strategie di conservazione devono avere, ovviamente, come priorità la conservazione e il recupero degli habitat naturali, ma perché queste azioni giungano realmente a salvaguardare la continuità dei territori naturali e seminaturali, occorre che sia presa in considerazione la qualità dell'intero paesaggio, compresa la matrice in cui sono immersi gli habitat di interesse.

Parole chiave: connettività, contrasto, Nord Adriatico, paesaggio costiero, qualità, transetti.

### Introduzione

Il forte incremento dell'uso del territorio, l'elevato sfruttamento delle risorse, l'esplosione demografica hanno portato alla riduzione e frammentazione degli habitat naturali e hanno relegato molte specie sia animali che vegetali in spazi sempre più piccoli e spesso insufficienti alla loro sopravvivenza tanto che la perdita e la frammentazione degli habitat è riconosciuta come una delle principali cause di estinzione delle specie (Acosta *et al.*, in pubbl.; Fahrig, 2001; Gu *et al.*, 2002; Gustafson & Gardner, 1996; Sakai *et al.*, 2001; Schumaker, 1996; Stanisci *et al.*, 2004; With *et al.*, 1997).

Ai fini del riassetto ecologico del territorio, una delle

esigenze fondamentali è quindi il mantenimento delle condizioni di continuità dei territori naturali e seminaturali con l'obiettivo di consentire i normali processi di dinamica ecologica che sono alla base della biodiversità.

Lungo il litorale nord-adriatico coesistono un utilizzo antropico piuttosto intenso ed un elevato valore naturalistico, che si traduce nella presenza di habitat e specie di particolare importanza. Queste caratteristiche lo rendono sito ideale per tentare un approccio analitico che permetta di sviluppare una metodologia per la valutazione della qualità e dello stato di conservazione in aree che necessitano di una politica gestionale in grado di tener conto della complessità tessiturale del paesaggio e dei processi in atto.

## Il Paesaggio vegetale

Il tratto del litorale della penisola del Cavallino (Fig. 1A), situato in Comune di Cavallino-Treporti (Venezia, NE-Italia) si estende per circa 13 km dalla diga nord del Porto di Lido fino al Porto di Piave Vecchia. L'intensa antropizzazione, dovuta in particolare al forte sviluppo del turismo balneare, ha portato alla quasi completa distruzione del sistema dunale: la fascia dalla battigia fino alle prime dune mobili comprese è stata quasi ovunque spianata e tale viene mantenuta da periodici interventi, mentre ampi tratti delle dune consolidate e degli ambienti retrodunali sono stati soggetti ad impianti, rispettivamente, di conifere (in prevalenza *Pinus pinaster* e *P. pinea*) e latifoglie (*Salix alba*, *Populus* sp.pl., *Alnus glutinosa*, *A. cordata*, *Platanus hybrida*, *Laurus nobilis*, ecc.). Nel 1997, inoltre, il Magistrato alle Acque di Venezia, tramite il Consorzio Venezia Nuova, ha completato un intervento di ripascimento di 11 km di spiaggia e le dune artificiali sono state oggetto di interventi di stabilizzazione mediante impianti di *Ammophila australis* e *Tamarix gallica*. In alcune aree si sono però conservati lembi dei sistemi dunali naturali; si tratta di dune di origine recente il cui sviluppo è seguito alla costruzione della diga foranea, avvenuta intorno al 1880, e che ha contribuito a modificare le condizioni di equilibrio dinamico delle spiagge della penisola.

Il SIC ha una superficie totale di circa 400 ha

organizzati in subaree distinte e separate da tratti di litorale intensamente utilizzato per il turismo balneare. Al suo interno, le aree più estese e meglio conservate sono situate nella porzione occidentale (Punta Sabbioni, Ca' Savio e Ca' Ballarin), mentre le porzioni più orientali sono state così pesantemente modificate da non presentare alcuna copertura vegetale. Le elaborazioni sono state, quindi, limitate alla porzione più naturale (Fig. 1B – Punta Sabbioni, Ca' Savio e Ca' Ballarin), che presenta una superficie totale di 205 ha. Nonostante la maggiore naturalità, la superficie coperta da insediamenti umani, più o meno diffusi (centri abitati e coltivi) e da infrastrutture turistiche (soprattutto spiagge attrezzate e campeggi), ammonta al 30% dell'intera area. Il 60% circa è coperto da vegetazione, di cui però solo il 44% è rappresentato da comunità naturali; il rimanente 10% circa è costituito da sabbia nuda non utilizzata a fini prettamente turistici. Effettuando la stessa analisi sull'area totale del SIC, comprendendo quindi anche la sub-area del Cavallino, si riscontra un 60% di superficie antropizzata, circa il 40% di superficie vegetata di cui solo il 25% è rappresentato da vegetazione naturale.

Il paesaggio vegetale delle coste del Veneto è stato oggetto di diversi lavori descrittivi sulle più frequenti comunità psammofile e alo-igrofile (Biondi, 1999; Biondi *et al.*, 1999; Corbetta *et al.*, 1984; Ferrari *et al.*, 1989; Gamper, 2002; Géhu *et al.*, 1984; Géhu & Biondi, 1994, 1996; Ghirelli, 1993; Pignatti 1952, 1953a,

