

La Carta della Rete Ecologica della Regione Toscana: aspetti metodologici e applicativi

Giacomo Santini (*), Cristina Castelli (**), Bruno Foggi (*), Filippo Frizzi (*),
Leonardo Lombardi (**), Michele Giunti M. (**)

(*) Dipartimento di Biologia dell'Università di Firenze, giacomo.santini@unifi.it

(**) NEMO srl, Piazza Azeaglio 11 – 50121, Firenze giunti@nemoambiente.com

Riassunto

Nell'ambito delle politiche di tutela della biodiversità applicate a territori ad elevata antropizzazione, risultano di estrema importanza gli interventi in grado di riqualificare gli habitat degradati, ma soprattutto quelli finalizzati a ridurre la perdita e la frammentazione degli ecosistemi, migliorando i livelli di permeabilità ecologica diffusa del territorio. L'obiettivo di tali azioni è la riqualificazione, o la nuova creazione, delle interconnessioni ecosistemiche attraverso le quali permettere flussi di nutrienti, di patrimoni genetici, di specie e di popolazioni animali e vegetali.

La realizzazione della Rete Ecologica Toscana (RET) si è basata su modelli di idoneità ambientale dei diversi usi del suolo rispetto alle specie focali (specie sensibili alla frammentazione). La RET, sviluppata in scala 1:100.000, è incentrata principalmente sugli ecosistemi forestali e sugli agroecosistemi e, secondariamente, sulle reti potenziali relative agli ambienti umidi, costieri e rupestri.

Abstract

Management interventions aimed to enhance degraded habitats are extremely important among the biodiversity protection policies applied to areas of high human activity. The most important actions are directed towards reducing the ecosystem loss and fragmentation, improving the level of ecological permeability widespread in the area.

The goal is to create or restore the ecosystem interconnection to allow flows of food, genetic inheritance, species and populations of plants and animals.

The Ecological Network Toscana (RET) is found on habitat suitability models of the different land use as regards the focal species (species sensitive to fragmentation). The RET, developed at 1:100,000 scale, is focused mainly on forest ecosystem and agroecosystem and secondly on potential networks of wetland, coastal and rocky.

Premessa

Il processo noto come “frammentazione ambientale” costituisce una delle principali cause di perdita di diversità biologica a livello mondiale. Nella sua accezione ormai consolidata (Haila, 2002, Fischer e Lindenmayer, 2007; Battisti e Romano, 2007), la frammentazione ambientale sottende una serie di processi teoricamente distinti ma difficilmente separabili nella pratica: la riduzione della superficie di ambienti idonei, la loro progressiva “insularizzazione” e la diminuzione della qualità/idoneità dei frammenti residui. Il processo di frammentazione ha conseguenze diverse da specie a specie dipendendo dai modelli di dispersione e dalla possibilità di adattamento di ciascuna di esse. Gli effetti della frammentazione sulle popolazioni di alcune specie animali e vegetali sono divenuti nel tempo ben noti; per altre (soprattutto nel contesto mediterraneo) ci sono ancora molti aspetti da indagare e chiarire. In generale, la riduzione della superficie utilizzabile di un certo habitat determina una serie di fenomeni a cascata che portano, inevitabilmente, alla perdita di ricchezza biologica, sia in termini quantitativi (riduzione del numero di specie) sia in termini

qualitativi (scomparsa delle specie più sensibili, di maggiori dimensioni e meno adattate al disturbo). La teoria ecologica ha ampiamente dimostrato come la probabilità di estinzione di una popolazione dipenda dalle sue dimensioni e aumenti sensibilmente al diminuire del numero di individui che la compongono (Lande, Engen & Saether, 2003).

La comprensione degli effetti della frammentazione ha contribuito a generare la consapevolezza che una corretta conservazione e gestione dei sistemi naturali, e dei processi che li caratterizzano, non possa essere realizzata focalizzando l'attenzione sulle singole unità ambientali (frammenti, aree protette) secondo un approccio "insulare" della conservazione, ma che piuttosto questa si debba esplicare ad una scala spaziale più ampia, di paesaggio, all'interno della quale l'area di interesse si colloca e interagisce con il resto del territorio. In definitiva, la tutela delle stazioni di habitat e specie rare tramite l'istituzione di aree protette deve essere affiancata da interventi a una scala spaziale più ampia, che considerino la disponibilità di habitat idonei e le connessioni fra essi individuando, ripristinando e, dove necessario, progettando aree e direttrici di collegamento ecologico e migliorando la permeabilità della matrice.