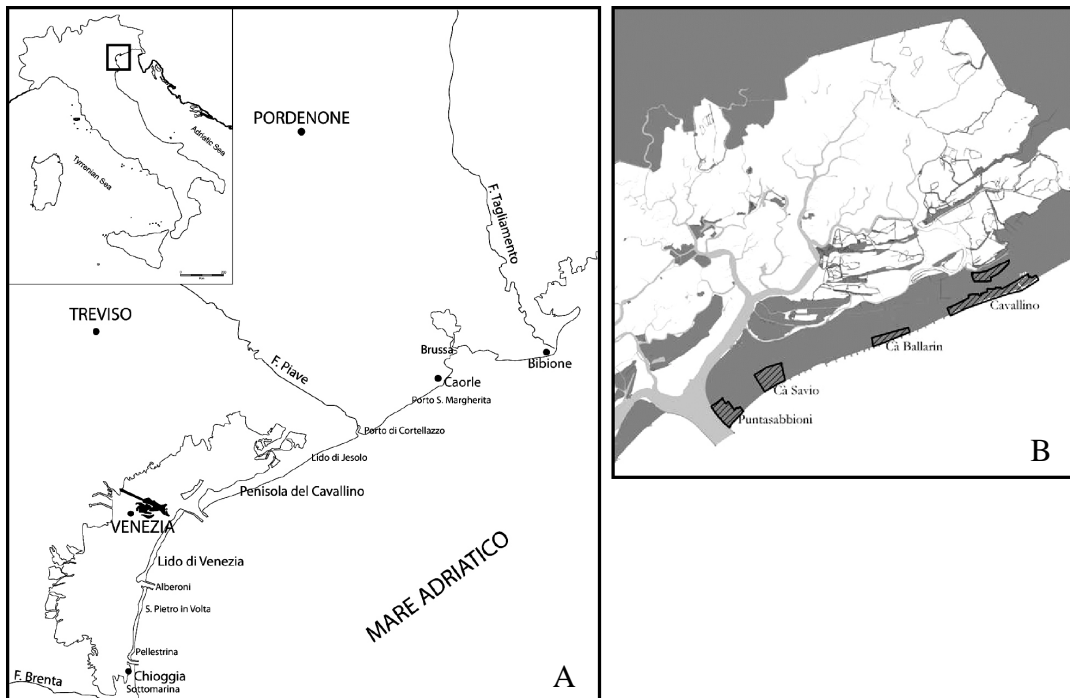


Fig. 1 - Localizzazione dell'area di studio (A) e del territorio interessato dal SIC oggetto di studio (B)

Fig. 1 - Study area (A) and perimeter of the SCI (B)

1953b; Poldini *et al.*, 1999, 2002). In assenza di disturbi antropici, le comunità si sviluppano secondo un modello parallelo alla linea di costa, lungo una sequenza in cui le singole comunità si trovano in contatto catenale, e che, dal mare verso l'entroterra può essere riassunta come segue:

<i>Salsolo kali-Cakiletum maritimae</i>	primo tratto di spiaggia oltre la fascia afitoica della battigia comunità pioniera terofitica ed alonitrofila
<i>Sporobolo arenarii-Agropyretum juncei</i>	prime dune embrionali comunità erbacea perenne e discontinua/rizomatosa/rada
<i>Echinophoro spinosae-Ammophiletum arenariae</i>	sistemi dunali mobili più interni comunità erbacea perenne e discontinua/cespitosa/più densa

Nelle aree più disturbate, le comunità naturali si trovano a mosaico o sono sostituite da *Sileno coloratae-Vulpietum membranaceae* e/o da comunità sinantropico-ruderali, talvolta di difficile attribuzione sintassonomica, quali *Xanthio italici-Cenchretum incerti* e i diversi aggruppamenti a *Spartina juncea*, ad *Ambrosia coronopifolia*, a *Cynodon dactylon*, a *Oenothera biennis*, a *Elytrigia atherica*, a *Trachomitum venetum*, ecc..

La toposequenza psammofila è in contatto con la serie edafoxerofila dei cordoni dunali stabilizzati ed in particolare con *Tortulo-Scabioetum*, comunità camefitica, endemica delle coste nord-adriatiche e con baricentro lungo il litorale veneto, che colonizza le dune stabilizzate dove forma caratteristiche micropraterie xeriche; in caso di rottura della copertura vegetale, viene sostituito da *Sileno coloratae-Vulpietum membranaceae silenetosum conicae*.

Sulle dune più arretrate, il termine maturo della serie è la lecceta extrazonale (*Quercion ilicis*), mentre l'associazione di mantello è rappresentata da *Asparago acutifolii-Osyridetum albae* (Poldini *et al.*, 2002). Come già accennato, i cordoni dunosi più interni sono stati oggetto di forti trasformazioni, con impianti di pini, pioppi ed altre entità legnose e l'unico termine della serie presente è *Tortulo-Scabioetum*; è importante, però, rilevare che quasi ovunque si assiste ad una graduale riaffermazione della comunità matura, testimoniata dallo sviluppo nel sottobosco delle specie legate alla lecceta e dalla notevole rinnovazione del leccio stesso. Il mantello è completamente assente e gli unici termini arbustivi presenti sono rappresentati da formazioni soggette a rapido dinamismo e in gran parte dominate da specie alloctone tra cui spiccano *Amorpha fruticosa*, *Eleagnus angustifolia* e *Tamarix gallica*.

Un'altra associazione presente, anche su superfici relativamente ampie, è *Eriantho-Schoenetum nigricantis*, prateria igrofila a dominanza di *Schoenus nigricans* ed *Erianthus ravennae*, unico elemento della microserie edafoigrofila subalofila delle depressioni umide interdunali.

## Materiali e metodi

La valutazione della qualità e dello stato di conservazione di un territorio può essere effettuata a diverse scale; a scala di comunità, cercando di valutare quanto le caratteristiche delle comunità presenti, in termini di struttura e composizione specifica, si avvicinano a quelle del tipo di riferimento; a livello di paesaggio, valutandone il grado di integrità strutturale e funzionale (Acosta *et al.*, 2000; Acosta *et al.*, 2003a, 2003b; Ricotta *et al.*, 2003).

Per la valutazione a scala di comunità, sono stati utilizzati dati derivanti dall'analisi fitosociologica classica (Braun-Blanquet, 1928, 1964). Per ogni associazione rilevata all'interno del SIC è stata valutata la qualità (Acosta *et al.*, 1998; Acosta *et al.*, in pubbl.; Blasi *et al.*, 1998, 2001; Poldini, 1989; Rossi *et al.*, 1999) prendendo in considerazione 3 parametri relativi alle comunità in toto (rarietà dell'associazione, azonalità, coerenza nella sequenza); accanto a questi è stata valutata la presenza, all'interno delle comunità, di entità notevoli (specie al limite del loro areale, endemiche, citate in All. II della Direttiva Europea 92/43, nel Libro Rosso nazionale, nella Lista Rossa regionale e/o presenti nella Legge Regionale 53/74 di protezione della Flora e della Fauna o, infine, specie da considerarsi molto rare nel territorio in esame).