Un elemento importante alla base dell'approccio delle reti ecologiche è costituito dal concetto di *scala*. Poiché fenomeni ecologici diversi si manifestano a scale spaziali differenti, è fondamentale che le misure di conservazione adottate agiscano alle diverse scale. Ad esempio, per quanto riguarda le specie ornitiche, è noto come la struttura della comunità dipenda oltre che da fattori biogeografici, anche dalle caratteristiche intrinseche dell'ambiente; tra queste, diversi studi hanno dimostrato, ad esempio per gli uccelli forestali, l'effetto sia della struttura del bosco che del contesto ambientale in cui il bosco stesso si trova (Tellini Florenzano et al., 2006; Mortelliti et al., 2010).

E' noto che le conseguenze della frammentazione ambientale sono strettamente specie-specifiche (cfr. Davies et al., 2001), tanto per gli animali che per le piante. E' stato ad esempio osservato come la frammentazione degli ecosistemi forestali porti ad una maggiore diversità specifica vegetale ma determini un impoverimento di quelle strettamente nemorali, generalmente assai più esigenti (cfr. Frate et al., 2011; Digiovinazzo P, 2009). La risposta alla frammentazione è stata recentemente studiata in modo mirato per alcuni *taxa* evidenziando differenze significative in relazione alle caratteristiche ecologiche delle diverse specie (cfr. Mortelliti, 2007).

Al progetto Rete Ecologica Toscana (RET), finanziato dalla Regione Toscana, hanno lavorato botanici, zoologi ed ecologi del Dipartimento di Biologia e del Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze assieme a professionisti ed esperti del settore. La ricerca si è sviluppata tra dicembre 2009 e luglio 2013. Determinante è stata la collaborazione con il Centro Ornitologico Toscano (COT) che ha messo a disposizione la propria banca dati georeferenziata.

Il materiale cartografico di base

Per la realizzazione di modelli d'idoneità ambientale dei gruppi di specie è stata adottata la scala di analisi 1:100.000, sia perché è la stessa adottata dal Corine Land Cover (CLC 2006), sia perché considerata la scala più coerente ai processi ecologici analizzati.

Relativamente agli ecosistemi ripari, non opportunamente identificabili al 100k, si è deciso di effettuare un'analisi speditiva che permettesse di implementare il CLC 2006 con l'informazione inerente la presenza di vegetazione lungo 24 aste fluviali regionali, su oltre 1.500 km di lunghezza.

Per l'elaborazione dei modelli d'idoneità si è utilizzato anche i seguenti due strati informativi: 1) Tipi climatici; 2) Inventario Forestale della Toscana (IFT)

L'IFT è stato utilizzato per ricavare l'informazione relativa alla forma di governo. A tal fine è stata operata una riclassificazione delle tipologie strutturali, accorpandole in 3 macrocategorie, ritenute significative ai fini della modellizzazione: *boschi invecchiati*, *boschi giovani*, *altro*.

La selezione delle specie focali

Nel progetto RET i due modelli di rete, quella degli ecosistemi forestali e quella dei sistemi agropastorali, sono stati realizzati in funzione di due distinti gruppi di specie, a cui sono rispettivamente legati in virtù delle loro preferenze ambientali. All'interno di ciascuno di questi

gruppi sono state selezionate le specie che si distinguono per la loro sensibilità alla frammentazione. E' sulle esigenze e caratteristiche ecologiche di queste *specie focali* che si sono quindi fondate la valutazione della idoneità del territorio e l'individuazione degli elementi funzionali delle reti, seguendo l'approccio proposto da Lambeck (1997) e ripreso successivamente da numerose esperienze di pianificazione di reti ecologiche.

Alcuni criteri più oggettivi e contestualizzati ai territori analizzati per la valutazione della sensibilità alla frammentazione delle specie in essi presenti sono proposti da Battisti (2008), Amici et al. (2010) e Battisti & Luiselli (2011), i quali sperimentano e affinano su Mammiferi e Rettili un metodo *expert-based* che, nelle sue linee essenziali, è stato impostato da Ewers & Didham (2006). Tale metodologia si fonda sulla possibilità di valutare la risposta alle diverse componenti della frammentazione, sulla base della conoscenza di cinque caratteristiche ecologiche, per ciascuna specie (tabella 1).