Allo scopo di valutare il livello di inquinamento floristico e quindi, in via indiretta, il grado di conservazione/alterazione, per ogni comunità è stato calcolato il numero di specie esotiche e ruderali presenti e il rapporto con il numero medio di specie della comunità (Acosta *et al.*, 2003a; Stanisci *et al.*, 2004).

In Tab. 1 sono riportati i parametri utilizzati e i relativi punteggi.

Tab. 1. Parametri e relativi punteggi utilizzati per il calcolo della qualità delle comunità

Tab. 1 Parameters and respective scores used for the assessment of naturalistic value of communities

<u>PARAMETRI SINTETICI</u>		
1a. Rarità	3	comunità endemica
	2	comunità subendemica
	1	comunità localmente rara
	0	tutte le altre
1b. Azonalità	3	comunità azonale
	0	comunità non azonale
1c. Sequenza psammofila tipica	3	comunità in sequenza
	0	comunità estranea alla sequenza
<u>PARAMETRI ANALITICI</u>		
2a. Sp. al limite dell'areale	2	sp. presente in cl. IV o V
	1	sp. presente in cl. II o III
2b. Sp. endemiche	3	solo presenza
2c. Sp. dell'All. II Direttiva 92/43	2	solo presenza
2d. Sp. del Libro Rosso	2	sp. presente in cl. IV o V
	1	sp. presente in cl. II o III
2e. Sp. della Lista Rossa reg., L. R. '74 e/o molto rare	2	sp. presente in cl. IV o V
	1	sp. presente in cl. II o III
3. Inquinamento floristico	3	sp. inquinanti con frequenza > 50%
	2	sp. inquinanti con frequenza > 20%
	1	sp. inquinanti con frequenza tra 1 e 20%

Le moderne strategie di conservazione, sempre più spesso, prendono in considerazione, non solo il tipo e la quantità di habitat che devono essere conservati, ma anche la loro configurazione spaziale nel paesaggio di riferimento. Grazie all'esistenza di una carta della vegetazione, prodotta in ambiente G.I.S. a scala 1:10.000 (Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti – Magistrato alle Acque di Venezia – Consorzio Venezia Nuova, 2001), è stato possibile effettuare una valutazione complessiva del territorio.

Poiché le comunità della toposequenza

psammofila, in assenza di disturbo antropico, si sviluppano tipicamente lungo una linea parallela a quella di costa, gli indici utilizzati per l'analisi sono stati calcolati con un approccio unidimensionale, lungo 19 transetti di analisi (6 per Punta Sabbioni e Ca' Ballarin, 7 per Ca' Savio) perpendicolari alla costa stessa e posti a una distanza di 100 m l'uno dall'altro.

Sulla base della cartografia digitale, per ciascun transetto, è stato possibile calcolare l'indice di connettività  $\gamma$  (Acosta *et al.*, 2003a; Forman, 1995;

Forman & Godron, 1986), sia totale, considerando quindi tutte le comunità intersecate dal transetto, sia tenendo conto delle sole cenosi appartenenti alla toposequenza, al fine di descrivere il modello di distribuzione spaziale della vegetazione delle dune. Poiché nelle dune più arretrate non esiste un modello distributivo analogo a quello della toposequenza psammofila, sono stati contati solo i link tra comunità naturali, valutando la presenza di un qualsiasi aggruppamento sinantropico come un'interruzione del paesaggio naturale e quindi della connettività.

Sfruttando gli strumenti di analisi territoriale messi a disposizione dall'ambiente software G.I.S., è stato anche calcolato l'indice di contrasto (Farina, 2001); tale indice valuta l'ampiezza del cambiamento delle condizioni ambientali passando da una comunità (o patch) alla comunità adiacente. Le patches presenti sono immerse nella matrice che, in linea di principio, comincia al margine delle singole patches ed è formata da una serie di "non-habitat" che si trovano a vari livelli di alterazione e che possono funzionare da barriera al movimento degli organismi, amplificando il contrasto e l'isolamento, o, viceversa, possono favorirlo. Le singole patches possono, cioè, avere confini impenetrabili che non potranno essere virtualmente attraversati (ad esempio il confine tra un insediamento urbano e un relitto di bosco maturo) oppure possono presentare una barriera molto permeabile come può essere quella tra una foresta matura e il suo mantello. La matrice circostante può, quindi, influenzare significativamente l'effettivo isolamento degli habitat, rendendoli più o meno isolati di quanto indicherebbe la semplice distanza (Jules & Shabani, 2003; Murphy & Lovett-Doust, 2004; Steffan-Dewenter *et al.*, 2002). Nel

caso specifico, per il calcolo del contrasto tra le patches è stato utilizzato il valore di qualità attribuito ad ogni comunità su base floristico-vegetazionale. L'analisi è stata condotta inizialmente con un approccio bidimensionale geografico, ottenendo, per ciascuna patch territoriale cartografata, il valore medio del contrasto ai margini, normalizzato sull'area della singola patch. Sulla base della mappa ottenuta sono stati quindi ricavati i valori di contrasto lungo i transetti, in seguito utilizzati per l'analisi.

A causa dell'elevato disturbo cui è soggetta la prima fascia di spiaggia, non è stato possibile riportare cartograficamente, alla scala utilizzata, l'estensione di *Salsolo kali-Cakiletum maritimae*, e, conseguentemente, non è stato possibile includerlo in queste analisi.