Nella RET la selezione delle specie focali si è basata su quest'ultima linea metodologica, pur con alcune modifiche. E' stato innanzitutto stilato l'elenco dei Vertebrati terrestri presenti in Toscana con l'esclusione delle specie alloctone; di quelle insulari (del tutto o in prevalenza) o ad areale estremamente ridotto, delle specie ornitiche solo migratrici e di quelle ittiche delle acque interne, per motivi di scala di analisi.

Sul risultante elenco di specie sono state selezionate solo quelle legate agli agroecosistemi e ai sistemi forestali.

Le specie che, in base all'attribuzione dei punteggi, hanno raggiunto o superato la rispettiva soglia di sensibilità per almeno una delle componenti sono state considerate *focali*.

Contestualmente, l'analisi sulla disponibilità dei dati utili ad elaborare i modelli alla scala regionale, ha portato infine a selezionare le specie riportate in tabella 2.

I modelli di idoneità ambientale e la restituzione cartografica della RET

I due modelli realizzati si basano sullo sviluppo di GLM (*Generalized Linear Models*), ovvero metodi analitici adatti a verificare se, e in quale misura, l'andamento di una determinata variabile dipendente (in questo caso la presenza/assenza, o meglio la ricchezza, della *guild* sul territorio) sia determinato da altre variabili indipendenti, dette anche "esplicative" che, nel caso in questione, sono rappresentate da alcune caratteristiche ambientali (uso del suolo, tipo climatico e, nel caso degli ecosistemi forestali, anche la forma di governo). Tali modelli permettono di analizzare l'effetto di differenti variabili con una notevole elasticità e vengono pertanto ampiamente impiegati nelle analisi ecologiche (Rushton et al. 2004). L'output del modello restituisce per ogni variabile esplicativa un valore percentuale, detto anche *varianza spiegata*, che suggerisce in quale misura quella variabile sia responsabile dell'andamento della variabile dipendente. I dati di presenza sono quelli derivanti dal progetto di Monitoraggio degli uccelli nidificanti in Toscana (Archivio COT), raccolti con il contributo della Regione Toscana.

Per la creazione del modello di idoneità potenziale per la *guild* di specie forestali sono stati usati alcuni accorgimenti analitici, allo scopo di definire le aree a maggior probabilità di occorrenza delle specie. In prima battuta, la mappa di idoneità potenziale è stata creata prendendo in considerazione soltanto 2 variabili: categorie di uso del suolo e fasce dei tipi climatici. Le categorie di uso del suolo del CLC 2006 sono state accorpate in 17 macrocategorie per semplificare le analisi.

I due strati informativi sono stati tra loro integrati e la carta così ottenuta è stata poi rasterizzata con celle di 100 m di lato che hanno rappresentato l'unità minima di analisi della correlazione (positiva o negativa) tra la variabile dipendente (presenza/assenza di specie della *guild*, tenuto conto anche della ricchezza) e quelle indipendenti. I valori di idoneità potenziale espressi all'interno di ogni cella vanno da zero a 5 (ricchezza specifica *max* della *guild* forestale).

Tabella 1 – Valori attribuiti alla sensibilità alla frammentazione in base alle 5 caratteristiche ecologiche (fonte: Battisti, 2008, modificata). Nota: in caso di assenza di risposta al processo, o di difficoltà interpretativa, è stato attribuito valore zero.

CATEGORIA	GIUDIZIO	SENSIBILITÀ ALLE COMPONENTI		
		RIDUZIONE HABITAT	AUMENTO ISOLAMENTO	EFFETTO MARGINE
Livello trofico	Alto	3	3	0
	Medio/Alto	2,5	2,5	0
	Medio	2	2	0
	Medio/Basso	1,5	1,5	0
	Basso	1	1	0
Capacità dispersiva	Bassa	0	3	3
	Media/Bassa	0	2,5	2,5
	Media	0	2	2
	Media/Alta	0	1,5	1,5
	Alta	0	1	1
Dimensione corporea	Grande	3	3	0
	Media/Grande	2,5	2,5	0
	Media	2	2	0
	Media/Piccola	1,5	1,5	0
	Piccola	1	1	0
Ampiezza di nicchia	Generalista	1	1	1
	Media/Generalista	1,5	1,5	1,5
	Media	2	2	2
	Media/Specialista	2,5	2,5	2,5
	Specialista	3	3	3
Rarità	Rara	3	3	0
	Media/Rara	2,5	2,5	0
	Media	2	2	0
	Media/Abbondante	1,5	1,5	0
	Abbondante	1	1	0
VALORI SOGLIA		≥8	≥10	≥4

Tabella 2 – Elenco delle specie focali utilizzate per i due ecosistemi analizzati.