## Risultati

Le formazioni più diffuse sul territorio del SIC sono quelle arbustive, presenti con 27 patches, ma con una copertura totale di poco superiore al 6%. Analogo discorso può essere fatto per gli impianti di specie arboree, che pur essendo presenti con una frequenza elevata (26 patches), coprono appena il 5% della superficie (10 ha). Le coperture più significative sono espresse dalle pinete d'impianto, che con poche patches (5) arrivano al 19% dell'area analizzata, seguite dalle praterie igrofile (*Eriantho-Schoenetum*) che coprono l'11% della superficie, ma con un numero molto elevato di aree (24). Le comunità più rare sono *Tortulo-Scabioisetum*, con 4 patches e nemmeno un ha di superficie complessiva, e *Echinophoro-Ammophiletum*, con 8 patches che assommano a meno di 2 ha di

Tab. 2 - Percentuale di patches dei singoli habitat e percentuale di superficie coperta all'interno del territorio del SIC  
Tab. 2 - Percentage of habitat patches and percentage of SCI surface covered by each habitat

Habitat	% n. patch	% sup. habitat
1 <i>Sporobolo-Agrophyretum</i>	0,74	4,55
2 <i>Echinophoro-Ammophiletum</i>	5,93	0,92
3 <i>Sileno-Vulpietum</i>	0,74	4,31
4 <i>Tortulo-Scabioisetum</i>	2,96	0,46
5 <i>Eriantho-Schoenetum</i>	18,52	11,63
6 Formazioni arbustive	20	6,49
7 Formazioni arboree	19,26	5,01
8 Pinete	3,7	18,59
9 Comunità sinantropico-ruderali	12,59	9,38

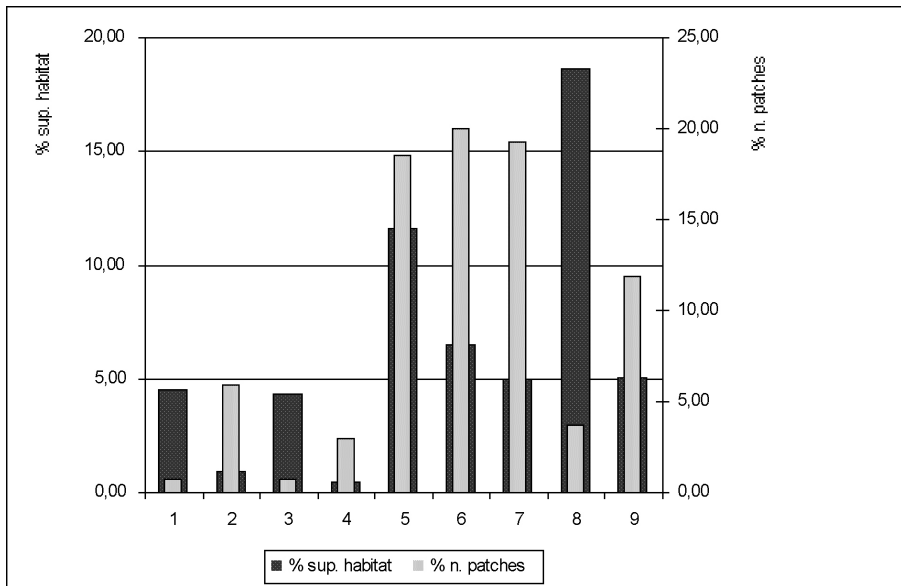


Fig. 2 - Rappresentazione grafica della struttura del paesaggio vegetale del SIC. I numeri corrispondono a quelli riportati in Tab. 2  
 Fig. 2 - Graphic description of landscape structure. Numbers correspond to those of Tab. 2

superficie complessiva (Tab. 2 e Fig. 2).

La semplice proporzione di un dato tipo di habitat in un paesaggio è una misura importante, poiché questa caratteristica condiziona la configurazione complessiva del paesaggio e fornisce indicazioni precise sul grado di isolamento degli habitat e delle metapopolazioni che l'habitat ospita (Gustafson, 1998; Steffan-Dewenter *et al.*, 2002). Su questa base, è abbastanza evidente che gli habitat naturali risultano isolati e, tra questi, i più isolati sono *Tortulo-Scabiosetum* e *Echinophoro-Ammophiletum*, le cui specie sono, quindi, sottoposte ad un maggiore rischio di scomparsa; al contrario, le pinete rappresentano l'habitat a rischio minore.

Le comunità più frequenti sono, ovviamente, anche quelle che mostrano il maggior numero di contatti lungo i transetti; le formazioni arbustive risultano adiacenti a comunità molto diverse tra loro sia come ecologia che come posizione nella sequenza, quali ad esempio *Eriantho-Schoenetum*, comunità sinantropico-ruderali, impianti di essenze arboree, pinete, ecc.; lo stesso vale per le diverse comunità erbacee sinantropico-ruderali. Sia queste ultime, infatti, sia le formazioni arbustive non hanno una posizione precisa e costante nel paesaggio, ma si inseriscono, senza alcun modello definito, ad interrompere il paesaggio naturale. Diverso è il discorso relativo ai primi termini della sequenza psammofila che, oltre ad essere presenti con una frequenza bassa sono anche ecologicamente altamente specializzati e mostrano, quindi, una minore varietà di contatti che avvengono o con il termine immediatamente

precedente o successivo della sequenza o con cenosi erbacee ruderali. Anche le pinete mostrano una certa costanza nei contatti che avvengono solo con altre formazioni arboree o con arbusteti. Significativa è la situazione di *Tortulo-Scabiosetum* che presenta contatti solamente con formazioni arboree d'impianto e/o pinete.

L'effettivo isolamento di una patch dipende dal livello al quale il paesaggio, inteso come matrice circostante, facilita o impedisce il movimento degli organismi (Taylor *et al.*, 1993), quindi da quanto permeabili sono i suoi confini: maggiore è la differenza fra la patch e la matrice circostante, più la barriera sarà impenetrabile e maggiore l'isolamento. In questo contesto, il calcolo del contrasto può fornirci utili indicazioni. I risultati sono riportati in Fig. 3 e Tab. 3.