FORESTALI	N. dati	AGROPASTORALI	N. dati
Picchio rosso maggiore	366	Albanella minore	31
Tordela	138	Torcicollo	288
Cincia bigia	216	Calandro	67
Picchio muratore	429	Cutrettola	58
Rampichino comune	525	Averla capirossa	59
		Averla piccola	370
TOTALE	1.674	TOTALE	873

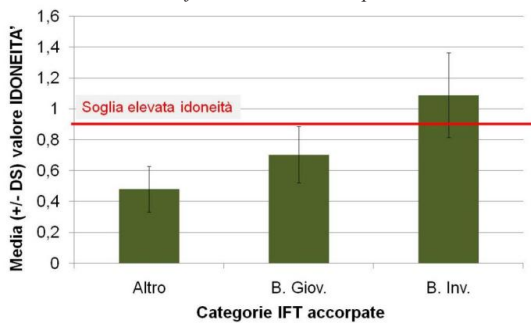
Prima di procedere al secondo grado di analisi, sono state individuate le aree considerate “non idonee” mediante la definizione di una soglia minima calcolata attraverso la media (-ES) dei valori di idoneità delle categorie di uso del suolo presenti nelle stazioni ricadenti al di fuori dalle aree forestali e in cui non risultava alcuna specie della *guild*.

La fase successiva ha previsto l’analisi dell’idoneità ambientale delle sole aree non escluse dalla precedente fase, introducendo il dato della complessità strutturale derivante dall’Inventario Forestale ed escludendo invece l’informazione dei tipi climatici, rivelatasi ininfluenza rispetto al CLC.

Con un procedimento simile a quello precedentemente effettuato, si è proceduto ad individuare una soglia di valore massimo (pari a 0.894) oltre la quale alle celle è stata attribuita una idoneità potenziale elevata. Il modello realizzato è stato poi sottoposto ad un processo di verifica mediante l’utilizzo di un *set* differente di dati riferito alle medesime specie focali utilizzate nel modello, (dati del progetto “Cronaca ornitologica” dell’archivio COT), come campione del tutto indipendente da

quello utilizzato nel modello. I risultati hanno evidenziato una frequenza media del 42,4% per la guild delle 5 specie focali all'interno delle aree a idoneità massima, a fronte di una copertura regionale delle suddette aree pari al 14% della superficie complessiva. Un ulteriore processo di verifica ha utilizzato anche dati relativi ad altre specie focali precedentemente non utilizzate nel modello, appartenenti anche ad altri gruppi sistematici, con esito, anche in questo caso, più che soddisfacente. Una verifica particolarmente interessante per gli aspetti forestali è stata quella del rapporto tra età del bosco (desunta dall'IFT e descritta con le 2 ampie classi: *boschi invecchiati* e *boschi giovani*) e idoneità forestale potenziale. La figura 1 mostra come vi sia una correlazione evidente tra la presenza di specie sensibili alla frammentazione e l'età media delle formazioni forestali.

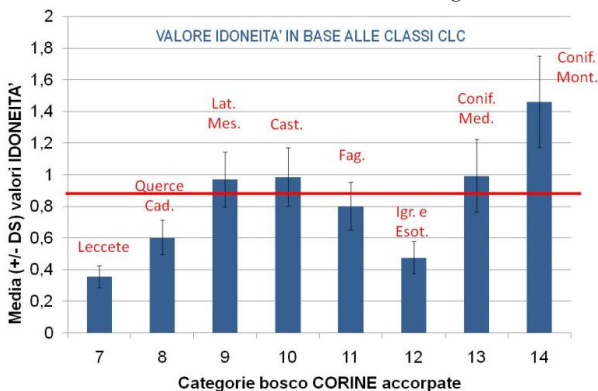
Figura 1 – Valore di idoneità rispetto alle categorie dell'Inventario Forestale
(B. Inv. = fustaie, castagneti da frutto e cedui invecchiati o in conversione; B. Giov. = cedui a regime, fustaie di recente impianto, boschi incendiati; Altro: boschi non classificati).