*Tortulo-Scabiosetum* è la comunità che presenta maggiore pregio naturalistico (Tab. 4), ma anche il valore più alto di contrasto (Fig. 3 e Tab. 3): le sue patches sono immerse in una matrice fortemente ostile in termini di struttura (contatto tra una comunità erbacea ed una arborea), composizione specifica (contatto fra una comunità naturale ed una artificiale) e qualità naturalistica. È chiaro che l'habitat si trova in uno stato di estrema vulnerabilità, e la sua persistenza è legata all'abilità delle specie componenti di colonizzare altri habitat della matrice o alla loro capacità di persistere finché ritornino condizioni favorevoli.

Le altre cenosi presenti mostrano una situazione alquanto differenziata.

Per quanto riguarda la qualità, le comunità delle prime

Tab. 3 - Valori di contrasto calcolati per le comunità rilevate  
 Tab. 3 - Values of habitat contrast index

Habitat	Contrasto pesato sull'area
1 <i>Sporobolo-Agrophyretum</i>	0,02
2 <i>Echinophoro-Ammophiletum</i>	6,79
3 <i>Sileno-Vulpietum</i>	0,03
4 <i>Tortulo-Scabioetum</i>	45,84
5 <i>Eriantho-Schoenetum</i>	15,41
6 Formazioni arbustive	10,33
7 Formazioni arboree	4,13
8 Pinete	0,02
9 Comunità sinantropico-ruderali	3,09

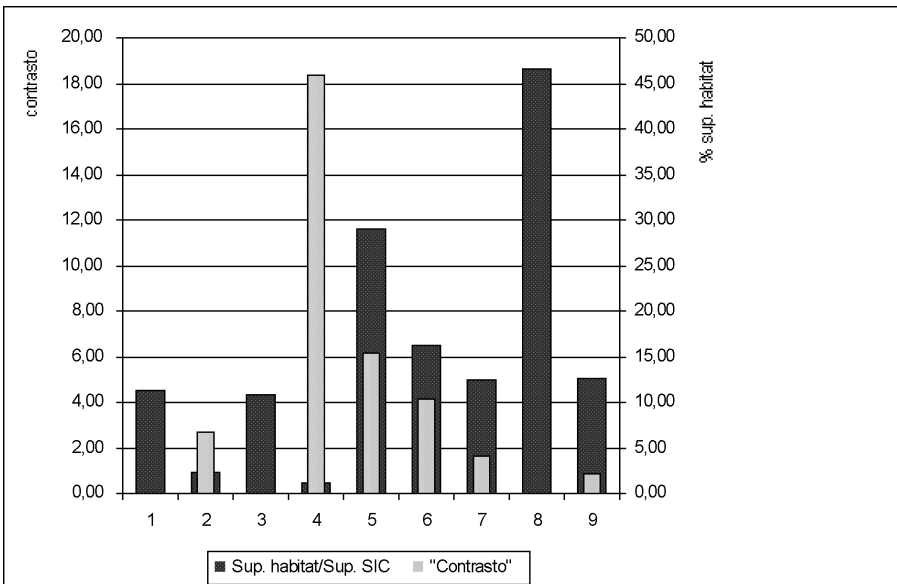


Fig. 3 - Confronto tra i valori del contrasto pesato sull'area delle singole comunità e percentuale di superficie ricoperta dall'habitat nel territorio indagato. I numeri corrispondono a quelli riportati in Tab. 2

Fig. 3 - Comparison between habitat contrast and percentage of covered surface. Numbers correspond to those of Tab. 2

dune (*Salsolo-Cakiletum*, *Sporobolo-Agrophyretum* e *Echinophoro-Ammophiletum*) presentano valori relativamente bassi: questo deriva in parte dalle caratteristiche intrinseche di queste comunità che sono naturalmente paucispecifiche, discontinue e con valore fitogeografico limitato essendo cenosi ad ampia distribuzione; in parte, valori così bassi sono indubbiamente imputabili alle forti modificazioni subite a seguito dell'utilizzo di questa fascia di spiaggia per la balneazione. Si viene così a creare un gradiente di qualità crescente dal mare verso l'entroterra, che

culmina nel *Tortulo-Scabioetum*. Ovviamente, il valore più basso è mostrato dalle comunità sinantropico-ruderali erbacee e arbustive, la cui composizione specifica è dominata da entità ruderali e/o alloctone (80-90% del totale delle specie). Un gradiente tendenzialmente contrario è espresso, invece, dalla percentuale di specie esotiche e ruderali presenti, per cui le comunità naturali che mostrano la minore resistenza all'invasione da parte di specie esotiche sono *Salsolo-Cakiletum maritimae*, *Sporobolo-Agrophyretum juncei* ed *Echinophoro-Ammophiletum arenariae*.

Tab. 4 - Valori di qualità espressi dalle diverse comunità rilevate. Per la spiegazione dei parametri utilizzati vedi Tab. 2  
 Tab. 4 - Naturalistic value of plant communities. See Tab. 2 for parameters and score

Habitat	1a	1b	1c	2a	2b	2c	2d	2e	Tot.	3
1 <i>Salsolo-Cakiletum</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	2
2 <i>Sporobolo-Agropyretum</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	2
3 <i>Echinophoro-Ammophiletum</i>	0	0	3	0	0	0	0	1	4	2
4 <i>Sileno-Vulpietum</i>	0	0	0	4	3	0	0	2	9	2
5 <i>Tortulo-Scabiosetum</i>	3	0	3	2	6	0	0	0	14	1
6 <i>Eriantho-Schoenetum</i>	0	1	3	2	0	4	2	0	12	1
7 Formazioni arbustive	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
8 Formazioni arboree ( <i>Alnus</i> , <i>Populus</i> sp.pl.)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
9 Pinete	0	0	0	1	0	0	0	1	2	2
10 Comunità sinantropico-ruderali	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3

Numerosi studi indicano che la frammentazione, causando una diminuzione delle superfici degli habitat e un aumento dei margini, può facilitare la diffusione e l'invasione di specie esotiche e/o ruderali o, comunque estranee agli habitat originari (With, 2002), che risultano vincenti in situazioni di forte eterogeneità a causa della loro elevata plasticità fenotipica (Sakai *et al.*, 2001). Anche se la "dimensione critica" di una patch dipende da un complesso di fattori inerenti caratteristiche intrinseche della comunità, la dinamica di popolazione e fattori casuali come il disturbo, è noto che la superficie