Sempre per gli ecosistemi forestali, è interessante verificare come i valori di idoneità potenziale siano mediamente superiori nei boschi a dominanza di conifere e in buona parte dei castagneti e dei boschi di latifoglie mesofile. Molto bassi risultano, al contrario, i valori medi di idoneità nelle formazioni di sclerofille mediterranee e in quelle di latifoglie esotiche (essenzialmente robinieti). Valori intermedi risultano quelli dei querceti e delle faggete, una parte delle quali superano la soglia di idoneità massima (Figura 2).

Questi risultati sono evidentemente da mettere in correlazione all'età media e, di conseguenza, alle caratteristiche strutturali delle diverse categorie forestali come effetto di prevalenti modalità gestionali.

Figura 2 – Valore di idoneità rispetto alle classi forestali del CLC (in parte accorpate).
La linea rossa indica il valore soglia delle aree considerate a maggior idoneità.



Queste semplici ma importanti verifiche hanno permesso di giudicare positivamente la metodologia adottata, poiché i risultati che emergono dal modello sono perfettamente coerenti con quanto già noto in letteratura per le specie selezionate ed evidenziano l'importante ruolo ecologico assunto dagli esemplari arborei di maggiori dimensioni che normalmente caratterizzano i boschi a dominanza di conifere, ancorché artificiali, molti dei quali risultano di vecchio impianto e oggi sono in fase avanzata di naturalizzazione, con ingresso spontaneo di latifoglie e specie del sottobosco che ne aumenta il loro valore ecologico complessivo.

Molto interessante è anche la conferma dello scarso valore ecologico assunto dai boschi dominati da specie alloctone (in massima parte robinieti) che dimostra quanto la forma di governo attuata (ceduo semplice), finalizzata alla loro perpetuazione, non sia affatto adatta al mantenimento di popolazioni di specie sensibili alla frammentazione.

Discorso diverso invece occorre fare per leccete, che pure presentano valori estremamente bassi di idoneità. Si ritiene che ciò possa essere legato sia all'effettiva scarsa complessità strutturale che caratterizza ancora oggi la maggior parte delle formazioni a sclerofille e le rende pertanto non abbastanza idonee ad ospitare specie "tipicamente" forestali, sia al risultato di una pressione plurisecolare nei boschi mediterranei che ha determinato, fino agli anni '50 del secolo scorso, un forte impoverimento di biomassa e necromassa arborea tale da determinare livelli altissimi di frammentazione ecologica, fino alla rarefazione/estinzione locale di molte specie tipicamente forestali su estesi territori (Promontorio di Piombino, Bandite di Follonica e Scarlino, Monti dell'Uccellina, Argentario, ecc.) (si veda figura 4).

Oggi la gran parte di questi territori largamente boscati tende ad un progressivo invecchiamento per una ridotta frequenza di utilizzazione rispetto al passato (sebbene in recente nuovo incremento); tuttavia non è ancora possibile capire se le modalità gestionali attuali risultino adeguate e se, quindi, stia già iniziando una fase di lenta ricolonizzazione a partire dai principali nuclei sorgente presenti nelle Colline Metallifere e nell'area amiatina.

A questo riguardo, Mortelletti (2007) ha dimostrato che la qualità degli habitat forestali è un fattore essenziale per molte specie ma oltre certe soglie di frammentazione e oltre certi limiti di dimensioni ed isolamento, anche valori estremamente elevati di abbondanza di risorse non conducono ad un incremento della probabilità di presenza.

Un recente lavoro sulle cerrete della Valtiberina (Tellini Florenzano et al., 2012) dimostra una preferenza significativa per la gran parte delle specie per i cedui in conversione rispetto ai cedui semplici matricinati in esercizio.