è una delle variabili importanti nel rendere le patches più o meno suscettibili all'invasione di specie provenienti dalla matrice, tanto che il fenomeno può portare ad una diminuzione della  $\beta$  diversità (Fahrig, 2001; Saunders *et al.*, 1991). Nel caso specifico, la diversa resistenza all'invasione può essere spiegata proprio anche sulla base della superficie delle patches: *Eriantho-Schoenetum*, ad esempio, che presenta il 14% di inquinamento floristico, ha superfici medie di 0,9 ha, mentre *Echinophoro-Ammophiletum*, con il 22% di specie esotiche nel corteggio specifico, ha patches molto

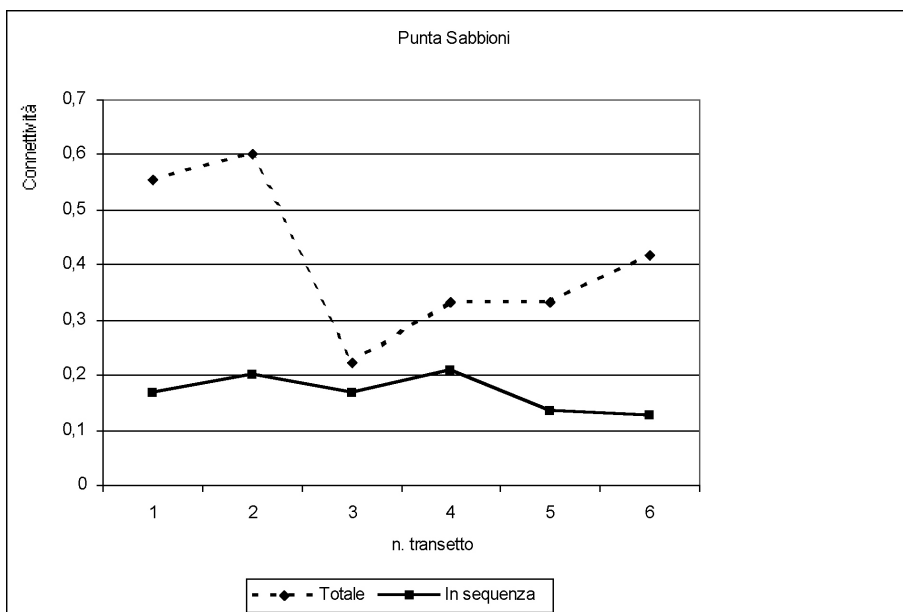


Fig. 4 - Connettività totale e relativa alle comunità della toposequenza a Punta Sabbioni  
 Fig. 4 - Total and partial connectivity at Punta Sabbioni



più ristrette, intorno a 0,2 ha.

Il calcolo dell'indice di connettività  $\gamma$  conferma l'elevata frammentazione evidenziata dall'analisi del paesaggio e dal calcolo del contrasto. La connettività totale (Fig. 4, 5 e 6) risulta mediamente abbastanza elevata (valori intorno a 0,5 - 0,6) in tutti i transetti analizzati, indicando un'elevata interconnessione fra gli elementi del paesaggio. Generalmente si tende a giudicare positivamente un paesaggio con elevata

connettività spaziale, ma, come già osservato da vari Autori (Acosta *et al.*, 2000; Tischendorf & Fahrig, 2000), questa tende ad aumentare con l'aumento della frammentazione. L'opinione risulta ancor più discutibile nel paesaggio costiero, dove un'elevata connettività indica piuttosto elevato disturbo. Se analizziamo, infatti, la connettività relativa alle comunità naturali della sequenza (Fig. 4, 5 e 6), i valori si abbassano notevolmente attestandosi intorno a 0,2. In un ambito

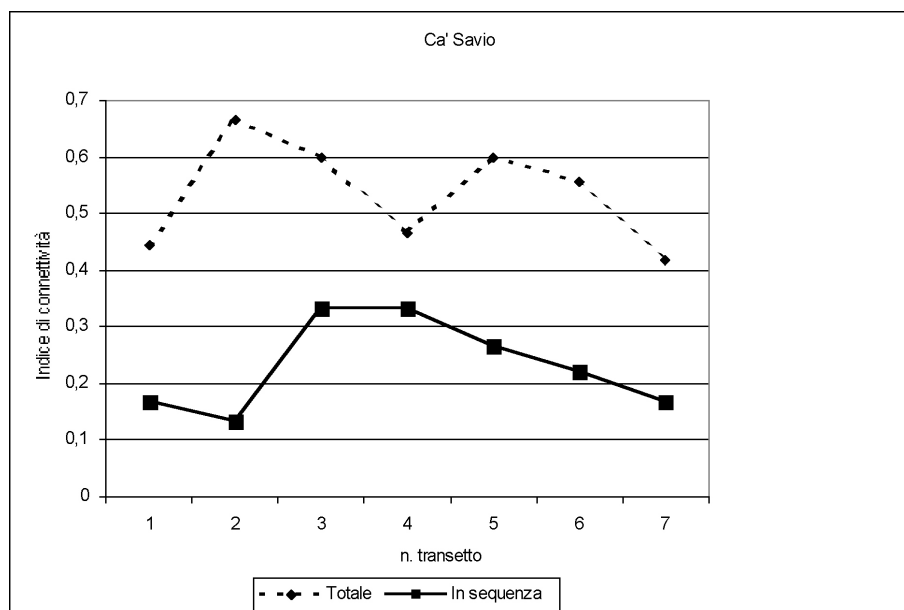


Fig. 5 - Connettività totale e relativa alle comunità della toposequenza a Ca' Savio  
Fig. 5 - Total and partial connectivity at Ca' Savio