La carta d'idoneità potenziale così prodotta e verificata, è stata poi trasformata da formato *raster* (celle di 100 m) nuovamente in formato vettoriale, in coerenza da un punto di vista topologico con il CLC originario; per l'attribuzione dei valori ai poligoni del CLC, sulla base dei valori delle celle raster sottostanti, è stata applicata la seguente formula (si veda anche la figura 3):

$$V_p = \left(\frac{S_h}{S_t} + \frac{S_m}{2S_t} \right)$$

dove V_p è il valore di idoneità da attribuire al poligono, S_h è la superficie della porzione di poligono sovrapposta ai quadrati con valori di alta idoneità (verde scuro nella figura 3), S_m è la superficie della parte di poligono sovrapposta ai quadrati di media idoneità (verde chiaro) e S_t è la superficie totale del poligono (le aree giallo scuro sono quelle scarsamente idonee).

Il valore di V_p varia da 0 a 1 e tiene in considerazione sia le aree a media idoneità che le aree ad alta idoneità, dando però un peso doppio a quest'ultima.

Per semplificare le analisi successive, si è poi proceduto a riclassificare tali valori in 3 livelli di idoneità così definiti: area a idoneità bassa (0-0,3); media (0,3-0,7) e alta (0,7-1).

Figura 3 – Esempio di attribuzione dei punteggi alle celle di diversa idoneità.

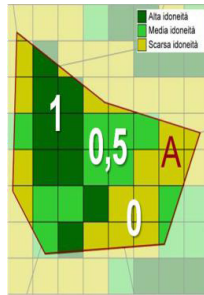
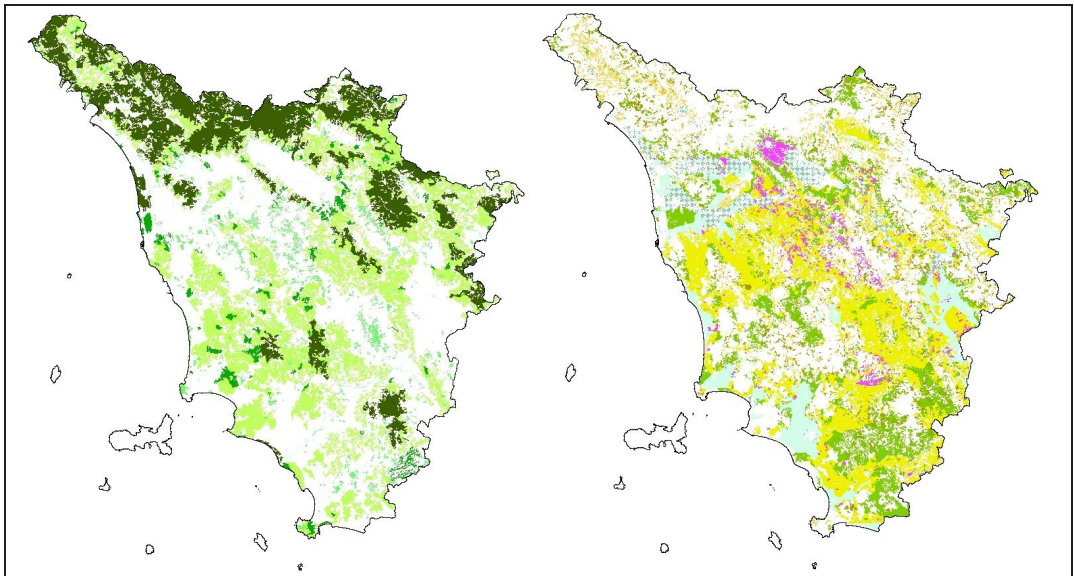


Figura 4 – Mappe della Rete Ecologica Toscana (sistemi forestali a sx e agroecosistemi a dx).



La procedura per la redazione della mappa di idoneità potenziale per i sistemi agropastorali ha previsto una sola fase e un solo parametro inserito nel modello, il CLC 2006. I dati climatici, dopo essere stati considerati in una prima fase anche in questa analisi, sono infatti risultati ininfluenti e, pertanto, estromessi per semplificare il modello. Anche in questo caso è stata individuata una soglia minima di “non idoneità” (in questo caso pari a 0.209), ed una (0.280) oltre la quale le celle sono definite ad “alta idoneità”. Le aree ad elevata idoneità (aree in verde nella figura 4 a dx) coprono circa il 7% della superficie regionale. Le categorie Corine che risultano avere i valori di idoneità più alti sono: praterie (Cod. 3211 e 3212), oliveti (Cod. 223) e prati da sfalcio (Cod. 231). Valori intermedi sono stati registrati nella categoria delle aree agricole eterogenee (Cod. 241, 242 e 243) e nei seminativi (Cod. 2111 e 2112). Anche in questo caso si è proceduto ad una verifica dei risultati del modello mediante l'utilizzo di un altro *set* di dati che ha dato esito positivo (il 12% delle segnalazioni delle specie focali ricade all'interno delle aree a massima idoneità) anche se in modo non così evidente come per il modello di idoneità forestale. Ciò potrebbe dipendere sia dal campione numericamente più esiguo utilizzato per la verifica, che da una correlazione meno “forte” tra la variabile dipendente e la variabile indipendente (categoria CLC). I risultati evidenziano comunque l'efficacia del *set* di specie focali utilizzate.