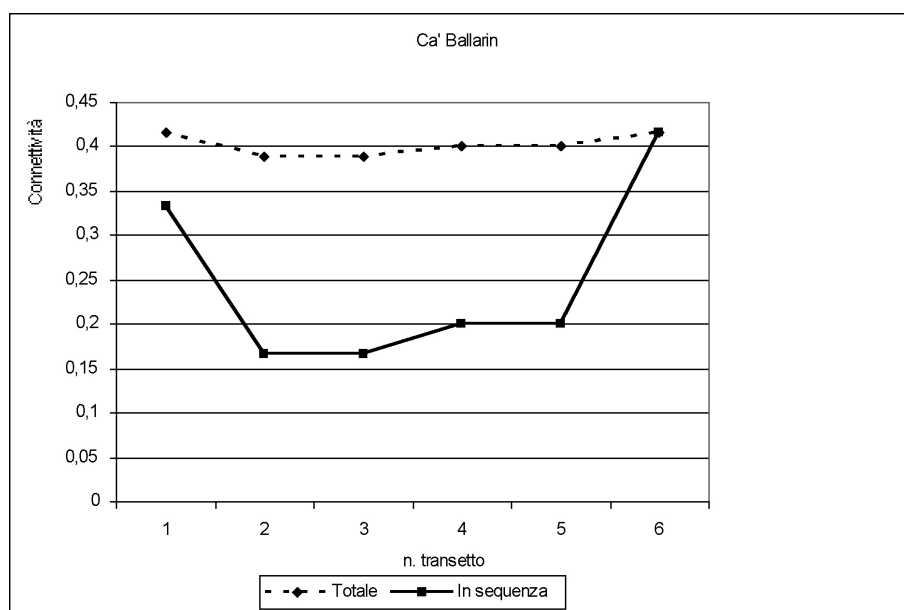


Fig. 6 - Connettività totale e relativa alle comunità della toposequenza a Ca' Ballarin  
Fig. 6 - Total and partial connectivity at Ca' Ballarin

caratterizzato da uno schema molto preciso di rapporti tra le singole componenti come è quello dunale, valori così bassi stanno ad indicare che la toposequenza è spesso interrotta da componenti estranee, rappresentate nel caso specifico da comunità sinantropico-ruderali erbacee o arbustive.

A scopo di esempio, si riporta un transetto relativo a Ca' Savio; i numeri corrispondono a quelli riportati in Tab. 2:



## Conclusioni

La frammentazione e i suoi effetti su popolazioni e comunità ha acquisito sempre maggiore importanza nelle problematiche di conservazione. Il processo di frammentazione causa la distruzione degli habitat o la loro riduzione in superficie, creando frammenti di habitat, che si possono definire “relitti” essendo circondati da nuovi tipi di “habitat” come campi coltivati, infrastrutture urbane, strade, ecc.. La frammentazione produce effetti anche sulle popolazioni di specie portando ad un declino nel numero di individui, aumentandone il rischio di estinzione, anche a seguito di riduzione del flusso genico, modificazioni delle interazioni interspecifiche che modificano i tassi demografici, ecc. (Jules & Shabani, 2003), e portando, in definitiva, ad un declino della ricchezza e della diversità specifica.

Per molto tempo, i frammenti relitti di habitat sono stati considerati come “isole” e tutti i nuovi habitat creati tra i frammenti (la matrice) analoghi all’“oceano” (Forman, 1995); la matrice in cui sono immersi gli habitat viene assunta, quindi come uniforme dal punto di vista ecologico e di conseguenza poco importante in quanto la maggior parte delle misure di connettività nella bibliografia riguardante l’ecologia delle popolazioni sono basate sulla semplice “distanza dal più vicino” e nella teoria delle metapopolazioni, il successo nel movimento degli individui dipende dalla distanza tra le patches e dall’intrinseca abilità di dispersione.

Solo recentemente si è cominciato a valutare l’importanza della qualità della matrice nel governare la dinamica delle popolazioni e delle comunità nei sistemi frammentati (Fahrig 2001; Gustafson & Gardner, 1996). In base a questa nuova visione del modello, la matrice non è più vista come un habitat uniforme, ma piuttosto come una serie di differenti habitat, che possono mostrare livelli diversi di alterazione e che possono quindi interagire in modo diverso con le comunità naturali;

conseguentemente i processi dinamici nei vari frammenti varieranno in funzione dei tipi di matrice che li circondano.

Come conseguenza di ciò, le strategie di conservazione devono avere come priorità la conservazione e il recupero degli habitat naturali, ma perché queste azioni giungano realmente a salvaguardare la continuità dei territori naturali e seminaturali in modo da consentire i normali processi di dinamica ecologica che sono alla base della biodiversità, occorre che sia presa in considerazione la qualità dell’intero paesaggio, compresa la matrice in cui sono immersi gli habitat di interesse.

## Bibliografia

- Acosta A., Anzellotti I., Blasi C. & Stanisci A., 1998. Sequenza fitotopografica nella duna costiera del Parco Nazionale del Circeo. In Stanisci A. & Zerunian S. (Eds.), *Flora e Vegetazione del Parco Nazionale del Circeo*. Ministero per le Politiche Agricole, Gestione ex A.S.F.D. (Sabaudia): 169-179.
- Acosta A., Blasi C. & Stanisci A., 2000. Spatial connectivity and boundary patterns in coastal dune vegetation in the Circeo National Park, Central Italy. *J. Veg. Sci.* 11: 149-154.
- Acosta A., Blasi C., Carranza M.L., Ricotta C. & Stanisci A., 2003a. Quantifying ecological mosaic connectivity and hemeroby with a new topoecological index. *Phytocoenologia* 33 (4): 623-631.
- Acosta A., Stanisci A., Ercole S. & Blasi C., 2003b. Sandy coastal landscape of the Lazio region (Central Italy). *Phytocoenologia* 33 (4): 715-726.
- Acosta A., Ercole S., Stanisci A. & Blasi C., in pubbl. Sandy coastal ecosystems and effects of disturbance in Central Italy. *Journal of Coastal Research* 39.
- Biondi E., 1999. Diversità fitocenotica degli ambienti costieri italiani. In Bon M., Sburlino G., Zuccarello V. (Eds.), *Aspetti ecologici e naturalistici dei sistemi lagunari e costieri*: 39-105. Arsenale Editrice, Venezia.
- Biondi E., Bagella S., Casavecchia S., Pinzi M. & Vagge I., 1999. La vegetazione a *Dasyrium villosum* (L.) P. Candargy lungo le coste dell’Italia settentrionale. *Documents Phytosociologiques* 19: 439-446.
- Blasi C., Carranza M.L., Di Marzio P. & Frondoni R., 1998. Landscape ecology and biodiversity for defining a sustainable management model. *Fresenius Envir. Bull.* 7: 175-182.
- Blasi C., Carranza M.L., Ercole S., Frondoni R. & Di Marzio P., 2001. Classificazione gerarchica del territorio e definizione della qualità ambientale. *Documenti IAED* 4: 29-50.
- Braun-Blanquet J., 1928. *Pflanzensoziologie*. Springer, Berlin.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Ed. 3. Springer, Wien.
- Corbetta F., Puppi G., Speranza M. & Zanotti A.L., 1984.