Riferimenti bibliografici

- Amici V., Geri F., Battisti C., 2010. *An integrated method to create habitat suitability models for fragmented landscapes*. Journal for Nature Conservation 19, 215-223.
- Battisti C., Romano B., 2007. *Frammentazione e Connettività. Dall'analisi ecologica alle strategie di pianificazione*. Città Studi, Torino, 442 pp.
- Battisti, 2008 – *Le specie 'focali' nella pianificazione del paesaggio: una selezione attraverso un approccio expert-based*. – Biologia Ambientale, 22 (1): 5-13, 2008.
- Battisti C., Luiselli L., 2011 *Selecting focal species in ecological network planning following an expert-based approach: Italian reptiles as a case study*. Journal for Nature Conservation, 19(2):5 (2011).
- Davies K. F, Gascon C., Margules c.R., 2001 – *Habitat fragmentation: consequences, management and future research priorities*. In: Soulè M.E., Orians G.H., 2001 (Eds). Conservation biology. Research priorities for the next decade. Society for Conservation Biology, Island Press: 81-97.
- Digiovannozzo P., Ficetola F.G., Padoa-Schioppa E., Bottoni L., Andreis C. 2009 – *Effetti della frammentazione sulla biodiversità vegetale delle formazioni boschive in ambito antropizzati*. Natura Bresciana, Ann. Mus. Civ. Sc. Nat. Brescia, 2009, 36: 251-255.
- Ewers R.M., Didham R.K., 2006. *Confounding factors in detection of species responses to habitat fragmentation*. Biological reviews, 81: 117-142.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). *Landscape modification and habitat fragmentation, a synthesis*. Global Ecology and Biogeography 16, 265-280.
- Frate L., Carranza M.L., Paura B., Di Biasi N. 2011 – *Analisi della diversità floristica dei boschi lungo un gradiente di frammentazione: un caso di studio nelle faggete dell'Appennino molisano*. Forest@ 8: 137-148 [online 2011-11-02] URL: <http://www.sisef.it/forest@/show.php?id=677>
- Haila, Y. (2002). *A conceptual genealogy of fragmentation research, from island biogeography to landscape ecology*. Ecological Applications 12, 321-334.
- Lande, R., S. Engen and B.-E. Sæther (2003). *Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation Acta Biotheoretica 2004, Volume 52, Issue 3, pp 219-220*.
- Mortelliti A., 2007 *Effetti della frammentazione del Paesaggio sui Mammiferi (Carnivori, Insettivori, Roditori) in Provincia di Siena*. Relazione tecnica inedita. Provincia di Siena.
- Lambeck R.J., 1997. *Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation*. Conservation biology, 19: 1547-1556.
- Mortelliti A., Fagiani S., Battisti C., Capizzi D., Boitani L., 2010. *Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest dependent birds*. Diversity and Distributions 16 (6), 941-951
- Rushton S.P., Ormerod S.J., Kerby G. 2004 – *New paradigms for modelling species distributions?* Journal of Applied Ecology 41: 193-200. – doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00903.x.
- Tellini Florenzano G., Guidi C., Di Stefano V., Londi G., Mini L. & Campedelli T. 2006 – *Effetto dell'ambiente a scala di habitat e di paesaggio su struttura e composizione della comunità ornitica delle abetine casentinesi (Appennino Settentrionale)*. Riv. Ital. Orn., Milano 76 (1): 151-166, 30-XI-2006
- Tellini Florenzano G., Campedelli T., Cutini S., Londi G., 2012. *Diversità ornitica nei cedui di cerro utilizzati e in conversione: un confronto nell'Appennino settentrionale*. Forest@ 9: 185-197 [online 2012-07-23] URL: <http://www.sisef.it/forest@/contens/?id=efor0697-009>.