- Vegetational outlines of North Adriatic Coasts. *Acta Bot. Croat.* 43: 191-206.
- Fahrig L., 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65-74.
- Farina A., 2001. *Ecologia del Paesaggio. Principi, metodi e applicazioni.* UTET, Torino.
- Ferrari C., Gerdol R. & Lasen C., 1989. I popolamenti: tipologia della vegetazione. In AA.VV., *Le pinete litorali nel Veneto: 38-48. Regione Veneto, Ass. Agricoltura Foreste, Dipt. Foreste Econ. Mont. Multigraf, Spinea (Venezia).*
- Forman R.T.T., 1995. *Land Mosaic.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986. *Landscape Ecology.* John Wiley & Sons, New York.
- Gamper U., 2002. Caratteristiche ecologiche della vegetazione a carattere mediterraneo presente sul litorale sedimentario nord-adriatico, con particolare riguardo alle problematiche di conservazione della biodiversità fitocenotica. Tesi di dottorato, Univ. Catania.
- Géhu J.-M. & Biondi E., 1994. Antropizzazione delle dune del Mediterraneo. In Ferrari C., Manes F., Biondi E. (Eds.), *Alterazioni ambientali ed effetti sulle piante: 160-176.* Edagricole, Bologna.
- Géhu J.-M. & Biondi E., 1996. Synoptique des associations végétales du littoral adriatique italien. *Giorn. Bot. Ital.* 130 (1): 257-270.
- Géhu J.-M., Scoppola A., Caniglia G., Marchiori S. & Géhu-Franck J., 1984. Les systèmes végétaux de la côte nord-adriatique italienne, leur originalité à l'échelle européenne. *Documents Phytosociologiques* 8: 485-558.
- Ghirelli L., 1993. Il leccio e le leccete nel Veneto. Tesi di dottorato, Univ. Catania.
- Gu W., Heikkilä R. & Hanski I., 2002. Estimating the consequences of habitat fragmentation on extinction risk in dynamic landscape. *Landscape Ecology* 17: 699-710.
- Gustafson E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Gustafson E.J. & Gardner R.H., 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonisation. *Ecology* 77 (1): 94-107.
- Jules E.S. & Shabani P., 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *J. Veg. Sci.* 14: 459-464.
- Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti – Magistrato alle Acque di Venezia – Consorzio Venezia Nuova, 2001. Studio C.7.2 “Caratterizzazione delle unità territoriali del litorale, delle isole minori e della fascia di gronda perlagunare”. Carta della vegetazione emersa dei litorali, SELC p.s.c.a.r.l.
- Murphy H.T. & Lovett-Doust J., 2004. Context and connectivity in plant metapopulation and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105: 3-14.
- Pignatti S., 1952. Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. *Arch. Bot.* 28(4): 265-329.
- Pignatti S., 1953a. Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. *Arch. Bot.* 29(2): 65-98.
- Pignatti S., 1953b. Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. *Arch. Bot.* 29(3): 129-174.
- Poldini L., 1989. *La vegetazione del Carso isontino e triestino.* Ed. Lint, Trieste.
- Poldini L., Vidali M. & Fabiani M. L., 1999. La vegetazione del litorale sedimentario del Friuli-Venezia Giulia (NE Italia) con riferimenti alla regione Alto-Adriatica. *Studia Geobotanica* 17: 3-68.
- Poldini L., Vidali M. & Zanatta K., 2002. La classe Rhamno-Prunetea in Friuli Venezia Giulia e territori limitrofi. *Fitosociologia* 39 (1) (suppl. 2): 29-56.
- Ricotta C., Marignani M., Campatola F., Avena G. C. & Blasi C., 2003. A partial order approach for summarizing landscape quality. *Community Ecology* 4 (2): 121-127.
- Rossi G., Tomaselli M. & Gualmini M., 1999. Messa a punto metodologica sul problema dell'indicizzazione del valore naturalistico delle comunità vegetali. *Arch. Geobot.* 5 (1-2): 129-133.
- Saunders D.A., Hobbs R.J. & Margules C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With K.A., Baughman S., Cabin R.J., Cohen J.E., Ellstrand N.C., McCauley D.E., O'Neil P., Parker I.M., Thompson J.N. & Weller S.G., 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 305-352.
- Schumaker N.H., 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77 (4): 1210-1225.
- Stanisci A., Acosta A., Ercole S. & Blasi C., 2004. Plant communities on coastal dunes in Lazio (Italy). *Ann. Bot. n.s. IV:* 115-128.
- Steffan-Dewenter I., Münzenberg U., Bürger C., Thies C & Tschantke T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83 (5): 1421-1432.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K. & Merriam G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Tischendorf L. & Fahrig L., 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633-641.
- With K.A., 2002. The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology* 16: 1192-1203.
- With K.A., Gardner R.H. & Turner M.G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous landscape. *Oikos* 78: 151-169.